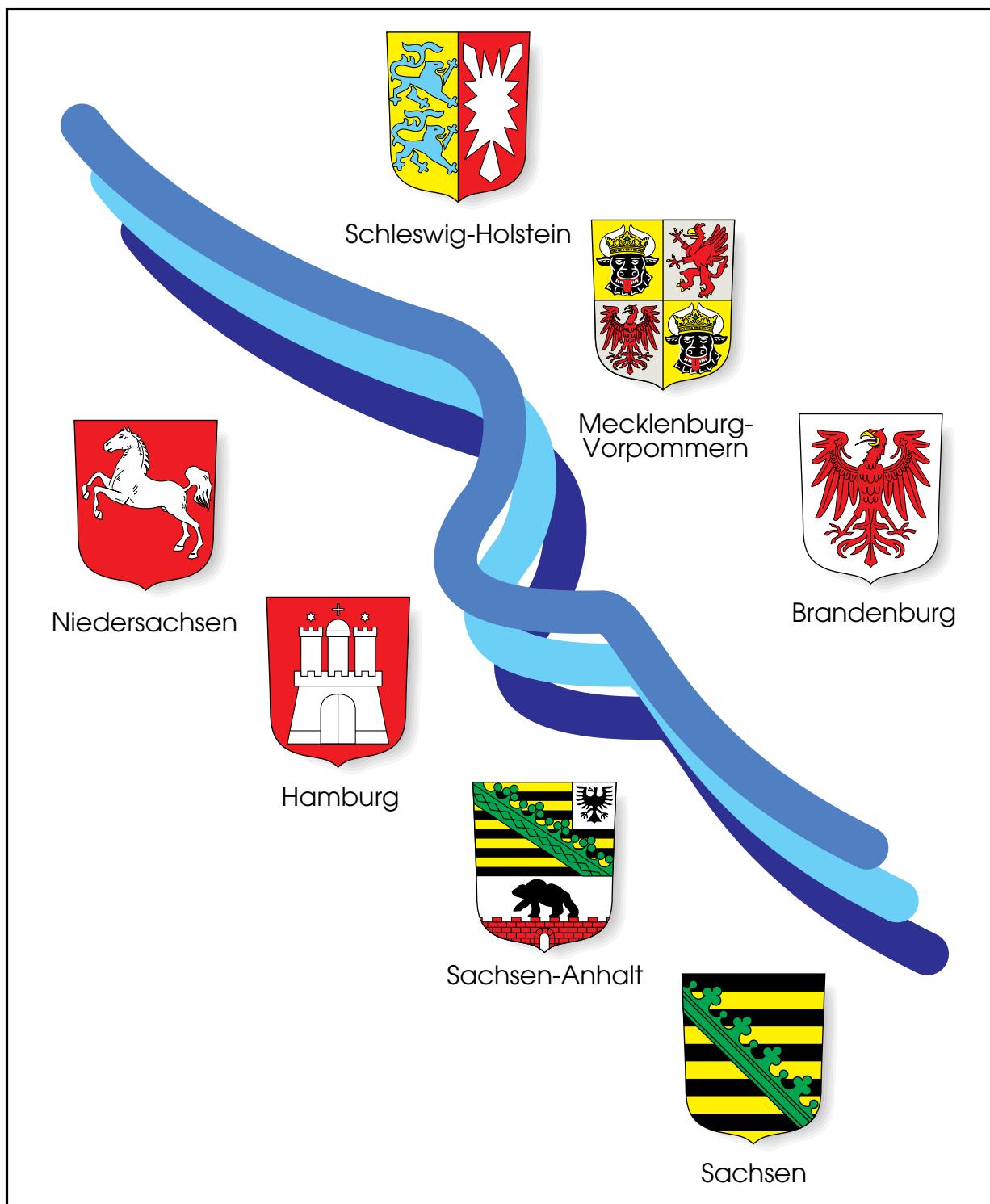


Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe



Biologisches Effektmonitoring an Sedimenten der Elbe

mit *Potamopyrgus antipodarum* und
Hinia (Nassarius) reticulata (Gastropoda: Prosobranchia)

2001

ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE

Biologisches Effektmonitoring an Sedimenten der Elbe mit *Potamopyrgus antipodarum* und *Hinia (Nassarius)* *reticulata* (Gastropoda: Prosobranchia)

Ministerium für Landwirtschaft,
Umweltschutz und Raumordnung
des Landes Brandenburg
Heinrich-Mann-Allee 103
14473 Potsdam

Umweltbehörde Hamburg
Billstraße 84
20539 Hamburg

Ministerium für Bau, Landesentwicklung und
Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern
Schloßstraße 6 - 8
19053 Schwerin

Niedersächsisches Umweltministerium
Archivstraße 2
30169 Hannover

Sächsisches Staatsministerium
für Umwelt und Landwirtschaft
Wilhelm-Buck-Straße 2
01097 Dresden

Ministerium für Raumordnung
und Umwelt
des Landes Sachsen-Anhalt
Olvenstedter Straße 4
39108 Magdeburg

Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten
des Landes Schleswig-Holstein
Mercatorstraße 1 - 3
24106 Kiel

Bearbeitet:

Dr. Ulrike Schulte-Oehlmann
Dipl. Biol. Martina Duft
Dipl. Biol. Michaela Tillmann
Univ.-Prof. Dr. Bernd Markert
Priv.-Doz. Dr. Jörg Oehlmann
Internationales Hochschulinstitut Zittau
Lehrstuhl für Umweltverfahrenstechnik
Fachgruppe Human- und Ökotoxikologie
Markt 23
02763 Zittau

Dr. Burkhard Stachel
Wassergütestelle Elbe
Neßdeich 120-121
21129 Hamburg

Aufgestellt:

Prof. Dr. Heinrich Reincke
Wassergütestelle Elbe
Neßdeich 120-121
21129 Hamburg

Papier: aus 100% Altpapier, Umschlag aus 100% Sekundärfaser

VORWORT

In diesem Sonderbericht der ARGE ELBE wird erstmals der Fragestellung nachgegangen, ob Inhaltsstoffe aus Elbesedimenten unter Verwendung spezieller Organismen - der Zwergdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*) und der Netzreusenschnecke (*Hinia reticulata*) - letale, die Fortpflanzung beeinträchtigende (reproduktionstoxische) oder vermännlichende (androgene) Effekte ausüben können. Als Endpunkte gelten jeweils die Mortalitätsrate, der direkte Effekt auf die Reproduktion und das Imposexphänomen. Diese Fragestellung ist auch deshalb interessant, weil punktuell mit Tributylzinn kontaminierte Sedimente in dem Fluss anzutreffen sind, über deren androgen wirkendes Potential noch nichts bekannt ist. Gerade bei der Umlagerung von Sedimenten im Hafenbereich dürften die in dem Bericht vorstellten Ergebnisse besonders relevant sein.

Noch sehr gering und lückenhaft sind wissenschaftliche Erkenntnisse, wenn es um die Bewertung von unterschiedlichen und gemeinsam analysierten Stoffen geht. Aussagen über synergistische oder antagonistische Effekte sind nur sehr eingeschränkt möglich. Die Frage nach dem Zusammenwirken unterschiedlicher Schadstoffe auf Organismen kann auf der Grundlage von Einzelstoffergebnissen grundsätzlich nur unbefriedigend beantwortet werden. Erst in den letzten Jahren versuchen Ökotoxikologen anhand ausgewählter Organismen Methoden zu erarbeiten und aus den Ergebnissen Bewertungskriterien abzuleiten mit dem Ziel, die summarische Schadstoffwirkung zu beschreiben. Im Bereich der Sedimentuntersuchungen haben sich mittlerweile ökotoxikologische Tests neben der chemischen Analytik etabliert und sind fester Bestandteil von Routinemessprogrammen. Sie dienen der Entscheidungsfindung im Umgang mit belastetem Material.

Geschäftsleiter der Wassergütestelle Elbe



Prof. Dr. H. Reincke

Inhaltsverzeichnis	Seite
1 Einleitung	1
2 Material und Methoden	4
2.1 Chemisch-physikalische Untersuchung der Sedimente	4
2.1.1 Sedimentcharakterisierung	4
2.1.2 Elementanalytik	4
2.1.3 Bestimmung der Elemente N, C, S und H	6
2.2 Biologische Untersuchung der Sedimente	7
2.2.1 Akuttest mit <i>Potamopyrgus antipodarum</i>	8
2.2.2 Reproduktionstest mit <i>Potamopyrgus antipodarum</i>	8
2.2.3 Test auf endokrine Wirkung mit <i>Hinia reticulata</i>	9
3 Ergebnisse	13
3.1 Chemisch-physikalische Untersuchung der Sedimente	13
3.1.1 Sedimentcharakterisierung	13
3.1.2 Elementanalytik	13
3.1.3 Bestimmung der Elemente N, C, S und H	15
3.2 Biologische Untersuchung der Sedimente	16
3.2.1 Akuttest mit <i>Potamopyrgus antipodarum</i>	17
3.2.2 Reproduktionstest mit <i>Potamopyrgus antipodarum</i>	18
3.2.3 Test auf endokrine Wirkung mit <i>Hinia reticulata</i> und Vergleich mit den TBT-Gehalten in den Sedimentproben	21
4 Zusammenfassende Bewertung	31
4.1 Vergleichende Beurteilung	31
4.2 Beurteilung der einzelnen Sedimente	34
5 Literatur	45

1 Einleitung

Der Schwerpunkt zur Erfassung toxischer Substanzen in Sedimenten liegt derzeit vor allem im Bereich der chemisch-analytischen Messungen. Diese Untersuchungen geben zwar Aufschluss über das Auftreten von Umweltschadstoffen in Sediment und Wasserkörper, liefern jedoch keine Information über die Wirkung der vorgefundenen Chemikalien in unterschiedlichen Konzentrationsbereichen auf wasser- und sedimentbewohnende Organismen.

Ökotoxikologische Wirkungsuntersuchungen, die die Effekte von Umweltproben auf Biota in den Vordergrund stellen, bieten hier in besonderem Maße eine sinnvolle Ergänzung. Für die Bewertung der Toxizität von Sediment und Wasser sind sie einer ausschließlich chemisch orientierten Analyse sogar vorzuziehen, da im Zentrum des Interesses derartiger Analysen immer Aussagen zur Lebensqualität und Überlebenswahrscheinlichkeit von Flora und Fauna ausgewählter Biozönosen stehen. Die Diagnose von potenziell durch die Einwirkung von Fremdstoffen verursachten Umweltschäden kann selbst durch die beste Umweltanalytik nicht adäquat geleistet werden, da oftmals nicht nur die Frage nach der Höhe der Konzentrationen von Fremdstoffen von Interesse ist, sondern vielmehr auch, ob und in welchem Umfang eine vorgefundene Kontamination mit Schadstoffen für Lebewesen in einem Biotop noch zu tolerieren ist.

Derzeit existieren jedoch nur wenige biologische Testverfahren, mit denen prinzipiell akuttoxische, vor allem aber reproduktionstoxische Wirkungen von Sedimenten erfassbar wären. Zwar kann im Rahmen ökotoxikologischer Untersuchungen auf eine Reihe von Akut- und Reproduktionstest zurückgegriffen werden, kaum eines dieser Standardverfahren bedient sich dabei aber typischer sedimentbewohnender Arten mit hoher Ökosystemrelevanz.

Die Mollusken (Weichtiere) stellen nach den Arthropoden (Gliedertiere mit Insekten, Krebsen, etc.) den artenreichsten Stamm im gesamten Tierreich dar, wobei allein 80% der Molluskenarten auf die Gastropoden (Schnecken) entfallen. Speziell die Vorderkiemerschnecken (Prosobranchier) sind ein sehr wichtiger Bestandteil der aquatischen Lebensgemeinschaften und besitzen daher eine hohe Relevanz für marine und limnische Ökosysteme. Die Tatsache, dass die Mollusken als Standardtestsysteme in der Ökotoxikologie bisher eine nur untergeordnete Rolle gespielt haben, hängt primär mit der in der Vergangenheit feststellbaren Fixierung dieser Wissenschaftsdisziplin auf Akuttests zusammen. Deshalb sei an dieser Stelle erwähnt, dass gerade Effekte, die über Steroid- oder Xenohormone vermittelt werden, durch Akuttests nicht oder nur schwer zu erfassen sind. Vor dem Hintergrund, dass nunmehr seit wenigen Jahren eine spezielle Gruppe reproduktionstoxischer Substanzen in den Mittelpunkt des wissenschaftlichen und öffentlichen Interesses getreten ist, welche sich durch eine geschlechtshormonähnliche Wirkung auszeichnet, ist dies von besonderer Wichtigkeit.

Diese als endokrine Disruptoren bezeichneten Substanzen beeinflussen, im Gegensatz zu den allgemein reproduktionstoxisch wirkenden Stoffen, direkt oder indirekt das Hormonsystem von Mensch und Tier und

können somit die endokrine Kontrolle des Organismus stören. Die verdächtigen Substanzen gehören sehr unterschiedlichen chemischen Verbindungsklassen an, so etwa Herbizide (2,4-D, 2,4,5-T, Alachlor, Atrazin, Nitrofen, etc.), Fungizide (Benomyl, Tributyl- und Triphenylzinn, Zineb, Maneb, Thiram, etc.), Insektizide (γ -HCH, Carbaryl, Chlordan, Dieldrin, Endosulfan, Parathion, etc.), Nematozide (Aldicarb, DBPC, etc.) und unterschiedliche Industriechemikalien (PCP, Dioxine, PCB, PBB, Phthalate, Alkylphenole, etc.) (Colborn et al. 1993). Da zahlreiche dieser Verdachtsstoffe in erheblichem Umfang produziert und in der Umwelt freigesetzt wurden und teilweise noch werden, ist es nicht a priori auszuschließen, dass sie zu einer Beeinträchtigung der endokrinen Kontrolle von Mensch und Tier beitragen können (zur Übersicht vgl. Colborn & Clement 1992; Umweltbundesamt 1995; Gülden et al. 1997).

Bereits im Dezember 1998 stellten die Experten eines Workshops zum Thema "Endocrine Disruption in Invertebrates: Endocrinology, Testing and Assessment (EDIETA)" in Nordwijkerhout (Niederlande) fest, dass zur Erfassung endokriner Effekte neben den Insekten die Vorderkiemerschnecken die aussichtsreichsten Kandidaten für einen solchen Nachweis darstellen (vgl. deFur et al. 1999). Zum Monitoring werden sie aufgrund des Imposexphänomens, das als das überzeugendste Beispiel einer endokrinen Disruption überhaupt gewertet wird, ohnehin favorisiert. Das Imposexphänomen und sein Einsatz in großen internationalen Monitoringprogrammen (z. B. im gesamten Nordatlantik durch ICES und OSPARCOM) zeigt, dass den Schnecken auch im Rahmen internationaler Messprogramme große Bedeutung beigemessen wird.

Speziell bezüglich endokrin vermittelter Effekte haben sich die Vorderkiemerschnecken als überaus sensitiv erwiesen; Schlüsselbereiche ihres Hormonsystems werden heute als mit denen von Wirbeltieren vergleichbar betrachtet. Gerade die toxikologischen Endpunkte, die im Rahmen von Akuttests (z. B. Mortalität, Verhaltensänderungen, Biolumineszenz, etc.) ermittelt werden, sind zur Erfassung von steroidhormonartigen Wirkungen ungeeignet, da mit vergleichsweise hohen Konzentrationen von Substanzen in einer möglichst kurzen Zeitspanne (bis zu 96 Stunden) die Toxizität von Chemikalien ermittelt werden soll. Endokrin wirksame Substanzen zeichnen sich aber gerade durch ihre hohe Effektivität im niedrigen Konzentrationsbereich bei einer chronischen Intoxikation aus.

Vor diesem Hintergrund sollten im Rahmen des Sonderuntersuchungs-Programms für die ARGE ELBE drei organismische Testverfahren mit zwei unterschiedlichen Schneckenarten durchgeführt werden, der limnischen Zwerdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*) und der marinen Netzreusenschnecke (*Hinia reticulata*):

1. Mortalitätstest mit *Potamopyrgus antipodarum* zur Bewertung der akuttoxischen Wirkung der Sedimentinhaltsstoffe.
2. Reproduktionstest mit *Potamopyrgus antipodarum* zur Bewertung der reproduktionstoxischen Wirkung der Sedimentinhaltsstoffe.
3. Test mit *Hinia reticulata* zur Bewertung der androgenen Wirkung der Sedimentinhaltsstoffe.

Aufgrund neuer Forschungsergebnisse unserer Arbeitsgruppe konnten darüber hinaus Aussagen zu einer möglichen östrogenen Wirkung der Sedimentinhaltsstoffe abgeleitet werden.

Zusätzlich wurden in der Gesamtprobe die Elementgehalte (Ag, Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Tl, Zn mittels ICP-MS und ICP-OES; N, C, S, H mittels Elementanalysator) bestimmt, und es wurde eine Zuordnung zu Belastungsklassen (nach Wachs 1991) aufgrund der ermittelten Kontamination mit Metallen vorgenommen.

Nach Abschluss der Untersuchungen und der Übermittlung der Resultate an die ARGE ELBE wurde dem IHI Zittau mitgeteilt, dass es sich bei der Probe 21 (Seemannshöft) um eine Kontrollprobe, ein Aliquot der Probe 19 (Vorhafen) handelte. Der direkte Vergleich der an diesen beiden weitgehend identischen Testsedimenten ermittelten Ergebnisse ermöglicht eine Einschätzung der Validität der verschiedenen angewendeten Verfahren, so dass dies zum Anlass genommen wurde, im vorliegenden Bericht die Resultate für beide Proben am Ende der einzelnen Kapitel direkt gegenüberzustellen und zu kommentieren.

Weiterhin wurden nach Abschluss der Untersuchungen die durch das Labor GALAB (Geesthacht) im Auftrag der ARGE ELBE ermittelten TBT-Gehalte in den Testsedimenten dem IHI Zittau zur Verfügung gestellt, so dass im Kapitel 3.2.3 die androgenen Effekte von Sedimentinhaltsstoffen bei *Hinia reticulata* auf die TBT-Gehalte in den Sedimenten bezogen und mit diesen verglichen werden können.

2 Material und Methoden

Den Schwerpunkt des Projektes bildete die Identifikation pathologischer Phänomene, die im Zusammenhang mit einer Exposition gegenüber den Elbesedimenten bzw. den darin befindlichen Schadstoffen und endokrin wirksamen Umweltchemikalien bei der Zwergdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* und der Netzreusenschnecke *Hinia reticulata* auftraten. Besonders berücksichtigt wurden dabei strukturelle Analysen der Genitalsysteme, da sich die Wirkung speziell androgener Substanzen – wie beispielsweise von Tributylzinnverbindungen (TBT) – dort bereits bei niedrigen Konzentrationen der auslösenden Verbindungen in der Umwelt bemerkbar machen.

2.1 Chemisch-physikalische Untersuchungen der Sedimente

Die 29 Testsedimente (Tab. 1) wurden dem Internationalen Hochschulinstitut im gefrorenen Zustand in 1 Liter PE-Flaschen zur Verfügung gestellt und verblieben bis zu ihrer weiteren Verwendung in der Tiefkühltruhe bei -20°C. Letzteres erfolgte vor allem, um Veränderungen der Sedimentinhaltsstoffe zu minimieren und die natürlicherweise im Sediment vorkommenden Lebensgemeinschaft (Infauna) abzutöten. Vor dem Beginn der Versuchsreihen wurden die Sedimente aufgetaut und durchmischt, um eine möglichst homogene Verteilung der Inhaltsstoffe zu gewährleisten.

2.1.1 Sedimentcharakterisierung

Bei der Probenahme der zu untersuchenden Sedimente durch Herrn Frank Krüger wurde direkt vor Ort eine sogenannte „Fingerprobe“ durchgeführt, die eine bodenkundliche Ansprache der Sedimente ermöglicht. Die Ergebnisse dieser Charakterisierung der Proben sind in der Tabelle 1 wiedergegeben.

2.1.2 Elementanalytik

Die Elbesedimente wurden im Hinblick auf ihre Gehalte an Metallen (Ag, Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Tl und Zn) nach DIN 38406 E 29 (DIN 1996) an der ICP-MS (Perkin Elmer Elan 6000) und ICP-OES (Perkin Elmer Optima 3000) untersucht.

Dazu wurden die Gesamtproben zunächst gefriergetrocknet (Alpha 1-4, Christ, Osterode/Harz). Anschließend wurde je 250 mg des Analyseguts mit 6 ml HNO₃ (65% subboiled) und 2 ml H₂O₂ sowie 1 ml HF (suprapur) versetzt. Der Aufschluss erfolgte in der High Performance Microwave Digestion Unit MLS 1200 mega (Microwave Lab Systems GmbH, Leutkirch), verbunden mit der EM-45/A Ablufteinheit, in Teflongefäß (Rotor HPR 1000/6).

Tab. 1. Numerische Zuordnung und Charakterisierung der Sedimente. k. A., keine Angabe; oM, oberhalb Mündung. Die Probe 21 ist ein Aliquot der Probe 19.

Proben-nummer	Ort	Strom-km	Charakterisierung
1	Prossen (Hafen)	13	inhomogen, Grobsand-dominiert
2	Meißen (Hafen)	83	inhomogen, Grobsand-dominiert
3	Dommitzsch	173	homogen, Mittelsand-dominiert
4	Mulde (Dessau)	7,6 (oM)	inhomogen, Sand-dominiert, starke Anreicherung organischer Substanz
5	Fermersleb. (Yachth.)	322	Mittelsand-dominiert
6	Lostau	336	homogen, Schluff-dominiert
7	Sandfurth	363	homogen, feinkörnig, verfestigt, evtl. historisches Sediment
8	Tangermünde (Werkh.)	390	schlammig, Mittelsand-dominiert
9	Arneburg (Hafen KKW)	409	schlammig, Sand-dominiert
10	Havelschleuse	423	homogen, schlammig, Schluff-dominiert
11	Wittenberge (Hafen)	455	homogen, Mittelsand-dominiert
12	Cumlosen (Hafen)	470	sandig
13	Damnatz (Hafen)	510	homogen, Mittelsand-dominiert
14	Tießau (Hafen)	526	homogen, Mittelsand-dominiert
15	Tespe (Hafen)	579	homogen, sandig-schlückig, Mittelsand-dominiert
16	Geesthacht (Hafen)	583	k. A.
17	Bunthaus	610	homogen, feinkörniger Schlick
18	Reiherstieg (Nord)	k. A.	homogen, feinkörniger Schlick
19	Vorhafen	k. A.	homogen, feinkörniger Schlick
20	Köhlfleet	k. A.	homogen, feinkörniger Schlick
21	Seemannshöft	629	homogen, feinkörniger Schlick
22	Estemündung	633	homogen, feinkörniger Schlick
23	Wedel (Yachth.)	643	homogen, feinsandig-schluffiger Schlick
24	Lühemündung	646	homogen, feinkörniger Schlick
25	Abbenfleth	658	homogen, feinsandig-schluffig
26	Glückstadt	675	homogen, feinsandig-schluffiger Schlick
27	Brunsbüttel (Schleuse)	697	homogen, feinsandig-schluffiger Schlick
28	Müggendorfer Watt	715	homogen, feinsandig-schluffiger Schlick
29	Duhner Watt	730	Sand-dominiert

Als interner Standard für die ICP-MS-Analyse diente eine Rhodiumlösung (je 50 µl einer 10 mg/l Stammlösung). Ferner wurden zur Qualitätssicherung und -kontrolle zwei Standardreferenzmaterialien (Flusssedimente 1407-1 und GBW 07406-1) analysiert. Die eigenen Resultate ergaben für die Standardreferenzmaterialien Gehalte innerhalb der zertifizierten Schwankungsbreite.

Die Optimierung der Messgeräte wurde mit einem Mangan-Standard (Kraft, Duisburg) und die anschließende Kalibrierung mit dem ICP-Multielementstandard VI (Merck, Darmstadt) durchgeführt. Zum Spülen der Messgeräte wurde eine 3%ige HNO₃ (subboiled) verwendet. Die Geräteeinstellungen sind den Tabellen 2 und 3 zu entnehmen. Die ICP-OES wurde zur Bestimmung der Elemente Al, Fe und Mn eingesetzt. Die im Ergebnisteil des Berichts wiedergegebenen Metallgehalte sind als Mittelwerte einer Vierfachbestimmung von jeweils zwei Aufschlüssen eines Sediments wiedergegeben.

Tab. 2. Geräteeinstellung bei der Multielementanalyse (ICP-MS).

CEM-Spannung	3,72 V
Plasma	1000 W
Argonvordruck	4,4 bar
Argonfluss	15 l/min
Zerstäubergasfluss	0,93 l/min
Plasmagasfluss	0,8 l/min

Tab. 3. Geräteeinstellung bei der Elementanalyse (ICP-OES).

Plasma	1200 W
Argonvordruck	4-5 bar
Argonfluss	15 l/min
Zerstäubergasfluss	0,7-0,9 l/min
Plasmagasfluss	0,8 l/min

Den Sedimenten wurden aufgrund der ermittelten Gehalte an Metallen Belastungsklassen nach dem Schema von Wachs (1991) zugeordnet. Deren numerische Werte für die von dem Autor bewerteten Elemente Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn wurden für jedes Sediment gemittelt.

2.1.3 Bestimmung der Elemente N, C, S und H

Die quantitative Bestimmung der Elemente N, C, S und H erfolgte mit dem Gerät „elementar vario EL“ mit Wärmeleitfähigkeitsdetektor. Grundlage ist die oxidative Verbrennung der in Zinnfolie luftdicht verschlossenen Probe in einer mit Sauerstoff hoch angereicherten Helium-Atmosphäre bei einer Temperatur von 1150°C. Bei der oxidativen Verbrennung entstehen aus den vier Elementen neben molekularem Stickstoff, die Oxidationsprodukte CO₂, H₂O, NO, NO₂, SO₂, SO₃. Stickoxide und Schwefeloxide werden an einem Kupferrohr bei 850°C quantitativ zu molekularem Stickstoff und SO₂ reduziert. Die entstandene Gasmischung wird in U-förmigen Trennsäulen nach gaschromatographischen Prinzipien aufgetrennt, in

denen nacheinander zunächst SO_2 , anschließend Wasser und letztlich CO_2 quantitativ aus dem Gasstrom entfernt werden. Der von den Adsorptionssäulen unbeeinflusste Stickstoff tritt mit dem Trägergas Helium als erste Komponente in das Messgerät, gefolgt von den anschließend wieder sukzessive desorbierten CO_2 -, H_2O - und SO_2 -Anteilen.

2.2 Biologische Untersuchung der Sedimente

Für die biologischen Untersuchungen der Sedimente wurden zwei sedimentbewohnende Vorderkiemerschnecken eingesetzt. Bei der marin, bis zu 40 mm groß werdenden Netzreusenschnecke (*Hinia reticulata*) handelt es sich um einen an europäischen Küsten häufig anzutreffenden Prosobranchier, der als Aasfresser im Sediment eingegraben lebt und dieses in der Regel nur zur Nahrungsaufnahme verlässt. Obwohl Sand-dominierte Sedimente von der Netzreusenschnecke bevorzugt werden, kommt sie auch im Schlick, Grobsand und Geröll vor und wird selbst an brandungsexponierten Felsküsten in sandigen Mulden in größerer Anzahl gefunden (Fretter & Graham 1985). Die Mehrzahl der Tiere einer Population lebt jedoch subtidal bis zu einer Tiefe von 15 m. Ihr Verbreitungsgebiet reicht von den Kanarischen Inseln und den Azoren im Süden bis Trondheim im Norden, wobei ebenfalls die britischen und irischen Küsten besiedelt werden. Im Mittelmeer und im Schwarzen Meer ist die Art nur subtidal verbreitet. Da sie einen deutlichen Rückgang der Salinität noch schadlos übersteht, kam sie in früheren Jahren in der Ostsee noch bis zur Kieler Bucht (16‰ Salinität) vor (Fretter & Graham 1985; Tallmark 1980). An der deutschen Nordseeküste gehörte die Netzreusenschnecke früher zum einheimischen Arteninventar, wie sich der Literatur entnehmen lässt (z. B. Kuckuck 1953). Im Zuge der in der 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts zunehmenden Belastung von Nord- und Ostsee mit unterschiedlichen Schadstoffen ist *H. reticulata* heute an deutschen Küstenabschnitten mit Ausnahme einer geschützten Restpopulation an der Nordseeküste im Grenzgebiet zwischen Deutschland und Dänemark nicht mehr zu finden.

Die parthenogenetische und ursprünglich aus Neuseeland stammende Zwergdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* gehört zu den ovoviviparen (lebendgebärenden), pflanzen- und detritussfressenden Prosobranchiern. Mitte des 19. Jahrhunderts wurde die bis zu 6 mm große Art über die Handelsschifffahrt mit Ballastwasser in unsere Breiten eingeführt und in Europa unter dem Synonym *P. jenkinsi* bekannt (Ponder 1988). Obwohl die Zwergdeckelschnecke getrenntgeschlechtlich ist, treten in Europa praktisch ausschließlich Weibchen in den Populationen auf. Männchen werden in Mitteleuropa nur extrem selten gefunden (Falniowski 1979; Wallace 1979). *P. antipodarum* lebt nicht nur im limnischen Milieu, sondern tritt als euryhaline Spezies beispielsweise in einigen Bereichen der Ostsee, mit anderen Hydrobiiden vergesellschaftet, auf. Ähnlich wie die Wattschnecken leben die Zwergdeckelschnecken in den obersten Schichten von aquatischen Sedimenten. Zu Zeiten von Wasserknappheit findet man *P. antipodarum*, ähnlich wie *Hydrobia ulvae* während der Ebbe, im Sediment komplett eingegraben.

Die Unabhängigkeit von der Existenz männlicher Tiere, die Viviparie und die extreme Widerstandskraft der Schnecken gegenüber vielen Umweltstressoren – die Tiere überleben beispielsweise unbeschadet eine Passage im Verdauungstrakt von Wasservögeln – sind für die praktisch europaweite erfolgreiche Verbreitung dieser Spezies mitverantwortlich.

Der kombinierte Einsatz einer marinen und einer limnischen Spezies wurde für das biologische Effektmonitoring gewählt, weil derzeit kein geeigneter limnischer Effektmonitor verfügbar ist, der spezifisch auf androgenartig (vermännlichend) wirkende Sedimentinhaltsstoffe reagiert. Daher wurde mit *Hinia reticulata* auf eine sedimentbewohnende marine Schneckenart ausgewichen, bei der entsprechende Verbindungen über die Imposexentwicklung eine spezifische Reaktion auslösen (Kapitel 2.2.3). Die limnische Zwergdeckelschnecke zeigt zwar auch über den Rückgang der Embryonenzahl Effekte (Kapitel 2.2.2), wenn androgenartig wirkende Substanzen im Sediment vorhanden sind, doch können diese ebenso durch allgemein reproductionstoxisch wirkende Verbindungen und Metalle (z. B. Cadmium) ausgelöst werden. Nur durch den parallelen Einsatz beider Arten kann damit gezeigt werden, dass androgenartig wirkende Substanzen, wie beispielsweise TBT, in den Sedimenten auftreten und in welchem Umfang diese reproductionstoxisch für Süßwasserschnecken sind.

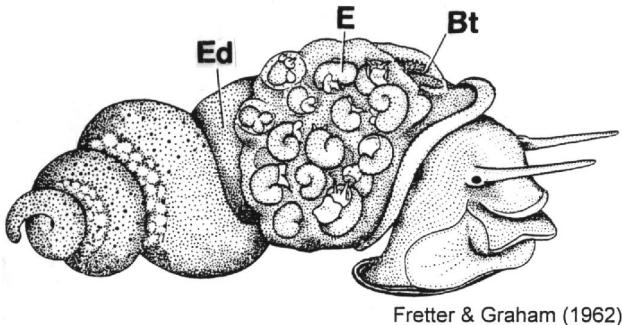
2.2.1 Akuttest mit *Potamopyrgus antipodarum*

Die Expositionsversuche mit der Zwergdeckelschnecke wurden in 11 Erlenmeyerkolben im statischen System (ohne Erneuerung des Wassers) bei 15°C und einem Hell-Dunkel-Rhythmus von 12:12 h in einem klimatisierten Versuchslabor durchgeführt. Dafür wurden 50 g Feuchtgewicht der Sedimente in die Kolben eingebracht und mit 800 ml entionisiertem Wasser (Milli Q RG and Milli RO plus, Millipore GmbH Eschborn) überschichtet, welches für diesen Zweck mit *mineral salt* der Firma Sera versetzt wurde, bis sich eine Leitfähigkeit von 850 bis 1000 µS/cm ergab. Zudem wurde die Carbonathärte durch Zugabe von NaHCO₃ und CaCO₃ entsprechend angepasst. Die Kontrolltiere wurden auf einem artifiziellen Sediment aus 95% Quarzsand und 5% Torf gehältert. Zu Versuchsbeginn wurden 100 Exemplare in jeden Versuchsansatz gegeben. Für die Bestimmung der Mortalität wurden alle Tiere nach vier Wochen aus den Sedimenten entfernt und untersucht. Exemplare, von denen nur noch leere Schalen gefunden wurden und solche, die auf Berührungsreize keine Aktivität mehr aufwiesen, wurden als tot gewertet.

2.2.2 Reproduktionstest mit *Potamopyrgus antipodarum*

Zwergdeckelschnecken verfügen, wie zuvor erwähnt, über einen parthenogenetischen Fortpflanzungsmodus. Die Weibchen bringen lebende Jungtiere zur Welt (Ovoviviparie), die in einem zum Brutraum modifizierten Abschnitt des Eileters heranwachsen und auf diese Weise zunächst vor störenden Umwelteinflüssen relativ geschützt heranreifen können. Im Brutraum finden sich Embryonen unterschiedlichster

Entwicklungsstadien, wobei die Nachkommen immer so angeordnet sind, dass sich die ältesten Tiere nahe der Vaginalöffnung, die jüngeren, weniger weit entwickelten Exemplare weiter proximal befinden (Abb. 1).



Fretter & Graham (1962)

Abb. 1. *Potamopyrgus antipodarum*. Seitenansicht eines Weibchens nach Entfernung der Schale.
Abkürzungen: Bt, Bruttasche; E, Embryo; Ed, Eiweißdrüse.

Um den Reproduktionserfolg zu ermitteln, wurden die Tiere für die Dauer von 90 Minuten in einer 2%igen $MgCl_2$ -Lösung relaxiert; Schalen- und Mündungshöhe wurden per Messokular auf 0,05 mm genau bestimmt und anschließend die Schale mit einem Schraubstock aufgebrochen. Schalenbruchstücke konnten unter dem Stereomikroskop vom Weichkörper entfernt und alle wichtigen Parameter des Geschlechtstraktes bestimmt werden. Die Embryonen sind aufgrund des durchscheinenden Epithels des Brutsackes gut sichtbar und mit Hilfe des Stereomikroskops einfach zu identifizieren. Um beim Auszählen zu gewährleisten, dass kein Embryo übersehen wird, wurde die Bruthöhle eröffnet und ausgeräumt. Ansonsten erfolgte die Versuchsdurchführung analog zu dem in Kapitel 2.2.1 dargestellten Akuttest. Zu Beginn wurden 20 Kontrolltiere und am Ende des vierwöchigen Versuches jeweils 20 Zwergdeckelschnecken pro Expositionsguppe (einschließlich Kontrolle) analysiert. Die Fütterung erfolgte einmal wöchentlich mit handelsüblichem Futter für Zierfischbrut.

Die gemessenen Einzelwerte für jedes Individuum wurden für die einzelnen Expositionsguppen als Mittelwerte mit Standardabweichungen bzw. Inzidenzen berechnet und mit Hilfe von statistischen Standardanalysen (χ^2 -Test, H-Test oder Kruskal-Wallis-Test mit多重 Vergleich nach Nemenyi) gegenüber der Kontrollgruppe auf ihre Signifikanz hin unter Verwendung des Programms StatEasy® für Windows NT untersucht.

2.2.3 Test auf endokrine Wirkung mit *Hinia reticulata*

Die Netzreusenschnecke ist getrenntgeschlechtlich, was prinzipiell die Ermittlung von Sedimentbelastungen bei beiden Geschlechtern erlaubt. Die Expositionsversuche fanden unter Konstantbedingungen bei einem Licht-Dunkel-Wechsel von 12:12 Stunden und einer Temperatur von 15°C in einem klimatisierten Versuchslabor statt. Als mariner Prosobranchier muss *Hinia* im Labor in künstlichem Salzwasser gehalten werden. Letzteres wurde für die Versuche aus „Instant Ocean“, einem Meersalzäquivalent, und

Leitungswasser hergestellt. In die Versuchsbecken (10 l Glasaquarien, ausgestattet mit einer Eheim-Filteranlage und einer Sauerstoffzufuhr) wurden je 750 g Feuchtgewicht der Sedimente eingebracht und diese mit 8 l künstlichem Seewasser überschichtet. Der Kontrollansatz wurde mit einem artifiziellen Sediment (vgl. 2.2.1) ausgestattet. In jedes Versuchsbecken wurden zu Testbeginn 40 Netzreusenschnecken eingebracht und einmal wöchentlich mit Rinderherz gefüttert.

Zu Versuchsbeginn wurden 30 Kontrolltiere und nach Ablauf der vierwöchigen Expositionszeit die überlebenden der jeweils eingesetzten 40 Exemplare untersucht, wobei die Stichprobengröße im Minimum bei 30 Tieren lag. Bei den Sedimenten 13, 18, 19, 20 und 21 war die Mortalität nach einer Testdauer von nur 2 Wochen bereits so hoch, dass bis zum Ende der ursprünglich geplanten vierwöchigen Exposition keine Schnecken mehr überlebt hätten. Daher wurden die überlebenden Tiere in diesen fünf Sedimenten bereits nach 14 Tagen analysiert, um überhaupt Hinweise auf eine mögliche androgene bzw. östrogene Aktivität der Testsedimente erhalten zu können.

Es ist allerdings zu beachten, dass in diesen Fällen die Stichprobengröße generell unter 30 Tieren lag, die zudem aufgrund der akuttoxischen Wirkung der Sedimente bereits erheblich geschädigt oder unmittelbar vor dem Absterben waren. Entsprechend ist nicht auszuschließen, dass in diesen Versuchgruppen androgene und östrogene Effekte durch die hohe Toxizität maskiert werden können. Daher sind die Resultate des *Hinia*-Tests für diese Sedimente im Ergebnisteil besonders gekennzeichnet, beispielsweise mit Sternchen in den Abbildungen.

Vor der Untersuchung wurden die Netzreusenschnecken für die Dauer von mindestens zwei Stunden in einer 7%igen MgCl₂-Lösung relaxiert; Schalen- und Mündungshöhe auf 0,1 mm genau bestimmt und anschließend die Schale mit einem Schraubstock aufgebrochen. Anschließend wurden folgende Parameter für jedes Individuum unter dem Stereomikroskop erfasst, wobei morphometrische Bestimmungen mit einer Genauigkeit von 0,1 mm erfolgten: Geschlechtsreife anhand von Struktur und Aufbau der Gonade; Reproduktionsbereitschaft anhand des Vorhandenseins reifer Spermien in der Vesicula seminalis bei Männchen bzw. von Eizellen im gonadialen und renalen Eileiterabschnitt der Weibchen; Gewicht und Größe der akzessorischen weiblichen bzw. Größe der akzessorischen männlichen Geschlechtsorgane (Eiweiß-, Ingestions- und Kapseldrüse im weiblichen Geschlecht, Penis im männlichen Geschlecht); Intaktheit der weiblichen Genitalöffnung, gegebenenfalls Bestimmung des Imposexstadiums und der Ausdehnung des Penis bei den Weibchen; prozentuale Häufigkeit von Wucherungen (Hyperplasien); morphologische Missbildungen der ableitenden Geschlechtswege (z. B. offene Ei- bzw. Samenleiter) sowie Parasitenbefall in beiden Geschlechtern. Die gemessenen Einzelwerte für jedes Individuum wurden für die einzelnen Expositionsgruppen als Mittelwerte mit Standardabweichungen bzw. Inzidenzen berechnet und mit Hilfe von statistischen Standardanalysen (χ^2 -Test, H-Test oder Kruskal-Wallis-Test mit multiplem Vergleich nach Nemenyi) gegenüber der Kontrollgruppe auf ihre Signifikanz hin unter Verwendung des Programms StatEasy® für Windows NT untersucht.

Das androgene Potenzial der Sedimente wurde über den Vas deferens Sequenz- Index (VDSI) ermittelt. Dieser berechnet sich als Mittelwert aller Imposexstadien einer Population und wurde durch Gibbs et al. (1987) zur Erfassung der Imposexintensität bei *Nucella lapillus* eingeführt. Ein VDSI-Index von 0 zeigt, dass die Population frei von Imposex ist und ausschließlich Weibchen ohne männliche Charakteristika auftreten. Werte über 4,0 weisen darauf hin, dass zumindest ein Teil der Stichprobe hohen Imposexstadien (5 und 6) zuzuordnen und daher steril ist (vgl. Oehlmann 1994). Bei *Hinia reticulata* wird der Endpunkt der Imposexentwicklung mit dem Stadium 4 erreicht (Stroben et al. 1992a, b), wobei dies jedoch in der Regel eine jahrelange Exposition gegenüber hohen TBT-Kontaminationen in der Umwelt voraussetzt.

In der Abbildung 2 ist die hochsignifikante Konzentrations-Wirkungsbeziehung zwischen den TBT-Gehalten in artifiziellen Sedimenten und dem VDSI bei *Hinia reticulata* nach einer vierwöchigen Versuchsdauer wiedergegeben. Über diese Beziehung lassen sich noch geringe TBT-Kontaminationen in den Sedimenten mit großer Präzision erfassen. Weiterhin wird an der Abbildung deutlich, dass bei einer Testdauer von vier Wochen der maximale Anstieg des VDSI bis zu 1,0 betragen kann.

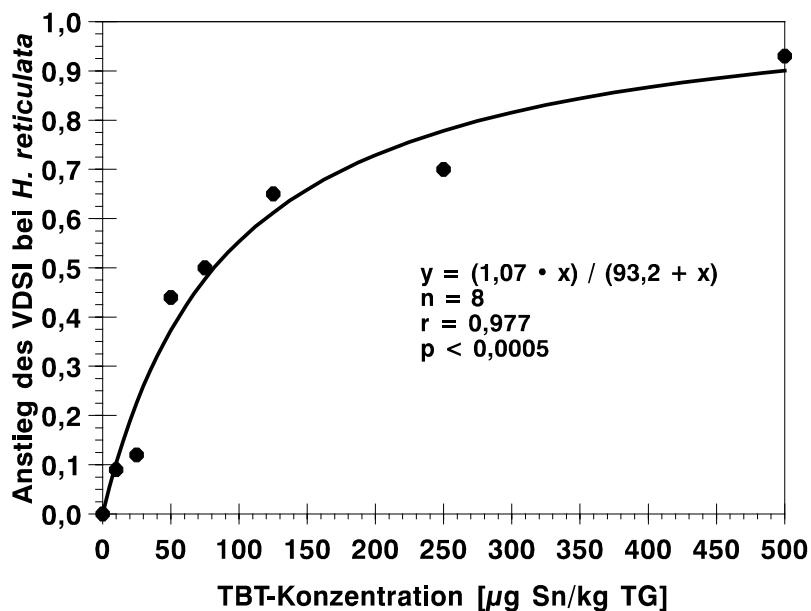


Abb. 2. *Hinia reticulata*. Konzentrations-Wirkungsbeziehung zwischen dem nominalen TBT-Gehalt im Sediment und dem Anstieg des Vas deferens Sequenz-Index (VDSI) innerhalb eines Expositionszeitraums von vier Wochen. Angegeben sind die ermittelten Werte für 8 Versuchsgruppen (inkl. Kontrolle) mit je 30 Tieren und die berechnete Regressionsbeziehung.

Erstmals wurden im Rahmen der Untersuchungen der Elbesedimente Auswertungen auf eine mögliche östrogene Wirkung der Proben durchgeführt. Oehlmann et al. (2000) konnten zeigen, dass bei Vorderkiemerschnecken das Gewicht der akzessorischen weiblichen Sexualdrüsen (Eiweiß-, Ingestions- und Kapseldrüse) signifikant anstieg, wenn die Versuchsorganismen aquatischen Konzentrationen zwischen 1 und 100 µg/l der östrogenartig wirkenden Umweltchemikalien Bisphenol A oder Octylphenol ausgesetzt

wurden. Die Untersuchungen zu diesem, als „uterotropher Schnecken-Assay“ bezeichneten Test wurden jedoch bisher nur mit der limnischen Spezies *Marisa cornuarietis* und der marin Art *Nucella lapillus*, einer nahen Verwandten der Netzreusenschnecke, durchgeführt. Derzeit laufen entsprechende Versuchsreihen mit *Potamopyrgus antipodarum* und *Hinia reticulata*, doch liegen noch keine abschließenden Resultate vor. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die Netzreusenschnecke ebenfalls auf östrogenartig wirkende Substanzen in den Testsedimenten mit einer Vergrößerung der akzessorischen weiblichen Sexualdrüsen reagiert. Daher wurden zusätzlich Veränderungen des Drüsengewichts in den Versuchsgruppen gegenüber der Kontrolle berechnet.

3 Ergebnisse

3.1 Chemisch-physikalische Untersuchung der Sedimente

3.1.1 Sedimentcharakterisierung

Wie die vorgenommene Charakterisierung der Sedimente in Tabelle 1 zeigt, sind mit insgesamt 11 Proben die meisten der untersuchten Sedimente als Schlick bzw. Schlicksand anzusprechen. Diese treten vor allem im Unterlauf des Flusses auf, wo nur noch ausnahmsweise Sand-dominierte Proben genommen wurden (Probe 29). Dagegen sind im Ober- und Mittellauf der Elbe (Stationen 1 bis 15) in erster Linie Mittelsand-dominierte Sedimente beprobt worden. In diesem Bereich treten nur ausnahmsweise grob- (Proben 1, 2: Grobsand-dominiert) oder feinkörnigere Proben (Nr. 6, 10: Schluff-dominiert) auf. Von besonderer Bedeutung ist die für die Probe 4 (Mulde) festgestellte starke Anreicherung organischer Substanz, aus der ein hohes Bindevermögen für organische Schadstoffe resultiert.

Vergleich der Ergebnisse für die Proben 19 und 21:

Die Charakterisierung beider Sedimentproben ist identisch. Eine von Herrn Frank Krüger für die ARGE ELBE durchgeführte Siebanalyse ergab ebenfalls keine Hinweise auf Unterschiede in der Korngrößenzusammensetzung der beiden Proben.

3.1.2 Elementanalytik

In der Tabelle 4 sind die Resultate zur Halbmetall- und Metallanalytik, einschließlich der Zuordnung der Belastungsklassen nach Wachs (1991), zusammengestellt (vgl. Abb. 3).

Relativ niedrige Gehalte toxikologisch relevanter Schwermetalle (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn) konnten in den Sedimenten 1, 11, 12, 14, 16, 28 und 29 ermittelt werden, deren Belastungsklasse nach Wachs (1991) unter 2,0 lag (gering bis mäßig belastet). Als kritisch belastet (Belastungsklasse 2,0 - 2,5) müssen dagegen die Sedimente 2-5, 15, 17, 18 und 20-27 und als stark belastet (Belastungsklasse >2,5 - 3,0) die Sedimente 6-10 und 19-21 angesehen werden. Lediglich ein Sediment, die Probe 6 (Lostau), war mit Schwermetallen sehr stark belastet (Belastungsklasse >3,0 - 3,5), während übermäßig belastete Sedimente (Belastungsklasse >3,5) unter den Proben nicht vorhanden waren. Im Vergleich der untersuchten Sedimente wies die Probe 6 eine besonders hohe Kontamination auf. So wurden in diesem Sediment nicht nur die höchsten Gehalte an Ag, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Tl und Zn, sondern auch sehr hohe Konzentrationen an As, Co, Mn und Pb nachgewiesen. Besondere Belastungsschwerpunkte hinsichtlich der Schwermetallkontamination stellen die Probenstellen vom Lostauer Bogen (Sediment 6) bis zur Havelmündung (Sediment 10) sowie die Stationen im Bereich des Hamburger Hafens bis zur Lühemündung dar (Proben 17-24).

Tab. 4. Ergebnisse der Multi-Elementanalytik in der Gesamtprobe. Alle Angaben in µg/g TG. BK, Belastungsklasse nach Wachs (1991); K, Kontrollsediment; n.b., nicht bestimmt. Die Probe 21 ist ein Aliquot der Probe 19.

Probe	Ag	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Tl	Zn	BK
K	n.b.	2190	0,825	0,057	0,204	2,87	1,05	376	n.b.	0,899	4,63	0,038	29,4	1,1
1	0,444	8508	8,53	0,233	17,4	21,7	10,6	12530	735	11,5	23,3	0,438	37,7	1,8
2	0,950	5833	11,5	0,486	24,9	49,6	51,6	14710	202	18,1	83,8	0,495	111	2,2
3	0,731	10780	9,71	0,855	20,0	45,5	28,0	18620	356	21,4	40,8	0,519	214	2,3
4	3,94	11670	39,8	5,65	37,6	52,7	40,4	15310	368	28,6	80,5	0,842	460	2,4
5	0,682	8424	14,6	1,10	15,7	62,4	38,0	10190	239	17,7	82,6	0,429	251	2,4
6	4,94	17240	53,8	7,10	30,9	154	144	41620	1026	59,4	118	1,13	1017	3,1
7	2,96	23340	64,1	6,95	54,6	119	125	37490	952	50,7	100	0,930	1010	2,8
8	2,97	10930	30,8	3,31	33,2	92,5	87,6	23940	572	39,5	86,9	0,770	688	2,8
9	4,73	8993	48,9	5,59	26,2	119	136	23220	514	43,0	119	0,822	692	2,8
10	3,91	36160	34,2	5,78	46,5	129	108	33700	1749	57,2	109	0,866	1027	2,8
11	1,19	12590	10,8	0,209	4,41	18,3	8,85	6733	182	9,51	61,6	0,418	37,1	1,9
12	0,813	1259	6,63	0,632	7,71	14,4	13,2	4649	171	7,21	25,2	0,244	94,7	1,8
13	1,58	9581	12,1	0,988	7,16	28,1	25,9	10800	297	13,7	28,8	0,353	184	2,2
14	0,485	4518	2,50	0,220	6,05	7,80	5,08	4874	68,0	4,68	14,1	0,255	49,2	1,5
15	1,53	16310	13,3	1,44	11,7	40,1	27,7	9755	526	18,6	37,2	0,393	225	2,3
16	0,357	8074	4,72	0,244	5,66	8,39	6,38	4271	78,5	5,03	17,8	0,168	84,6	1,7
17	1,62	24300	26,9	2,79	48,3	81,1	62,8	18090	1367	34,2	75,0	0,599	475	2,5
18	1,90	30090	18,5	1,66	46,9	58,5	50,8	20860	1729	24,3	56,2	0,471	302	2,3
19	1,51	37210	24,9	2,47	58,8	75,8	64,4	26330	2391	32,3	70,7	0,540	430	2,6
20	2,02	38400	28,3	2,23	49,8	91,2	57,0	30740	2854	36,5	81,4	0,578	414	2,6
21	1,59	35290	25,7	2,74	46,9	78,4	60,4	25680	2383	32,7	72,7	0,580	458	2,6
22	1,90	29330	21,5	1,32	33,4	66,2	36,3	22390	1566	26,4	120	0,491	261	2,4
23	2,46	26230	27,9	2,17	45,3	83,0	52,7	27710	1422	33,6	61,7	0,570	448	2,5
24	1,79	33820	26,6	1,64	42,3	84,9	53,2	28840	2299	35,1	107	0,544	354	2,5
25	1,10	24680	14,6	0,863	45,9	54,4	24,7	16170	898	19,0	54,1	0,369	149	2,3
26	1,52	24630	12,1	0,621	27,0	53,1	15,3	15640	817	17,1	27,1	0,385	107	2,0
27	1,24	32150	17,2	0,947	29,9	65,0	22,0	20950	1169	23,3	39,8	0,420	184	2,3
28	0,824	14280	7,11	0,336	16,3	35,9	9,73	9635	463	9,59	40,4	0,266	42,6	1,9
29	1,20	13410	8,67	0,301	16,5	27,5	11,5	9082	382	9,41	33,2	0,239	69,2	1,8

Vergleich der Ergebnisse für die Proben 19 und 21:

Die Abweichungen im ermittelten Gehalt der untersuchten Elemente zwischen den beiden Proben sind im allgemeinen nur gering und schwanken zwischen 0,3% (für Mn und Ni) und 9,8% (für Cd). Der Mittelwert der Abweichungen beträgt 4,28% (Standardabweichung: 2,79%, Medianwert: 4,15%). Lediglich für das Element Co ergibt sich mit einer Abweichung von 20,2% eine deutliche Differenz zwischen den beiden Analyseergebnissen. Beide Sedimente wurde aufgrund dieser Resultate in die Belastungsklasse 2,6 nach Wachs (1991) eingeordnet.

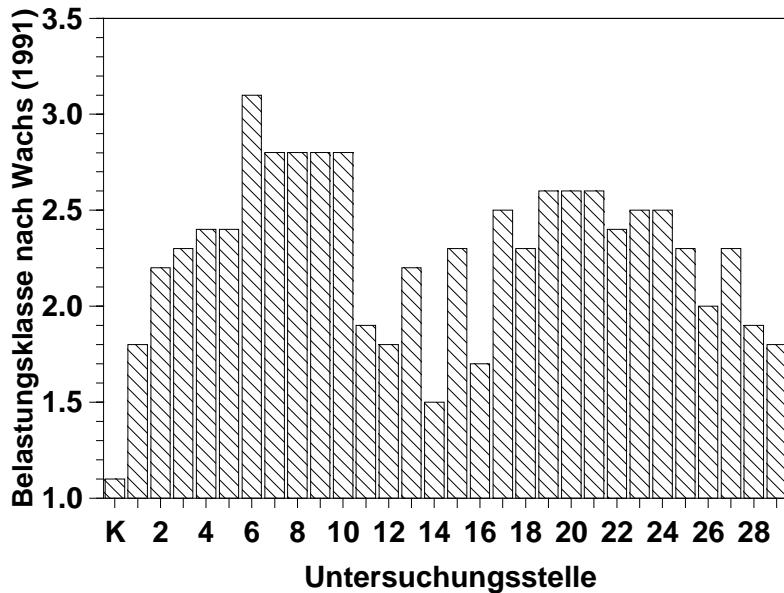


Abb. 3. Zuordnung der untersuchten Sedimente aus der Elbe und des artifiziellen Kontrollsediments zu den Belastungsklassen nach Wachs (1991) aufgrund der ermittelten Schwermetallgehalte. K, artifizielles Kontrollsediment aus 95% Quarzsand und 5% Torf (vgl. 2.2.1). Die Probe 21 ist Aliquot der Probe 19.

3.1.3 Bestimmung der Elemente N, C, S und H

Die Ergebnisse hinsichtlich der Gehalte an N, C, S und H in den untersuchten Sedimenten sind in der Tabelle 5 zusammengefasst.

Die Gehalte an organischer Substanz sind ein wichtiges Maß für das Schadstoffbindevermögen der Sedimente. Erwartungsgemäß ergaben sich vor allem hinsichtlich der Resultate für Kohlenstoff deutliche Unterschiede zwischen den Proben. Während im Oberlauf des Untersuchungsgebietes bis zur Station 5 Maximalgehalte von 1,73 Gew. % für Kohlenstoff ermittelt wurden, stiegen die Werte im Bereich der Stationen 6 bis 10 auf 3,49 bis 7,61 Gew. % an. Im darauf folgenden Flussabschnitt bis einschließlich Geestacht (Proben 11 bis 16) wurden wieder deutlich niedrigere Kohlenstoffgehalte von weniger als 1 Gew. % festgestellt. Im Bereich um Hamburg lagen die entsprechenden Werte mit maximal 7,11 Gew. % erneut deutlich höher, um dann kontinuierlich bis zur Station Duhner Watt wieder auf 1,05 Gew. % abzusinken.

Vergleich der Ergebnisse für die Proben 19 und 21:

Die Abweichungen im ermittelten Gehalt der vier untersuchten Elemente zwischen den beiden Proben sind nur gering und schwanken zwischen 0,7% (für N) und 8,3% (für S). Der Mittelwert der Abweichungen beträgt 3,35% (Standardabweichung: 3,51%, Medianwert: 2,20%).

Tab. 5. Gehalte der Sedimente an N, C, S, H. Angaben in Gew. % (Mittelwert \pm Standardabweichung; n = 3). Zuordnung der Probennummer vgl. Tab. 1. Die Probe 21 ist ein Aliquot der Probe 19.

Probe	N	C	S	H
1	0,120 \pm 0,067	0,333 \pm 0,306	0,107 \pm 0,047	0,225 \pm 0,094
2	0,169 \pm 0,027	1,710 \pm 0,401	0,162 \pm 0,046	0,254 \pm 0,046
3	0,076 \pm 0,008	0,830 \pm 0,484	0,109 \pm 0,02	0,146 \pm 0,028
4	0,166 \pm 0,045	1,727 \pm 0,488	0,310 \pm 0,078	0,275 \pm 0,074
5	0,065 \pm 0,006	0,774 \pm 0,313	0,128 \pm 0,018	0,117 \pm 0,008
6	0,527 \pm 0,039	7,021 \pm 0,570	0,564 \pm 0,065	1,012 \pm 0,080
7	0,377 \pm 0,090	6,713 \pm 1,612	0,345 \pm 0,064	0,807 \pm 0,149
8	0,233 \pm 0,039	3,612 \pm 0,557	0,246 \pm 0,039	0,502 \pm 0,057
9	0,253 \pm 0,008	3,492 \pm 0,175	0,192 \pm 0,008	0,502 \pm 0,023
10	0,603 \pm 0,025	7,612 \pm 0,106	0,370 \pm 0,021	1,113 \pm 0,011
11	0,026 \pm 0,011	0,239 \pm 0,068	0,024 \pm 0,017	0,058 \pm 0,015
12	0,076 \pm 0,008	0,631 \pm 0,083	0,055 \pm 0,010	0,099 \pm 0,003
13	0,088 \pm 0,025	0,945 \pm 0,318	0,078 \pm 0,011	0,129 \pm 0,039
14	0,021 \pm 0,003	0,114 \pm 0,013	0,032 \pm 0,014	0,033 \pm 0,008
15	0,075 \pm 0,014	0,856 \pm 0,306	0,076 \pm 0,015	0,096 \pm 0,021
16	0,041 \pm 0,003	0,252 \pm 0,019	0,061 \pm 0,001	0,038 \pm 0,002
17	0,570 \pm 0,041	7,144 \pm 0,389	0,503 \pm 0,045	0,805 \pm 0,079
18	0,329 \pm 0,033	3,964 \pm 0,309	0,382 \pm 0,050	0,572 \pm 0,030
19	0,448 \pm 0,005	4,922 \pm 0,025	0,454 \pm 0,006	0,739 \pm 0,009
20	0,492 \pm 0,011	5,409 \pm 0,113	0,558 \pm 0,013	0,902 \pm 0,015
21	0,451 \pm 0,004	4,974 \pm 0,070	0,495 \pm 0,060	0,765 \pm 0,033
22	0,224 \pm 0,024	3,209 \pm 0,417	0,321 \pm 0,033	0,497 \pm 0,055
23	0,313 \pm 0,003	4,308 \pm 0,067	0,503 \pm 0,012	0,730 \pm 0,007
24	0,366 \pm 0,011	4,501 \pm 0,149	0,458 \pm 0,014	0,770 \pm 0,041
25	0,184 \pm 0,015	2,426 \pm 0,119	0,298 \pm 0,039	0,419 \pm 0,052
26	0,142 \pm 0,037	2,378 \pm 0,681	0,282 \pm 0,076	0,353 \pm 0,092
27	0,199 \pm 0,024	3,155 \pm 0,333	0,402 \pm 0,036	0,502 \pm 0,053
28	0,064 \pm 0,005	1,174 \pm 0,033	0,162 \pm 0,012	0,176 \pm 0,010
29	0,087 \pm 0,011	1,052 \pm 0,207	0,201 \pm 0,028	0,167 \pm 0,029

3.2 Biologische Untersuchung der Sedimente

In den folgenden Abschnitten sind die Ergebnisse der biologischen Untersuchungen der 29 Elbesedimente zusammengestellt, wobei zunächst die Resultate des Akut- (3.2.1) und Reproduktionstests (3.2.2) mit *Potamopyrgus antipodarum* und anschließend die Befunde des Tests auf endokrine Wirkung mit *Hinia*

reticulata (3.2.3) vorgestellt werden. Zusätzlich werden im Kapitel 3.2.3 die Ergebnisse zu einer möglichen östrogenen Wirkung der Testsedimente berücksichtigt.

3.2.1 Akuttest mit *Potamopyrgus antipodarum*

Die Zwergeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* wies lediglich in den Sedimenten 17 (Bunthaus), 19-21 (Vorhafen Hamburg, Köhlfleet Hamburg, Seemanshöft) und 26 (Glückstadt) eine gegenüber der Kontrolle statistisch signifikante Erhöhung der Mortalität auf (χ^2 -Test, $p < 0,05$), während in den 24 anderen Testsedimenten maximal 3% der eingesetzten Schnecken starben (Tab. 6, Abb. 4a).

Tab. 6. *Potamopyrgus antipodarum*. Ermittelte Daten für die Expositionsversuche mit Elbesedimenten. MW, Mittelwert; SH, Schalenhöhe [mm]; Stabw, Standardabweichung. Die Probe 21 ist ein Aliquot der Probe 19.

Probe	SH (MW ± Stabw.)	Embryozahl (MW ± Stabw.)	Veränderung gegenüber Kontrolle [%]	Mortalität [%]
Kontrolle	4,05 ± 0,16	10,8 ± 4,48	0,0	0
1	4,26 ± 0,23	8,70 ± 4,31	-19,4	0
2	4,13 ± 0,16	6,50 ± 2,97	-39,8	1
3	4,28 ± 0,28	9,05 ± 4,35	-16,2	0
4	4,19 ± 0,16	4,40 ± 3,90	-59,2	0
5	4,44 ± 0,29	5,55 ± 3,63	-48,6	0
6	4,24 ± 0,17	9,35 ± 3,07	-13,4	0
7	4,11 ± 0,23	14,5 ± 6,07	+34,2	1
8	4,14 ± 0,23	7,05 ± 4,41	-34,7	0
9	4,17 ± 0,15	6,60 ± 4,06	-38,8	0
10	4,11 ± 0,15	8,00 ± 4,18	-25,9	0
11	4,11 ± 0,17	5,45 ± 2,69	-49,5	0
12	4,04 ± 0,20	10,7 ± 5,09	-1,0	2
13	4,16 ± 0,23	6,70 ± 3,89	-37,9	1
14	4,04 ± 0,19	7,10 ± 3,08	-34,2	0
15	4,02 ± 0,29	9,10 ± 4,32	-15,7	0
16	4,02 ± 0,15	6,00 ± 4,70	-44,4	0
17	4,06 ± 0,12	2,15 ± 3,28	-80,1	12
18	3,99 ± 0,13	4,50 ± 4,12	-58,3	3
19	4,04 ± 0,26	2,70 ± 3,29	-75,0	38
20	3,89 ± 0,17	2,25 ± 2,47	-79,2	54
21	4,00 ± 0,22	3,60 ± 3,23	-66,7	57
22	3,96 ± 0,13	4,60 ± 2,92	-57,4	0
23	3,98 ± 0,31	4,25 ± 3,04	-60,6	0
24	4,00 ± 0,23	6,80 ± 4,81	-37,0	0
25	4,23 ± 0,37	8,60 ± 3,78	-20,4	1
26	4,13 ± 0,16	6,85 ± 3,21	-36,5	5
27	4,13 ± 0,21	7,75 ± 3,34	-28,2	0
28	4,04 ± 0,22	9,60 ± 3,50	-11,1	0
29	4,21 ± 0,27	10,7 ± 4,67	-1,0	1

Von einer akuttoxischen Wirkung der Sedimente ist jedoch erst bei einer Mortalität von mehr als 10% innerhalb des vierwöchigen Versuchszeitraums auszugehen, so dass diesbezüglich lediglich für die Proben **17 (Bunthaus)** und **19-21 (Vorhafen Hamburg, Köhlfleet Hamburg, Seemanshöft)** positive Testergebnisse ermittelt werden konnten. Eine besonders starke Wirkung liegt in den Sedimenten 19 bis 21 vor, so dass davon auszugehen ist, dass an diesen Abschnitten der Elbe sensitive Arten kaum noch lebend anzutreffen und somit massive Veränderungen in der Zusammensetzung der Biozönosen zu erwarten sind. Dies betrifft wahrscheinlich in erster Linie die Mollusken (Weichtiere), während beispielsweise für Krebstiere und Fische bekannt ist, dass sie vor allem Organozinnverbindungen erheblich besser abbauen können und daher auch an stark belasteten Orten überleben (Lee 1985). Selbst die festgestellte Mortalität im Sediment aus dem Hamburger Vorhafen ist mit 38% außerordentlich hoch und zeigt, dass hier auf Dauer keine Population der Zwerdeckelschnecke existieren kann. Die Resultate zur Akuttoxizität der Elbproben 17 und 19-21 bei *Potamopyrgus antipodarum* werden durch hohe Mortalitätsdaten für *Hinia reticulata* in diesen Sedimenten bestätigt (vgl. 3.2.3).

Bei *Potamopyrgus antipodarum* steigt die Mortalität nach unseren bisherigen Erfahrungen erst dann signifikant an, wenn aufgrund der herrschenden Schwermetallbelastung der Sedimente die Belastungsklasse 3 nach Wachs (1991) erreicht oder überschritten wird. Da dies für keines der im Akuttest positiv getesteten Sedimente der Fall ist – die Belastungsklassen liegen mit 2,2 bis 2,6 noch deutlich unter der zu erwartenden Wirkschwelle (Tab. 4) – kann abgeleitet werden, dass die Belastung dieser vier Sedimente mit organischen Kontaminanten oder eine additive Wirkung von Organika und Schwermetallen für den beobachteten Effekt verantwortlich ist.

Vergleich der Ergebnisse für die Proben 19 und 21:

Für beide Proben wurde eine in ihrer Höhe vergleichbare, starke Akuttoxizität auf die Zwerdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* ermittelt. Die Abweichungen der Mortalitätsdaten zwischen den beiden Proben (38% Mortalität in Probe 19 gegenüber 57% in Probe 21) ist toxikologisch als vernachlässigbar einzustufen.

3.2.2 Reproduktionstest mit *Potamopyrgus antipodarum*

Die Reproduktion (Fortpflanzung) ist gegenüber der Mortalität ein deutlich empfindlicherer Parameter, der eine stärkere Differenzierung der Belastungszustände von gering kontaminierten Umweltproben ermöglicht. Zudem weist die Reproduktion eine hohe Populationsrelevanz auf, da eine Einschränkung der Fortpflanzungsleistung zu einer Gefährdung des Fortbestandes natürlicher Populationen in ihrer Umwelt führen kann.

Die Hemmung des Reproduktionserfolges bei *Potamopyrgus antipodarum* wurde nach einer Exposition gegenüber den 29 Testsedimenten über eine Dauer von vier Wochen untersucht. Die entsprechenden Resultate sind in Tabelle 6 und Abbildung 4b wiedergegeben.

Die Kontrolltiere wiesen nach dem Versuchszeitraum durchschnittlich 10,8 Embryonen in der Bruttasche auf. In der Mehrzahl der Testsedimente konnte demgegenüber eine teilweise deutliche Verringerung der durchschnittlichen Nachkommenzahl ermittelt werden. Wie die Abbildung 4b zeigt, wurde die **Reproduktionstoxizität** der Sedimente in fünf Stufen eingeteilt, wobei als Grundlage die ökologischen Zustandsklassen der neuen Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (EU 1999) diente. Demnach steht die ökologische Zustandsklasse:

I für ein Sediment im **sehr guten Zustand**, d.h. die Effekte im biologischen Wirktest sind so gering, wie es bei Abwesenheit störender Einflüsse oder anthropogener Veränderungen zu erwarten ist ($\leq 15\%$ Hemmung der Reproduktion gegenüber der Kontrolle).

II für ein Sediment im **guten Zustand**, d.h. die Effekte im biologischen Wirktest zeigen geringe, anthropogen bedingte Veränderungen an, weichen aber nur geringfügig von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse vorliegen (> 15 bis $\leq 30\%$ Hemmung der Reproduktion gegenüber der Kontrolle).

III für ein Sediment im **mäßigen Zustand**, d.h. die Effekte im biologischen Wirktest zeigen mäßige, anthropogen bedingte Veränderungen und signifikante Störungen an (> 30 bis $\leq 50\%$ Hemmung der Reproduktion gegenüber der Kontrolle).

IV für ein Sediment im **unbefriedigenden Zustand**, d.h. die Effekte im biologischen Wirktest sind hoch und lassen erhebliche Veränderungen der Biozönosen erwarten (> 50 bis $\leq 70\%$ Hemmung der Reproduktion gegenüber der Kontrolle).

V für ein Sediment im **schlechten Zustand**, d.h. die Effekte im biologischen Wirktest sind sehr hoch und lassen starke Veränderungen der Biozönosen erwarten ($> 70\%$ Hemmung der Reproduktion gegenüber der Kontrolle).

Eine Sonderstellung unter den Testsedimenten nimmt die Probe **7 (Sandfurth)** ein, bei der für *Potamopyrgus antipodarum* eine um 34,2% gegenüber der Kontrolle höhere Zahl an Embryonen ermittelt werden konnte. Dies legt den Verdacht auf eine östrogenartige Wirkung von Sedimentinhaltsstoffen nahe, der im Test mit *Hinia reticulata* bestätigt wird (vgl. 3.2.3). Insgesamt weisen fünf Sedimente die **ökologische Zustandsklasse I (Nr. 6, 7, 12, 28, 29)** und sechs die **Zustandsklasse II (1, 3, 10, 15, 25, 27)** auf, d.h. bei ihnen ist keine oder nur eine geringe reproductionstoxische Wirkung im Test mit der Zwergeckelschnecke festzustellen.

Die restlichen 18 Sedimente zeichnen sich dagegen durch eine mäßige (**ökologische Zustandsklasse III: Sedimente 2, 5, 8, 9, 11, 13, 14, 16, 24, 26**), starke (**Zustandsklasse IV: Sedimente 4, 18, 21-23**) oder sehr starke reproduktionstoxische Wirkung aus (**Zustandsklasse V: Sedimente 17, 19, 20**); diese Effekte sind jeweils gegenüber der Kontrolle statistisch signifikant. Während für die ökologische Zustandsklasse III lediglich mit einer erhöhten Aussterbenswahrscheinlichkeit natürlicher Populationen der Zwerdeckelschnecke gerechnet werden muss, kann in Sedimenten der beiden höchsten Zustandsklassen kurzfristig keine Population überleben, so dass in diesen Fällen eine ökologisch nicht mehr akzeptable Belastung vorliegt. Empfindliche Taxa der aquatischen Biozönose können jedoch bereits in Sedimenten fehlen, die der Zustandsklasse III entsprechen.

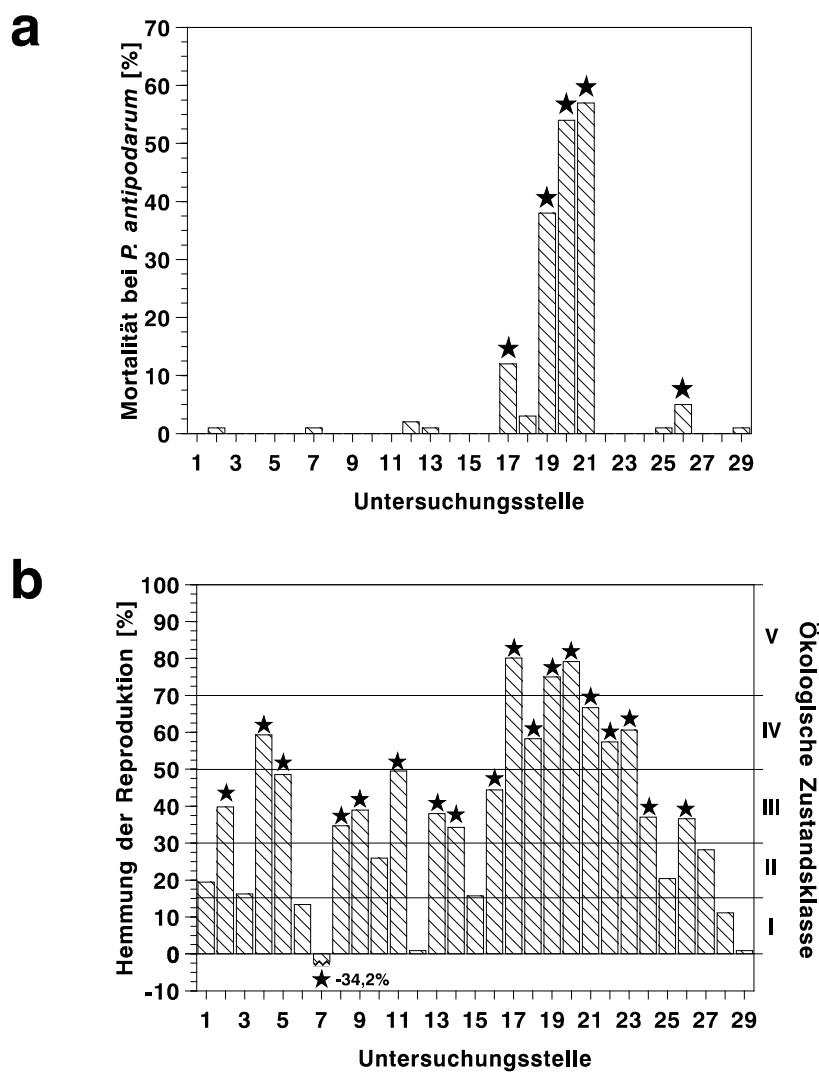


Abb. 4. *Potamopyrgus antipodarum*. Mortalität (a) und Hemmung der Reproduktionsleistung gegenüber der Kontrolle (b) nach einer vierwöchigen Exposition in den untersuchten Elbe-Sedimenten. In (b) sind zusätzlich die ökologischen Zustandsklassen für die Sedimente aufgrund der ermittelten Effekte bei *P. antipodarum* nach EU-Wasserrahmenrichtlinie angegeben. ★, statistisch signifikante Unterschiede zur Kontrolle ($p < 0,05$; χ^2 -Test in (a), H-Test (Kruskal-Wallis-Test) mit多重 Vergleich nach Nemenyi in (b)). Die Probe 21 ist ein Aliquot der Probe 19.

Vergleich der Ergebnisse für die Proben 19 und 21:

Für beide Proben wurde eine in ihrer Höhe vergleichbare reproduktionstoxische Wirkung auf die Zwerdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* ermittelt. Die Abweichungen der Reproduktionshemmung zwischen den beiden Proben (75,0% in Probe 19 gegenüber 66,7% in Probe 21) sind vernachlässigbar, selbst wenn sie aufgrund der Grenze zwischen den ökologischen Zustandsklassen IV und V bei einem Hemmwert von 70% in zwei unterschiedliche Klassen einzustufen sind.

3.2.3 Test auf endokrine Wirkung mit *Hinia reticulata* und Vergleich mit den TBT-Gehalten in den Sedimentproben

Bei der Durchführung des Tests auf endokrine Wirkung mit *Hinia reticulata* erwiesen sich einige der Sedimente aus der Elbe als akuttoxisch gegenüber der Netzreusenschnecke. Dabei handelt es sich neben den Proben 17 und 19-21, die einen entsprechenden Effekt bereits bei *Potamopyrgus antipodarum* zeigten, zusätzlich um die Sedimente 13 (Damnatz Hafen), 18 (Reiherstieg Hamburg), 22 (Estemündung), 23 (Wedel Yachthafen), 24 (Lühemündung) und 29 (Duhner Watt) mit einer Mortalität von mehr als 10% (Tab. 7, Abb. 5a). Bei den angegebenen Mortalitäten für die Sedimente 13 und 19-21 ist zu beachten, dass die entsprechenden Werte bereits nach 14 Tagen ermittelt wurden, da bei einer weiteren Verlängerung bis zum ursprünglich vorgesehenen Abschluss nach 4 Wochen ein Absterben aller Testorganismen zu erwarten gewesen wäre. Dies hätte dann zur Folge gehabt, dass für diese Sedimente keine Untersuchung zur hormonähnlichen Wirkung mehr möglich gewesen wäre. Daher ist für die Sedimente 13 und 19-21 von einer 100%igen Mortalität bei *Hinia reticulata* in vier Wochen auszugehen.

Da die Netzreusenschnecke gegenüber der akuttoxischen Wirkung von Schadstoffen sensitiver als die Zwerdeckelschnecke ist, ergibt sich eine größere Anzahl positiv getesteter Sedimente. Die entsprechenden Mortalitätsbefunde sollten jedoch nicht zur Bewertung der akuttoxischen Wirkung der Elbesedimente herangezogen werden, wenn entsprechende Untersuchungen mit einer geeigneten süßwasserbewohnenden Art durchgeführt werden können.

Dies ist für die Erfassung und Bewertung der **androgenen (vermännlichenden) Aktivität der Sedimentinhaltsstoffe** nicht möglich, da derzeit noch keine geeigneten limnischen Organismen verfügbar sind, die zu diesem Zweck in Sedimenttests verwendet werden können. So ist für die Apfelschnecke *Marisa cornuarietis* zwar bekannt, dass sie Imposex entwickelt, diese Art überlebt jedoch nicht im Sediment und kann daher nicht in entsprechenden Tests im Labor verwendet werden. Als Maß für das androgene Potenzial der Elbesedimente wurde der Anstieg des Vas deferens Sequenz-Index (VDSI) bei *Hinia reticulata* gegenüber der Kontrolle innerhalb des vierwöchigen Expositionszeitraums ermittelt, wobei maximal ein VDSI-Anstieg von 1,0 erreicht werden kann (vgl. Abb. 2 und Erläuterungen zur Konzentrations-Wirkungsbeziehung im Kapitel 2.2.3). Die Ergebnisse des Tests sind in Tabelle 7 und Abbildung 5b zusammengefasst, wobei zu beachten ist, dass für die Versuchsgruppen in den Sedimenten 13, 18, 19 und 21

aufgrund der erhöhten Mortalität die Untersuchungen bereits nach zwei Wochen vorgenommen werden mussten, und der VDSI-Anstieg gemäß den Angaben von Stroben (1994) auf eine Versuchsdauer von vier Wochen extrapoliert wurde. Für das Sediment 20 war dies nicht notwendig, da bereits nach zwei Wochen der VDSI-Anstieg den Maximalwert von 1,0 erreichte.

Tab. 7. *Hinia reticulata*. Ermittelte Daten für die Expositionsversuche mit Elbesedimenten. MW, Mittelwert; SH, Schalenhöhe [mm]; Stabw, Standardabweichung; VDSI, Vas deferens Sequenz-Index; *, extrapolierte Werte (aufgrund erhöhter Mortalität, vgl. Text); **, Mortalität nach 14 Tagen. Die Probe 21 ist ein Aliquot der Probe 19.

Probe	SH der Weibchen (MW ± Stabw.)	VDSI	VDSI-Anstieg gegenüber Kontrolle	Drüsengewicht der Weibchen (MW ± Stabw.)	Veränderung gegenüber Kontrolle [%]	Mortalität [%]
Kontrolle	24,3 ± 3,02	0,22	0,00	31,8 ± 7,9	0,0	0,0
1	25,4 ± 2,22	0,23	0,01	27,8 ± 9,0	-12,4	0,0
2	24,7 ± 1,91	0,52	0,30	26,3 ± 8,0	-17,1	2,5
3	25,5 ± 2,21	0,50	0,28	28,2 ± 7,6	-11,2	2,5
4	24,3 ± 2,18	1,12	0,90	27,2 ± 9,8	-14,4	0,0
5	24,2 ± 1,60	0,97	0,75	28,5 ± 10,2	-10,3	5,0
6	24,3 ± 1,62	0,41	0,19	29,4 ± 6,4	-7,5	2,5
7	25,4 ± 2,08	0,44	0,22	39,4 ± 9,7	24,1	5,0
8	24,4 ± 1,93	0,50	0,28	34,8 ± 9,7	9,4	5,0
9	25,6 ± 2,50	0,44	0,22	32,3 ± 10,8	1,6	5,0
10	24,8 ± 2,18	0,65	0,43	32,5 ± 8,9	2,2	5,0
11	24,5 ± 1,78	0,33	0,11	28,5 ± 8,4	-10,3	2,5
12	23,8 ± 2,21	0,54	0,32	33,3 ± 8,4	4,7	2,5
13	25,9 ± 2,50	0,57	0,51 *	25,6 ± 8,9	-19,5	32,5 **
14	24,8 ± 2,28	0,53	0,31	25,9 ± 8,2	-18,6	5,0
15	24,7 ± 2,32	0,36	0,14	32,3 ± 9,5	1,3	2,5
16	25,2 ± 1,48	0,40	0,18	33,1 ± 7,0	4,0	0,0
17	25,9 ± 1,78	0,61	0,39	29,4 ± 8,6	-7,4	25,0
18	26,9 ± 2,55	0,60	0,56 *	33,6 ± 11,1	5,7	57,5 **
19	26,9 ± 2,45	0,50	0,41 *	34,9 ± 9,2	9,7	50,0 **
20	26,8 ± 2,41	1,23	1,01	32,1 ± 9,8	0,9	37,5 **
21	26,7 ± 2,32	0,93	1,00 *	31,6 ± 11,5	-0,5	40,0 **
22	24,7 ± 2,34	0,42	0,20	31,9 ± 8,7	0,4	25,0
23	25,0 ± 2,19	0,48	0,26	34,9 ± 11,6	9,8	22,5
24	24,2 ± 2,00	0,55	0,33	24,3 ± 5,5	-23,5	12,5
25	25,0 ± 1,98	0,33	0,11	27,9 ± 10,1	-12,2	0,0
26	24,8 ± 2,06	0,43	0,21	35,0 ± 12,3	10,3	0,0
27	24,3 ± 2,19	0,52	0,30	28,0 ± 7,2	-11,8	10,0
28	25,6 ± 1,44	0,39	0,17	29,8 ± 6,9	-6,4	2,5
29	24,3 ± 2,16	0,36	0,14	31,1 ± 7,1	-2,1	12,5

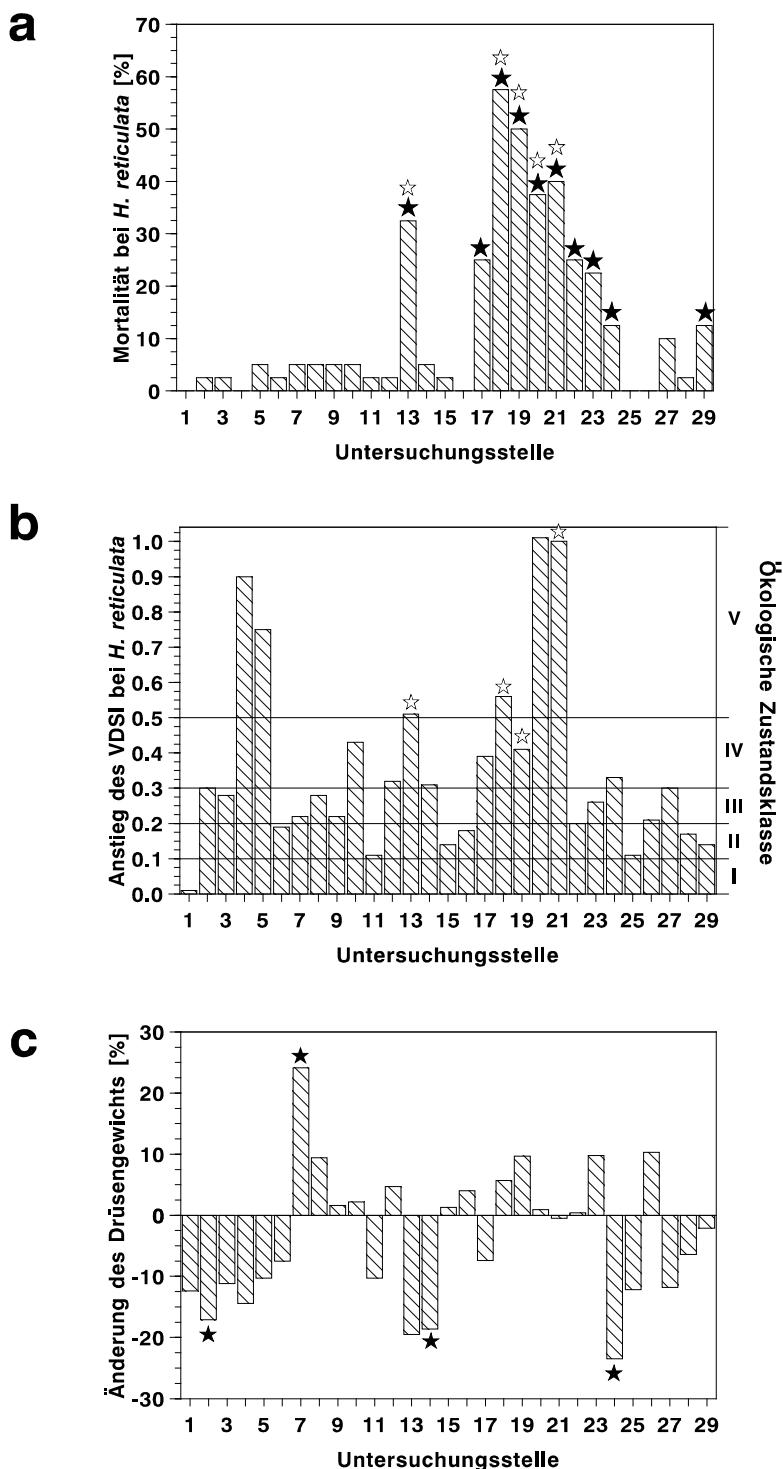


Abb. 5. *Hinia reticulata*. Mortalität (a), Anstieg des Vas deferens Sequenz-Index (VDSI) (b) und relative Änderung des Gewichts weiblicher Sexualdrüsen gegenüber der Kontrolle (c) nach einer vierwöchigen Exposition in den untersuchten Elbe-Sedimenten. In (b) sind zusätzlich die ökologischen Zustandsklassen für die Sedimente aufgrund der ermittelten Effekte bei *H. reticulata* nach EU-Wasserrahmenrichtlinie angegeben. ★, statistisch signifikante Unterschiede zur Kontrolle ($p < 0,05$; χ^2 -Test in (a), H-Test (Kruskal-Wallis-Test) mit multiplem Vergleich nach Nemenyi in (c)). ☆, Auswertung nach 14 Tagen aufgrund erhöhter Mortalität in den Versuchsgruppen; in (b) wurden die Ergebnisse auf eine vierwöchige Expositionsduer extrapoliert. Die Probe 21 ist ein Aliquot der Probe 19.

Da in diesen Fällen die Stichprobengröße generell unter 30 Tieren lag und die Schnecken zudem aufgrund der akuttoxischen Wirkung der Sedimente bereits erheblich geschädigt oder unmittelbar vor dem Absterben waren, ist nicht auszuschließen, dass androgene Effekte durch die hohe Toxizität maskiert werden können.

Wie die Abbilddung 5b zeigt, wurde das **androgene Potenzial** der Sedimente – wie bei dem für die Reproduktionstoxizität angewendeten Verfahren (vgl. 3.2.2) – in fünf Stufen eingeteilt, wobei auch in diesem Fall als Grundlage die ökologischen Zustandsklassen der neuen Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (EU 1999) diente. Demnach steht die ökologische Zustandsklasse:

I für ein Sediment im **sehr guten Zustand**, d.h. die Effekte im biologischen Wirktest sind so gering, wie es bei Abwesenheit störender Einflüsse oder anthropogener Veränderungen zu erwarten ist (keine androgene Wirkung; Anstieg des VDSI $\leq 0,1$ gegenüber der Kontrolle).

II für ein Sediment im **guten Zustand**, d.h. die Effekte im biologischen Wirktest zeigen geringe, anthropogen bedingte Veränderungen an, weichen aber nur geringfügig von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse vorliegen (geringe androgene Wirkung; Anstieg des VDSI $> 0,1$ und $\leq 0,2$ gegenüber der Kontrolle).

III für ein Sediment im **mäßigen Zustand**, d.h. die Effekte im biologischen Wirktest zeigen mäßige, anthropogen bedingte Veränderungen und signifikante Störungen an (mäßige androgene Wirkung; Anstieg des VDSI $> 0,2$ und $\leq 0,3$ gegenüber der Kontrolle).

IV für ein Sediment im **unbefriedigenden Zustand**, d.h. die Effekte im biologischen Wirktest sind hoch und lassen erhebliche Veränderungen der Biozönosen erwarten (starke androgene Wirkung; Anstieg des VDSI $> 0,3$ und $\leq 0,5$ gegenüber der Kontrolle).

V für ein Sediment im **schlechten Zustand**, d.h. die Effekte im biologischen Wirktest sind sehr hoch und lassen starke Veränderungen der Biozönosen erwarten (sehr starke androgene Wirkung; Anstieg des VDSI $> 0,5$ gegenüber der Kontrolle).

Lediglich das **Sediment 1** (Prossen Hafen) wies die **ökologische Zustandsklasse I** auf, bei der von einer bioverfügbaren TBT-Belastung (vgl. unten) von $\leq 10 \mu\text{g}$ als Sn/kg (TG) auszugehen ist. Zur **Zustandsklasse II** zählten insgesamt acht Sedimente (**Proben 6, 11, 15, 16, 22, 25, 28, 29**), bei denen eine bioverfügbare TBT-Belastung im Konzentrationsbereich von 10-20 μg als Sn/kg (TG) zu erwarten ist, wenn die beobachtete androgene Wirkung ausschließlich auf TBT zurückzuführen ist.

Als „bioverfügbare TBT-Belastung“ wird dabei der Anteil des in einem Testsediment analytisch nachweisbaren TBT-Gehaltes bezeichnet, der von Organismen prinzipiell aufgenommen werden kann und der entsprechend für die Auslösung von biologischen Effekten verantwortlich ist. Nicht oder vergleichsweise wenig bioverfügbar dürften dagegen Farbpertikel von Antifoulinganstrichen sein, die in den Sedimentproben vorkommen können. Eine Hypothese ist, dass diese Farbpertikel bei der Probenaufbereitung für die chemische Analyse angelöst werden und zu Überbefunden führen. Sie spiegeln damit nicht den am Sediment adsorbierten TBT-Anteil wider. Unter der Voraussetzung einer qualitativ

guten Analytik spricht für diese These, dass in fast allen Hafensedimentproben die TBT-Gehalte erheblich streuen, während die MBT- und DBT-Gehalte deutlich geringeren Schwankungen unterliegen. Der (mikroskopische) Nachweis zum Vorkommen von Farbpartikeln in der Probe ist bisher allerdings noch nicht erbracht worden.

Die verbleibenden 20 Sedimente zeichnen sich durch eine mäßige (**ökologische Zustandsklasse III: Sedimente 2, 3, 7-9, 23, 26, 27**), starke (**Zustandsklasse IV: Sedimente 10, 12, 14, 17, 19, 24**) oder sehr starke androgene Wirkung aus (**Zustandsklasse V: Sedimente 4, 5, 13, 18, 20, 21**). Bei den Sedimenten, die den Zustandsklassen III bis V zuzuordnen sind, liegt eine ökologisch nicht mehr akzeptable Belastung vor, da von einer negativen Beeinflussung der aquatischen Lebensgemeinschaft auszugehen ist.

Für die Sedimente in den Zustandsklassen III bis V ist eine bioverfügbare TBT-Belastung von mindestens 20 µg als Sn/kg (TG) zu erwarten, wenn die beobachtete androgene Wirkung ausschließlich auf TBT zurückzuführen ist. Der Vergleich der ermittelten Anstiege des VDSI in den Elbesedimenten mit der Konzentrations-Wirkungsbeziehung für TBT-gespikte artifizielle Sedimente (Abb. 2) zeigt, dass die Proben aus der Elbe zum Teil erheblich kontaminiert sein müssen und speziell bei den Sedimenten 4, 5, 10, 12-14, 17-21 und 24 TBT-Gehalte von bis zu mehreren hundert µg als Sn/kg (TG) zu erwarten sind; wenn nicht weitere androgenartig wirkende Substanzen zu den beobachteten Effekten bei den Schnecken beigetragen haben (vgl. unten). Bei diesen, den ökologischen Zustandsklassen IV und V zugeordneten Sedimenten, ist die androgene Wirkung so hoch, dass – obwohl aus Gründen der ausreichenden Untergliederung der Klassifizierung prinzipiell zwei ökologische Zustandsklassen unterschieden werden – aus toxikologischer Sicht keine Differenzierung zwischen IV und V notwendig wäre. Bei diesem Belastungsniveau ist für Sedimente aus Küstengewässern grundsätzlich davon auszugehen, dass eine Population von Purpurschnecken (z. B. *Nucella lapillus*, *Ocinebrina aciculata*) aufgrund der Sterilisierung der Weibchen im Endstadium der Imposexentwicklung aussterben würde (Oehlmann 1994). Allerdings ist bei einem Anstieg des VDSI um mehr als 0,5 Einheiten in einem Monat ein derart hohes androgenes Potenzial in den Sedimenten vorhanden, dass praktisch der gesamte Stoffwechsel der Weibchen auf die Ausbildung männlicher Geschlechtsorgane (Penis, Samenleiter) umgestellt wird. Treten in diesen Sedimenten sehr hohe Gehalte an Organozinnverbindungen, wie beispielsweise TBT, oder weiteren Schadstoffen auf, so dass eine akuttoxische Wirkung bei *Hinia reticulata* vorliegt (wie im Fall der Proben 13, 17-24, 29), so können anabole Stoffwechselleistungen beeinträchtigt werden, die zur Ausbildung dieser männlichen Charakteristika benötigt werden. Insofern können zwei Sedimente mit praktisch identischem TBT-Gehalt in Abhängigkeit von der toxischen Wirkung weiterer Inhaltsstoffe auf den anabolen Stoffwechsel der Netzreusenschnecke der Zustandsklasse IV (starke Wirkung) oder V (geringe oder keine Wirkung auf den anabolen Stoffwechsel) zugeordnet werden.

Die beobachteten Effekte bezüglich der Imposexentwicklung sind für die Testsedimente aus dem Freiland nach derzeitigen Erkenntnissen in erster Linie auf TBT zurückzuführen (vgl. jedoch unten). Im Labor kann eine Imposexentwicklung zwar auch durch andere Substanzen ausgelöst werden, z. B. durch natürliche und

synthetische Androgene, doch treten diese im Freiland nach heutigem Wissensstand nicht oder in zu geringen Konzentrationen auf, um für die in den Tests für zahlreiche Sedimente beobachtete starke Vermännlichung der Weibchen allein verantwortlich gemacht werden zu können; dennoch ist nicht auszuschließen, dass natürliche und synthetische Androgene sowie weitere, bisher noch nicht als Xeno-Androgene identifizierte Substanzen in den Sedimenten neben TBT zur Imposexentwicklung beitragen können. Aus diesem Grund wird Imposex als Biomarker für das androgene Potenzial und nicht ausschließlich für die TBT-Belastung der Sedimente gewertet.

Die Resultate des *Hinia*-Tests auf androgene Aktivität zeigen, dass vor allem zwei Belastungsschwerpunkte im Elbeverlauf existieren: Der Zufluss der Mulde (Sediment 4) sowie der Bereich des Hamburger Hafens (v.a. Sedimente 18-21). Im Flussabschnitt zwischen der Mulde und Hamburg wurden ebenfalls lokal hohe androgene Effekte ermittelt, die in der Regel mit dem Schiffsverkehr auf der Elbe assoziiert erscheinen, so etwa für die Proben von der Havelschleuse (Probe 10) und dem Hafen Damnatz (Sediment 13). Dagegen konnte in anderen Häfen keine (z. B. Hafen Prossen, Probe 1) oder nur eine geringe androgene Aktivität (z. B. Häfen Wittenberge und Tespe, Sedimente 11 und 15) ermittelt werden.

Durch das Labor GALAB (Geesthacht) wurden im Auftrag der ARGE ELBE die Organozinngehalte in einem Aliquot der Sedimente ermittelt, deren androgenes Potenzial über den VDSI-Anstieg im *Hinia*-Test parallel in unserem Labor erfasst worden war. Die Analysenergebnisse, die uns nach Abschluss der eigenen Versuche und der Übermittlung der Resultate an den Auftraggeber zur Verfügung gestellt wurden, sind in der Tabelle 8 zusammengefasst.

Bei diesen Ergebnissen fällt auf, dass im Falle von Mehrfachbestimmungen an der selben Probe in der Regel eine gute Reproduzierbarkeit des Analyseresultats erzielt wurde. Dies gilt jedoch nur eingeschränkt für die TBT-Gehalte in den Proben 7 (Sandfurth) sowie in den Proben aus dem Einzugsgebiet des Hamburger Hafens (Nr. 18, 19, 21, 22). Speziell der Vergleich der Proben 19 und 21, bei denen es sich jeweils um ein Aliquot des gleichen Sediments handelte, zeigt, dass für Mono-, Di- und Tetrabutylzinn nur minimale Abweichungen in den ermittelten Gehalten vorliegen, jedoch deutliche Abweichungen der TBT-Gehalte zwischen den beiden Proben (80 bis 140 µg TBT-Sn/kg TG in Probe 19; 160 bis 260 µg TBT-Sn/kg TG in Probe 21). Für diese Abweichungen sind möglicherweise Farbpartikel TBT-haltiger Antifoulinganstriche in den Sedimenten verantwortlich, die zwar bei der Probenvorbereitung durch das Extraktionsmittel angelöst werden, für die aber nicht grundsätzlich eine homogene Verteilung in den beiden Aliquots des Sediments zu unterstellen ist.

In der Abbildung 6 ist ein direkter Vergleich der in den Testsedimenten durch GALAB ermittelten TBT-Gehalte und der androgenen Aktivität im *Hinia*-Test mit der im Kapitel 2.2.3 vorgestellten Konzentrations-Wirkungsbeziehung (Abb. 2) dargestellt. Auf diese Weise können sehr einfach die Sedimente identifiziert werden, bei denen der Anstieg des VDSI nicht die TBT-Belastung abbildet. Für mehr als die Hälfte der Elbesedimente ergeben sich keine Abweichungen von der Konzentrations-Wirkungsbeziehung, die für gespikte Kunstsedimente aufgenommen wurde: Die Testergebnisse von insgesamt 12 Sedimenten liegen

innerhalb des 99%- und für weitere 3 Proben noch vollständig innerhalb des 95%-Konfidenzintervalls. Bei weiteren 4 Sedimenten (Proben 7, 19, 21 und 22) wurden größere Spannweiten der analytisch bestimmten TBT-Gehalte festgestellt, die dazu führen, dass zumindest für einen Teilbereich der ermittelten Schwankungsbreite der VDSI-Anstieg noch in das 95%-Konfidenzintervall der Konzentrations-Wirkungsbeziehung fällt. Damit lässt sich für insgesamt 15 der getesteten 29 Sedimentproben der Anstieg des VDSI vollständig mit dem ermittelten TBT-Gehalt in den Proben erklären, und für die zuletzt genannten weiteren 4 Sedimente gibt es ebenfalls keine signifikanten Abweichungen von der Konzentrations-Wirkungsbeziehung, wenn die volle Spannweite der ermittelten TBT-Gehalte berücksichtigt wird. Lediglich für 10 Proben zeigen sich signifikante Abweichungen von dieser Beziehung.

Tab. 8. Durch GALAB ermittelte Organozinngehalte in den Elbesedimenten (in µg Sn/kg TG). Angegeben sind Mittelwerte bzw. Schwankungsbreiten bei Mehrfachmessungen sowie die Klasse nach dem fünfstufigen Klassifizierungssystem der ARGE ELBE aufgrund der vorhandenen TBT-Gehalte. DBT, Dibutylzinn; MBT, Monobutylzinn; TBT, Tributylzinn; TeBT, Tetrabutylzinn. Die Probe 21 ist ein Aliquot der Probe 19.

Probe	MBT	DBT	TBT	TeBT	Klasse
1	1,0	<1,0	<1,0	<1,0	I
2	2,1	1,8	1,1	<1,0	II
3	3,5 - 3,8	0,9 - 1,1	0,7 - 0,8	<1,0	II
4	5100 - 8000	940 - 1040	230 - 260	920 - 1200	V
5	51	160	290	19	V
6	160	45	47	13	IV
7	100 - 110	21 - 45	23 - 120	13 - 14	III - V
8	83	16	12	8,1	III
9	95	16	18	62	III
10	38 - 43	6,2 - 7,1	6,8 - 7,6	4,6 - 5,3	III
11	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	I
12	9,3	1,6	1,3	1,2	II
13	33 - 41	5,4 - 7,8	5,6 - 8,3	6,5 - 7,0	III
14	0,8	<1,0	<1,0	<1,0	I
15	20	3,3	5,0	2,1	III
16	4,6	1,7	9,4	1,4	III
17	35 - 49	7,7 - 9,2	11 - 15	10 - 20	III
18	59 - 89	36 - 45	620 - 840	11 - 16	V
19	70 - 79	22	80 - 140	10	V
20	68 - 78	20 - 23	78 - 93	7,4 - 11	V
21	64 - 79	23	160 - 260	10	V
22	45 - 46	13	53 - 140	5,7 - 6,8	IV - V
23	63 - 64	20 - 22	90 - 92	13 - 15	V
24	47	16	54	5,5	IV
25	21	6,5	19	2,4	III
26	10 - 11	3,9 - 4,0	15	1,6 - 2,8	III
27	17	9,8	46	2,8	IV
28	5,9	2,0	4,6	0,8	II
29	1,5	0,6	0,8	<1,0	II

Bei den Proben 18 (Reiherstieg) und 23 (Wedel Yachthafen) fällt der VDSI-Anstieg im *Hinia*-Test geringfügig niedriger aus, als es die analytisch ermittelten Schwankungsbreiten der TBT-Gehalt der Sedimente erwarten lassen. Hierfür kommen grundsätzlich zwei Ursachen in Frage:

- Der bioverfügbare Anteil der TBT-Belastung ist möglicherweise geringer als der Gesamtgehalt in der Probe, beispielsweise wenn größere TBT-Farbpertikel in den Proben auftreten. Eine Hypothese ist, dass diese Farbpertikel bei der Probenaufbereitung für die chemische Analyse angelöst werden und zu Überbefunden führen. Sie spiegeln damit nicht den am Sediment adsorbierten, bioverfügbaren TBT-Anteil wider, der für die Auslösung der biologischen Effekte - in diesem Fall für den Anstieg des VDSI - verantwortlich ist. Zumindest für die Probe 18 ist das Auftreten größerer Farbpertikel - trotz des ausstehenden mikroskopischen Nachweises - zumindest nicht auszuschließen, wie die hohe Streuung der ermittelten TBT-Gehalte bei Mehrfachanalysen zeigt.
- In den Proben treten Schadstoffe auf, die eine akuttoxische Wirkung bei *Hinia reticulata* zeigen. Dadurch können anabole Stoffwechselleistungen beeinträchtigt werden, die zur Ausbildung der männlichen Charakteristika (Aufbau von Penis und/oder Samenleiter) benötigt werden. Entsprechend kann das androgene Potenzial dieser Sedimente durch die akuttoxische Wirkung ihrer Inhaltsstoffe maskiert werden. Beide Proben erwiesen sich gegenüber der Netzreusenschnecke als toxisch. In der Probe 18 (Reiherstieg) waren bereits nach 14 Tagen 57,5% der Testorganismen abgestorben, und in der Probe 23 (Wedel Yachthafen) betrug die Mortalität über den Testzeitraum 22,5%.

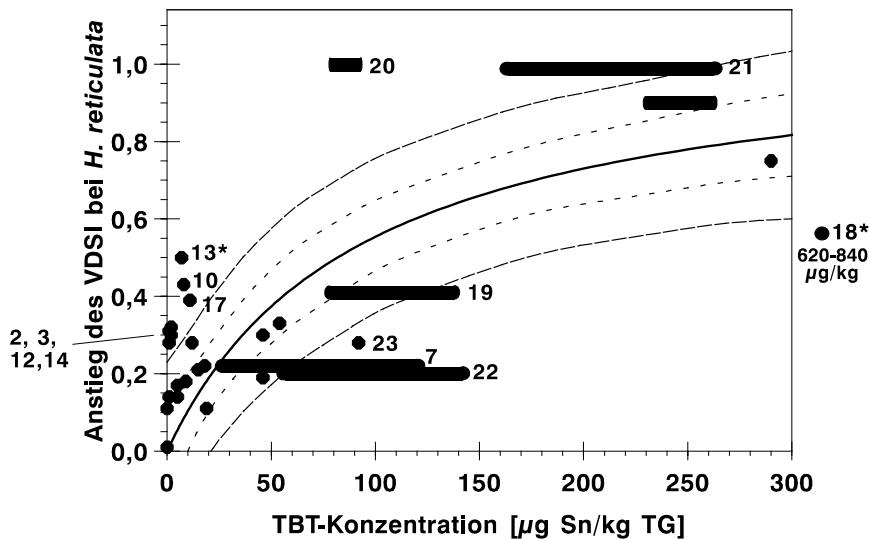


Abb. 6. Gegenüberstellung der in den Testsedimenten durch GALAB ermittelten TBT-Gehalte und des Anstiegs des Vas deferens Sequenz-Index (VDSI) bei *Hinia reticulata*. Zusätzlich ist die Konzentrations-Wirkungsbeziehung zwischen dem nominalen TBT-Gehalt in Kunstsedimenten und dem VDSI-Anstieg aus Abbildung 2 (durchgezogene Linie) mit dem 99%- (gepunktete Linien) und 95%-Konfidenzintervall (gestrichelte Linie) angegeben. Die Balken geben die bei Mehrfachanalysen ermittelte Spannweite der TBT-Gehalte in den Sedimenten wieder. Für Sedimente, bei denen Abweichungen vom 95%-Konfidenzintervall auftreten, sind die Probennummern angegeben. ★, Sediment, bei dem eine Testauswertung nach 14 Tagen aufgrund erhöhter Mortalität in den Versuchsgruppen notwendig war. Die Probe 21 ist ein Aliquot der Probe 19.

Für die verbleibenden 8 Proben (Nr. 2, 3, 10, 12 - 14, 17 und 20) wurde ein teilweise deutlich höherer Anstieg des VDSI und damit eine höhere androgene Aktivität festgestellt, als es der analytisch ermittelte TBT-Gehalt der Sedimente erwarten lässt. Dieser quasi zusätzliche androgene Effekt wird möglicherweise durch Sedimentinhaltsstoffe hervorgerufen, die als Xeno-Androgene bisher noch nicht identifiziert werden konnten. In Experimenten mit humanen Zellkulturlinien konnte beispielsweise nachgewiesen werden, dass Tris-(4-chlorophenyl)-methanol und Tris-(4-chlorophenyl)-methan in geringen Konzentrationen eine androgene Wirkung, in höheren Konzentrationen jedoch eine antiandrogene Wirkung aufwiesen (W. Körner, pers. Mitteilung). Beide Substanzen entstehen nicht nur als DDT-Abbauprodukte, sondern werden darüber hinaus als Inhaltsstoffe in optisch aktiven Polymeren und lichtechten Farbstoffen für Acrylfasern eingesetzt. Sie wurden in Sedimenten und in marinen Nahrungsketten (dort mit Konzentrationen im mg/kg-Bereich) nachgewiesen (de Boer 1997). Mit Ausnahme der Probe 20, die aufgrund des ermittelten TBT-Gehaltes der Belastungsklasse V des Klassifikationssystems der ARGE ELBE zugeordnet werden kann, sind die verbleibenden 7 Sedimente deutlich geringer mit TBT kontaminiert (Belastungsklassen I bis III). In diesen Fällen können bereits geringe Konzentrationen von synthetischen und/oder natürlichen Androgenen, die beispielsweise über kommunale Abwässer, den direkten oder indirekten Eintrag von tierischen Fäkalien (Mist oder Gülle auf landwirtschaftlichen Flächen) in die Elbe gelangen, zu den beobachteten Effekten im *Hinia*-Test beigetragen haben.

Durch den direkten Vergleich der Ergebnisse des Tests auf Reproduktionstoxizität mit *Potamopyrgus antipodarum* und des Tests auf androgene Aktivität mit *Hinia reticulata* lässt sich die Frage beantworten, ob die beobachtete Reduzierung der Fortpflanzungsleistung bei der Zwergdeckelschnecke vor allem durch TBT und andere, androgenartig wirkende Kontaminanten in den Sedimenten ausgelöst wird, oder ob gegebenenfalls weitere Schadstoffe (z. B. Cd, PAH) zur beobachteten reproduktionstoxischen Wirkung beitragen. Dieses als „**Differenzialdiagnose**“ bezeichnete Verfahren ergibt, dass von den 18 als signifikant reproduktionstoxisch eingestuften Sedimenten (ökologische Zustandsklasse III-V; Sedimente 2, 4, 5, 8, 9, 11, 13, 14, 16-24, 26) bei:

15 Sedimenten (Proben 2, 4, 5, 8, 9, 13, 14, 17-21, 23, 24, 26) die ermittelte Reproduktionstoxizität vollständig oder zum überwiegenden Teil durch die androgene Wirkung im *Hinia*-Test erklärt werden kann, so dass weitere reproduktionstoxische Kontaminanten zwar vorhanden sein können, aber in ihrer Wirkung gegenüber TBT und anderen Xeno-Androgenen eine untergeordnete Rolle spielen.

3 Sedimenten (Proben 11, 16, 22) die ermittelte Reproduktionstoxizität nicht nur durch die androgene Wirkung im *Hinia*-Test erklärt werden kann, so dass neben TBT und anderen Xeno-Androgenen weitere reproduktionstoxische Kontaminanten in den Sedimenten für die beobachtete Wirkung verantwortlich sind.

Eine **mögliche östrogene (verweiblichende) Aktivität der Sedimente** kann aufgrund neuer Forschungsergebnisse über die Vergrößerung der akzessorischen weiblichen Sexualdrüsen bei Prosobranchiern ermittelt werden (Oehlmann et al. 2000). Wie im Kapitel 2.2.3 bereits erläutert, stehen jedoch entsprechende kausale Untersuchungen für die Netzreusenschnecke *Hinia reticulata* im Unterschied

zu anderen Arten noch aus, so dass sich derzeit nur ein Anfangsverdacht für solche Sedimente ergeben kann, bei denen die Testorganismen eine signifikante Vergrößerung der Drüsen zeigen. Treten reproduktionstoxische Verbindungen in Umweltproben auf, denen die Schnecken ausgesetzt werden, lässt sich in der Regel eine Gewichtsreduktion der Sexualdrüsen beobachten, wie z. B. bei den Sedimenten 2, 14 und 24, die sich als reproduktionstoxisch im Test mit *Potamopyrgus antipodarum* erwiesen und gleichzeitig zu einer signifikanten Gewichtsverringerung der weiblichen Drüsen bei der Netzreusenschnecke führten (Tab. 7, Abb. 5c). Lediglich das Sediment **7 (Sandfurth)** ist durch eine gegenüber der Kontrolle signifikanten Gewichtszunahme der Sexualdrüsen um 24,1% gekennzeichnet, was auf ein östrogenes Potenzial dieser Umweltprobe hinweist. Hierfür spricht ebenfalls der Anstieg der Embryonenzahl im Reproduktionstest mit *Potamopyrgus antipodarum* um 34,2% gegenüber der Kontrolle (vgl. 3.2.2). Für die anderen getesteten Sedimente ergeben sich keine entsprechenden Hinweise.

Vergleich der Ergebnisse für die Proben 19 und 21:

Für beide Proben wurden bei der Bestimmung der Organozinnverbindungen durch GALAB nur geringfügig abweichende Gehalte an Mono-, Di- und Tetrabutylzinn, aber deutliche Differenzen hinsichtlich der TBT-Gehalte ermittelt. Die Spannweite bei Mehrfachbestimmungen umfasste 80 bis 140 µg TBT-Sn/kg TG bei der Probe 19 und 160 bis 260 µg TBT-Sn/kg TG bei der Probe 21. Als Ursache für diese Differenzen wird eine inhomogene Verteilung von TBT-haltigen Farbpertikeln in den Proben vermutet.

Bezüglich der androgenen Wirkung im Test mit der Netzreusenschnecke *Hinia reticulata* wurden mit einem VDSI-Anstieg von 0,41 für die Probe 19 und 1,00 für die Probe 21 deutlich unterschiedliche Werte ermittelt; diese weisen jedoch eine sehr gute Übereinstimmung mit den analytisch festgestellten Schwankungsbreiten der TBT-Gehalte in den beiden Proben auf.

Für keine der beiden Proben konnte im Test mit *Hinia reticulata* ein Hinweis auf ein östrogenes Potenzial festgestellt werden.

4 Zusammenfassende Bewertung

In diesem Kapitel sollen die Resultate der durchgeführten Untersuchungen und ihre ökotoxikologische Bewertung vergleichend für den gesamten Elbeverlauf (Kap. 4.1) sowie für die einzelnen Sedimente (Kap. 4.2) zusammengefasst werden. Für die Sedimente, bei denen das androgene Potenzial bereits nach zwei Wochen aufgrund der hohen Mortalität im *Hinia*-Test ermittelt wurde, ist die entsprechende Bewertung durch ein Sternchen gekennzeichnet. Im Kapitel 4.2 sind die von Herrn Frank Krüger vorgenommene Sedimentcharakterisierung und die Ergebnisse der Organozinnanalyse durch GALAB einschließlich der Zuordnung zu Belastungsklassen gemäß dem fünfstufigen Klassifizierungssystem der ARGE ELBE aufgenommen.

4.1 Vergleichende Beurteilung

Die **Metallgehalte** der Sedimente wiesen zum Teil beträchtliche Unterschiede im Längsprofil der Elbe auf. Während im Oberlauf (Probe 1) noch eine Belastungsklasse von 1,8 nach Wachs (1991) ermittelt werden konnte, stieg der Wert im Flussabschnitt zwischen Meißen Hafen (Sediment 2) und der Havelschleuse (Sediment 10) auf 2,2 bis 3,1 an. Zwischen Wittenberge und Geesthacht (Sedimente 11-16) wurden dann wieder niedrigere Belastungsklassen zwischen 1,5 und 2,3 festgestellt. Im Bereich um Hamburg (Sedimente 17-24) stiegen die Metallgehalte der Sedimente erneut leicht an (Belastungsklasse 2,3 - 2,6), um dann im Einflussbereich der Tiedeelbe auf Werte bis zu 1,8 abzusinken (Probe 29).

Die **Belastung mit Organozinnverbindungen** in den Sedimentproben wurde parallel durch das Labor GALAB in Geesthacht analysiert und gemäß dem fünfstufigen Klassifizierungssystem der ARGE ELBE auf Basis der ermittelten TBT-Gehalte bewertet. Für diese Substanzgruppe zeigten sich erhebliche Unterschiede im Kontaminationsniveau im Längsprofil der Elbe. Während im Oberlauf (Proben 1-3) noch die Klasse I und II erreicht wurden, stieg mit der Einmündung der Mulde das Kontaminationsniveau stark an (Klasse V für Proben 4 und 5). Im Abschnitt zwischen Lostau (Sediment 6) und Tangermünde (Probe 8) nahmen die TBT-Gehalte sukzessive wieder ab, bis die Klasse III erreicht wurde. Diese war im weiteren Flussverlauf bis einschließlich Bunthaus (Sediment 17) vorherrschend und wurde nur durch wenige Proben in der Klasse I (Wittenberge, Nr. 11; Tießau, Nr. 14) und II (Cumlosen, Nr. 12) ergänzt. Im Bereich um Hamburg (Proben 18-23) wiesen alle Sedimente die Klassen IV-V bzw. V auf. Der Ästuarbereich der Elbe (Proben 24-29) war schließlich durch einen quasi-kontinuierlichen Rückgang der TBT-Gehalte im Sediment gekennzeichnet, wobei die Proben 28 und 29 bereits der Klasse II zugeordnet werden konnten.

Die über die Mortalität bei der Zwerdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* über einen Versuchszeitraum von vier Wochen ermittelte **Akuttoxizität** der Sedimente ergab lediglich für vier Proben einen positiven Befund, die alle aus dem Hamburger Bereich der Elbe stammten (Sedimente 17 und 19 bis 21). Erfahrungsgemäß ergibt der Test mit der Zwerdeckelschnecke erst positive Resultate, wenn die

Schwermetallbelastung der Sedimente die Belastungsklasse 3 nach Wachs (1991) erreicht oder übersteigt. Da dies bei keinem der vier positiv getesteten Sedimente der Fall war, liegt der Verdacht nahe, dass organische Kontaminanten in den Sedimenten – gegebenenfalls synergistisch mit Metallen – für die beobachtete Akuttoxizität verantwortlich sind.

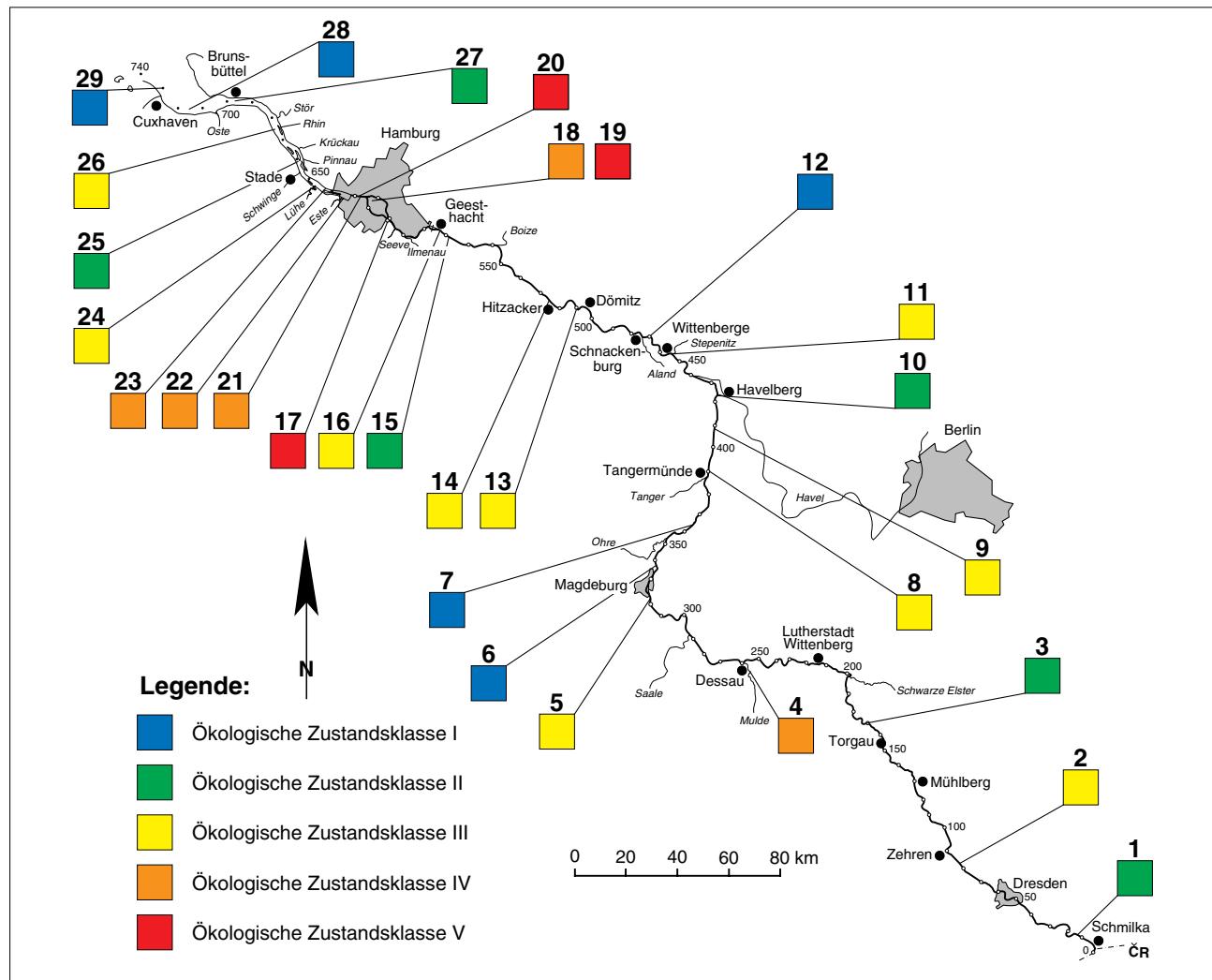


Abb. 7. *Potamopyrgus antipodarum*. Graphische Darstellung der ermittelten Reproduktionstoxizität in den Sedimenten der mit Ziffern gekennzeichnet 29 Untersuchungsstellen entlang der Elbe (vgl. Tab. 1). Die Probe 21 ist ein Aliquot der Probe 19.

Die **Reproduktionstoxizität** der Proben wurde ebenfalls mit Hilfe der Zwergdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* über einen Versuchszeitraum von vier Wochen ermittelt. Von den 29 untersuchten Proben wiesen fünf (Sedimente 6, 7, 12, 28, 29) keine (ökologische Zustandsklasse I), sechs (1, 3, 10, 15, 25, 27) eine geringe (Zustandsklasse II), zehn (2, 5, 8, 9, 11, 13, 14, 16, 24, 26) eine mäßige (Zustandsklasse III), fünf (4, 18, 21-23) eine starke (Zustandsklasse IV) und drei (17, 19, 20) eine sehr starke reproduktionstoxische Wirkung (Zustandsklasse V) auf. Als besondere Belastungsschwerpunkte erwiesen sich der Bereich des Hamburger Hafens und die Mulde (Abb. 7).

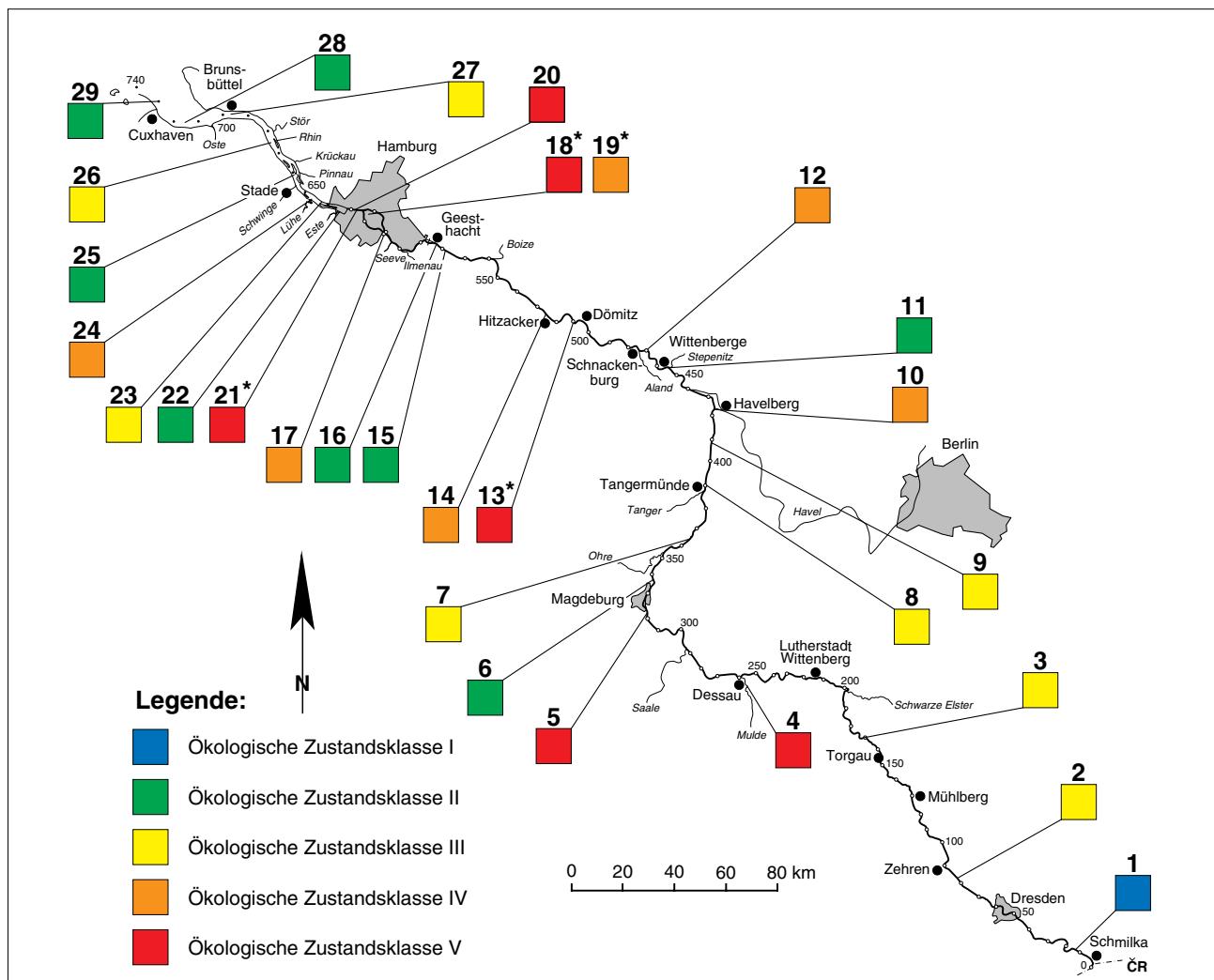


Abb. 8. *Hinia reticulata*. Graphische Darstellung des ermittelten androgenen Potenzials in den Sedimenten der mit Ziffern gekennzeichneten 29 Untersuchungsstellen entlang der Elbe (vgl. Tab. 1). *, Zuweisung einer ökologischen Zustandsklasse beruht auf extrapolierten Werten aufgrund erhöhter Mortalität im Test (vgl. Kapitel 2.2.3 und 3.2.3). Die Probe 21 ist ein Aliquot der Probe 19.

Das **androgene (vermännlichend wirkende) Potenzial** der Sedimente wurde über einen Testzeitraum von vier Wochen über die Imposexentwicklung der Netzeusenschnecke *Hinia reticulata* ermittelt. Von den 29 untersuchten Proben wies lediglich eine (Sediment 1) keine (ökologische Zustandsklasse I) androgene Aktivität auf. Bei acht Proben (6, 11, 15, 16, 22, 25, 28, 29) wurde eine geringe (Zustandsklasse II), bei acht weiteren (2, 3, 7-9, 23, 26, 27) eine mäßige (Zustandsklasse III), bei sechs (10, 12, 14, 17, 19, 24) eine starke (Zustandsklasse IV) und bei sechs weiteren (4, 5, 13, 18, 20, 21) eine sehr starke androgene Wirkung (Zustandsklasse V) festgestellt. Als besondere Belastungsschwerpunkte erwiesen sich erneut der Bereich des Hamburger Hafens und die Mulde (Abb. 8).

Für ein getestetes Sediment (Probe 7, Sandfurth) ergaben die Resultate des Reproduktionstests mit *Potamopyrgus antipodarum* und des uterotrophen Assays mit *Hinia reticulata* übereinstimmend den **Verdacht einer östrogenen (verweiblichenden) Wirkung**.

4.2 Beurteilung des einzelnen Sedimente

Sediment 1	Herkunft: Prossen (Hafen)	Strom-km: 13
Charakterisierung:	Grobsand-dominiert	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	1,8	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	nicht nachweisbar	Klasse I
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse II	geringe reproduktionstoxische Wirkung
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse I	keine androgene Wirkung
Sonstige Bemerkungen:	–	

Sediment 2	Herkunft: Meißen (Hafen)	Strom-km: 83
Charakterisierung:	Grobsand-dominiert	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	2,2	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	1,1	Klasse II
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse III	mäßige reproduktionstoxische Wirkung
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse III	mäßige androgene Wirkung
Sonstige Bemerkungen:	–	

Sediment 3	Herkunft: Dommitzsch	Strom-km: 173
Charakterisierung:	Mittelsand-dominiert	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	2,3	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	0,7 - 0,8	Klasse II
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse II	geringe reproduktionstoxische Wirkung
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse III	mäßige androgene Wirkung
Sonstige Bemerkungen:	–	

Sediment 4	Herkunft: Mulde (Dessau)	Strom-km: 7,6 (ob. Münd.)
Charakterisierung:	Sand-dominiert	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	2,4	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	230 - 260	Klasse V
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse IV starke reproductionstoxische Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse V sehr starke androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	–	

Sediment 5	Herkunft: Fermersleb. (Yachth.)	Strom-km: 322
Charakterisierung:	Mittelsand-dominiert	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	2,4	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	290	Klasse V
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse III mäßige reproductionstoxische Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse V sehr starke androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	–	

Sediment 6	Herkunft: Lostau	Strom-km: 336
Charakterisierung:	Schluff-dominiert	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	3,1	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	47	Klasse IV
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse I keine reproductionstoxische Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse II geringe androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	–	

Sediment 7	Herkunft: Sandfurth	Strom-km: 363
Charakterisierung:	feinkörnig, verfestigt	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	2,8	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	23 -120	Klasse III - V
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse I keine reproduktionstoxische Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse III mäßige androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	Verdacht auf östrogene Wirkung	

Sediment 8	Herkunft: Tangermünde (Werkh.)	Strom-km: 390
Charakterisierung:	Mittelsand-dominiert	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	2,8	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	12	Klasse III
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse III mäßige reproduktionstoxische Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse III mäßige androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	—	

Sediment 9	Herkunft: Arneburg (Hafen KKW)	Strom-km: 409
Charakterisierung:	Sand-dominiert	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	2,8	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	18	Klasse III
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse III mäßige reproduktionstoxische Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse III mäßige androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	—	

Sediment 10	Herkunft: Havelschleuse	Strom-km: 423
Charakterisierung:	Schluff-dominiert	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	2,8	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	6,8 - 7,6	Klasse III
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse II geringe reproduktionstoxische Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse IV starke androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	–	

Sediment 11	Herkunft: Wittenberge (Hafen)	Strom-km: 455
Charakterisierung:	Mittelsand-dominiert	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	1,9	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	nicht nachweisbar	Klasse I
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse III mäßige reproduktionstoxische Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse II geringe androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	–	

Sediment 12	Herkunft: Cumlosen (Hafen)	Strom-km: 470
Charakterisierung:	sandig	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	1,8	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	1,3	Klasse II
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse I keine reproduktionstoxische Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse IV starke androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	–	

Sediment 13	Herkunft: Damnatz (Hafen)	Strom-km: 510
Charakterisierung:	Mittelsand-dominiert	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	2,2	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	5,6 - 8,3	Klasse III
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse III mäßige reproduktionstoxische Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse V * sehr starke androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	für <i>Hinia reticulata</i> akuttoxisch	

Sediment 14	Herkunft: Tießau (Hafen)	Strom-km: 526
Charakterisierung:	Mittelsand-dominiert	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	1,5	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	nicht nachweisbar	Klasse I
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse III mäßige reproduktionstoxische Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse IV starke androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	–	

Sediment 15	Herkunft: Tespe (Hafen)	Strom-km: 579
Charakterisierung:	sandig-schlickig, Mittelsand-dominiert	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	2,3	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	5,0	Klasse III
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse II geringe reproduktionstoxische Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse II geringe androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	–	

Sediment 16	Herkunft: Geesthacht (Hafen)	Strom-km: 583
Charakterisierung:	keine Angaben	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	1,7	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	9,4	Klasse III
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse III mäßige reproductionstoxische Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse II geringe androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	–	

Sediment 17	Herkunft: Bunthaus	Strom-km: 610
Charakterisierung:	feinkörniger Schlick	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	2,5	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	11 - 15	Klasse III
Akuttoxizität	positiv	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse V sehr starke reproductionstox. Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse IV starke androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	für <i>Hinia reticulata</i> akuttoxisch	

Sediment 18	Herkunft: Reiherstieg (Nord)	Strom-km: –
Charakterisierung:	feinkörniger Schlick	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	2,3	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	620 - 840	Klasse V
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse IV starke reproductionstoxische Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse V * sehr starke androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	für <i>Hinia reticulata</i> akuttoxisch	

Sediment 19	Herkunft: Vorhafen Hamburg	Strom-km: –
Charakterisierung:	feinkörniger Schlick	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	2,6	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	80 - 140	Klasse V
Akuttoxizität	positiv	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse V sehr starke reproductionstox. Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse IV * starke androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	für <i>Hinia reticulata</i> akuttoxisch	

Sediment 20	Herkunft: Köhlfleet Hamburg	Strom-km: –
Charakterisierung:	feinkörniger Schlick	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	2,6	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	78 - 93	Klasse V
Akuttoxizität	positiv	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse V sehr starke reproductionstox. Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse V sehr starke androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	für <i>Hinia reticulata</i> akuttoxisch	

Sediment 21 (Aliquot von 19)	Herkunft: Seemannshöft	Strom-km: 629
Charakterisierung:	feinkörniger Schlick	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	2,6	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	160 - 260	Klasse V
Akuttoxizität	positiv	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse IV starke reproductionstoxische Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse V * sehr starke androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	für <i>Hinia reticulata</i> akuttoxisch	

Sediment 22	Herkunft: Estemündung	Strom-km: 633
Charakterisierung:	feinkörniger Schlick	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	2,4	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	53 - 140	Klasse IV - V
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse IV starke reproductionstoxische Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse II geringe androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	für <i>Hinia reticulata</i> akuttoxisch	
Sediment 23	Herkunft: Wedel (Yachthafen)	Strom-km: 643
Charakterisierung:	feinsandig-schluffiger Schlick	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	2,5	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	90 - 92	Klasse V
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse IV starke reproductionstoxische Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse III mäßige androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	für <i>Hinia reticulata</i> akuttoxisch	
Sediment 24	Herkunft: Lühemündung	Strom-km: 646
Charakterisierung:	feinkörniger Schlick	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	2,5	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	54	Klasse IV
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse III mäßige reproductionstoxische Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse IV starke androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	für <i>Hinia reticulata</i> akuttoxisch	

Sediment 25	Herkunft: Abbenfleth	Strom-km: 658
Charakterisierung:	feinsandig-schluffig	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	2,3	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	19	Klasse III
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse II geringe reproduktionstoxische Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse II geringe androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	–	

Sediment 26	Herkunft: Glückstadt	Strom-km: 675
Charakterisierung:	feinsandig-schluffiger Schlick	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	2,0	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	15	Klasse III
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse III mäßige reproduktionstoxische Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse III mäßige androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	–	

Sediment 27	Herkunft: Brunsbüttel (Schleuse)	Strom-km: 697
Charakterisierung:	feinsandig-schluffiger Schlick	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	2,3	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	46	Klasse IV
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse II geringe reproduktionstoxische Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse III mäßige androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	–	

Sediment 28	Herkunft: Müggendorfer Watt	Strom-km: 715
Charakterisierung:	feinsandig-schluffiger Schlick	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	1,9	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	4,6	Klasse II
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse I keine reproductionstoxische Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse II geringe androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	–	

Sediment 29	Herkunft: Duhner Watt	Strom-km: 730
Charakterisierung:	Sand-dominiert	
Belastungsklasse (Wachs 1991):	1,8	
TBT-Gehalt [$\mu\text{g Sn/kg}$] und Klasse:	0,8	Klasse II
Akuttoxizität	negativ	
Reproduktionstoxizität:	ökologische Zustandsklasse I keine reproductionstoxische Wirkung	
Androgenes Potenzial:	ökologische Zustandsklasse II schwache androgene Wirkung	
Sonstige Bemerkungen:	für <i>Hinia reticulata</i> akuttoxisch	

Danksagung

Die Autoren danken Herrn F. Krüger für die Sedimentprobenahme und -ansprache sowie den Herren J. Kuballa und H. Wunsch (GALAB) für die unentgeldlich durchgeführten Mehrfachbestimmungen bei der Organozinnanalytik.

5 Literatur

- Colborn, T & Clement, C (eds.) (1992): Chemically-induced alterations in sexual and functional development: The wildlife/human connection. Princeton Sci. Publ., New Jersey.
- Colborn, T, vom Saal, FS & Soto, AM (1993): Developmental effects of endocrine-disrupting chemicals in wildlife and humans. *Environ. Health. Perspect.* 101: 378-384.
- de Boer, J (1997): Environmental distribution and toxicity of tris(4-chlorophenyl)methanol and tris(4-chlorophenyl)methane. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 150: 95-106.
- DIN (1996): DIN 38406 E29. Bestimmung von 61 Elementen durch Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS). In: Fachgruppe Wasserchemie der GDCh und Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (ed.): Deutsche Verfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Band 1. VCH, Weinheim, New York, Basel, Cambridge, Tokyo & Beuth, Berlin, Wien, Zürich. Loseblattsammlung.
- deFur, PL, Crane, M, Ingersoll, CG & Tattersfield, L (eds.) (1999): Endocrine disruption in invertebrates: endocrinology, testing and assessment. SETAC Press, Pensacola.
- EU (1999): Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften C 343 vom 30.11.1999: 1-72.
- Falniowski, A (1979): A male of *Potamopyrgus jenkinsi* (SMITH, 1889) in Poland. *Basteria* 43: 109-111.
- Fretter, V & Graham, A (1962): British prosobranch molluscs. Their functional anatomy and ecology. Ray Society, London.
- Fretter, V & Graham, A (1985): The prosobranch molluscs of Britain and Denmark. Part 8 - Neogastropoda. *J. Moll. Stud.*, Suppl. 15: 435-556.
- Gibbs, PE, Bryan, GW, Pascoe, PL & Burt, GR (1987): The use of dogwhelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 67. 507-523.
- Gülden, M, Turan, A & Seibert, H (1997): Substanzen mit endokriner Wirkung in Oberflächengewässern. Umweltbundesamt, Berlin (= UBA-Texte 46/97).
- Kuckuck, P (1953): Der Strandwanderer. 6. Auflage. Lehmanns Verlag, München.
- Lee, RF (1985): Metabolism of tributyltin oxide by crabs, oysters and fish. *Mar. Environ. Res.* 17: 145-148.
- Oehlmann, J (1994): Imposex bei Muriciden (Gastropoda, Prosobranchia), eine ökotoxikologische Untersuchung zu TBT-Effekten. Cuvillier-Verlag, Göttingen.
- Oehlmann, J, Schulte-Oehlmann, U, Tillmann, M & Markert, B (2000): Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails (Mollusca: Gastropoda) in the laboratory. Part I: Bisphenol A and octylphenol as xeno-estrogens. *Ecotoxicology* (im Druck).
- Ponder, WF (1988): *Potamopyrgus antipodarum* - a molluscan coloniser of Europe and Australia. *J. Moll. Stud.* 54: 271-285.
- Stroben, E (1994): Imposex und weitere Effekte von chronischer TBT-Intoxikation bei einigen Mesogastropoden und Bucciniden (Gastropoda, Prosobranchia). Cuvillier Verlag, Göttingen.

- Stroben, E, Oehlmann, J & Fioroni, P (1992a): The morphological expression of imposex in *Hinia reticulata* (Gastropoda: Buccinidae): a potential biological indicator of tributyltin pollution. Mar. Biol. 113: 625-636.
- Stroben, E, Oehlmann, J & Fioroni, P (1992b): *Hinia reticulata* and *Nucella lapillus*. Comparison of two gastropod tributyltin bioindicators. Mar. Biol. 114: 289-296.
- Tallmark, B (1980): Population dynamics of *Nassarius reticulatus* (Gastropoda, Prosobranchia) in Gullmar Fjord, Sweden. Mar. Ecol. Progr. Ser. 3: 51-62.
- Umweltbundesamt (ed.) (1995): Umweltchemikalien mit endokriner Wirkung. Umweltbundesamt, Berlin (= UBA-Texte 65/95).
- Wachs, B (1991): Ökobewertung der Schwermetallbelastung von Fließgewässern. In: Mühlhölzl, W (ed.): Aktuelle chemische und biologische Wasser- und Schlammanalytik: Anwendung, Ergebnisse und deren ökologische Bewertung. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, 45. Oldenbourg-Verlag, München, Wien: 295-335.
- Wallace, C (1979): Notes on the occurrence of males in populations of *Potamopyrgus jenkinsi*. J. Moll. Stud. 45: 61-67.