BfG-1614

Abschlussbericht

Definition von Referenzbedingungen, Kontroll-sedimenten und Toxizitätsschwellenwerten für limnische Sedimentkontakttests - SeKT

U. Feiler, W. Ahlf, C. Fahnenstich, D. Gilberg, M. Hammers-Wirtz, S. Höss, H. Hollert, K. Melbye, M. Meller, H. Neumann-Hensel, H.-T. Ratte, T.-B. Seiler, D. Spira, J. Weber & P. Heininger

Auftraggeber: Bundesministerium für Bildung und Forschung
SAP: M39620302910
Anzahl der Seiten: 251, CD
Aufgestellt durch: Bundesanstalt für Gewässerkunde

GEFÖRDERT VOM
Bundesministerium für Bildung und Forschung

Koblenz, Juni 2009

Impressum

Herausgeber: Bundesanstalt für Gewässerkunde
Dr. Ute Feiler & Dr. Peter Heininger
Am Mainzer Tor 1
Postfach 200253
56068 Koblenz
Tel.: (0261) 1306-0
Fax: (0261) 1306-5302
e-mail: posteingang@bafg.de
Internet: http://www.bafg.de

Redaktion: Dr. Ute Feiler

Druck: Druckpartner Moser, Druck + Verlag GmbH,

ISBN 978-3-940247-01-8

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter den Förderkennzeichen 02WU0598 bis 02WU0604 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren der jeweiligen Kapitel.

Der Bericht darf nur ungekürzt vervielfältigt werden. Die Vervielfältigung und eine Veröffentlichung bedürfen der schriftlichen Genehmigung der BfG.

Inhaltsverzeichnis

I Einführung in das Verbundprojekt SeKT 7
I.1 Aufgabenstellung 7
I.2 Struktur und Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde 7
I.3 Planung und Ablauf des Vorhabens 8
I.4 Wissenschaftlicher und technischer Stand 9
I.5 Zusammenarbeit mit anderen Stellen 11
I.6 Danksagung 11
II Zusammenfassende Darstellung der erzielten Ergebnisse des Verbundprojekts – SeKT 12
II.1 Definition von Referenzbedingungen: Negativkontrolle, Toxizitätsschwellenwerte 13
II.1.1 Definition der Negativkontrolle für die SeKT-Testbatterie 13
II.1.1.1. Untersuchung der künstlichen Sedimente 13
II.1.1.2. Untersuchung der natürlichen Sedimente 14
II.1.2 Kurze Zusammenfassung "Definition von Referenzbedingungen" 22
II.2 Validierung der Testsysteme – Untersuchung dotierter Sedimente 23
II.2.1 Kurze Zusammenfassung "Validierung der Testsysteme – Untersuchung dotierter Sedimente" 26
II.3 Validierung der Testsysteme – Untersuchung belasteter Sedimente 27
II.4 Zusammenfassung und Diskussion der SeKT-Projekt-Ergebnisse 34
II.5 Publikationen 37
II.5.1 Erfolgte Veröffentlichungen 37
II.5.2 Posterpräsentationen auf Fachtagungen 37
II.5.3 Vorträge auf Fachtagungen 37
II.5.4 Veröffentlichungen in Vorbereitung 38
II.6 Literatur 38
III Darstellung der Ergebnisse der einzelnen SeKT – Teilvorhaben 42
III.1 Sedimentkontakttest mit *Myriophyllum aquaticum* (TV1) 42
III.1.1 Erzielte Ergebnisse 43
III.1.1.1. Gering belastete Sedimente 43
III.1.1.2. Überprüfung der Testsysteme – Untersuchung dotierter Sedimente 50
III.1.1.3. Überprüfung der Testsysteme – Untersuchung belasteter Sedimente 55
III.1.1.4. Zusammenfassung 58
III.1.1.5. Publikationen des TV1 58
III.1.1.6. Literatur 59
III.2 Sedimentkontakttest in Microtiterplatte mit *Arthrobacter globiformis* (gefriergetrocknet) (TV2) 60
III.2.1 Wissenschaftlicher und technischer Stand an den angeknüpft wurde 60
III.2.2 Material und Methoden 61
III.2.2.1. Sedimentkontakttest mit *Arthrobacter globiformis* (gefriergetrocknet) 61
III.2.2.2. Charakterisierung der verwendeten Sedimente 63
III.2.2.3. Dotierung der künstlichen und natürlichen gering belasteten Sedimente 65
III.2.3 Ergebnisse 68
III.2.3.1. Definition eines Referenz- und Kontrollsediments 68
III.2.3.2. Dotierung 75
III.2.3.3. Natürliche belastete Sedimente 80

Inhaltsverzeichnis

III.2.4 Diskussion 85
III.2.5 Nutzen des Vorhabens 87
III.2.6 Während des Vorhabens bekannt gewordene Fortschritte auf dem Gebiet 88
III.2.7 Zusammenfassung 88
III.2.8 Veröffentlichung der Ergebnisse 89
III.2.9 Literaturverzeichnis 90
III.3 Sedimentkontakttest mit *Caenorhabditis elegans* (Nematoda) (TV3) 91
III.3.1 Erzielte Ergebnisse 91
III.3.1.1. Gering belastete Sedimente 91
III.3.1.2. Natürliche Sedimente mit geringer Belastung 97
III.3.1.3. Varianz der Testparameter 101
III.3.1.4. Dotierte Sedimente 103
III.3.1.5. Dotierung mit Einzelsubstanzen 108
III.3.1.6. Natürliche belastete Sedimente 111
III.3.2 Voraussichtlicher Nutzen, insbesondere der Verwertbarkeit des Ergebnisses im Sinne des fortgeschriebene Verwertungsplans 115
III.3.2.1. Normungsarbeit 115
III.3.2.2. Anwendung des Nematodentests zur ökotoxikologischen Sedimentbewertung 115
III.3.2.3. Publikationen 115
III.3.2.4. Literatur 116
III.4 Sedimentkontakttest und Bioakkumulation mit *Lumbriculus variegatus* (TV4) 117
III.4.1 Einleitung 117
III.4.2 Definition von Referenzbedingungen und Harmonisierung eines Kontrollsediments 120
III.4.2.1. Harmonisierung eines künstlichen Kontrollsediments 120
III.4.2.2. Untersuchung von natürlichen gering belasteten Sedimenten (Referenzsedimente) 125
III.4.3 Überprüfung der Testsysteme 131
III.4.3.1. Festlegung eines Toxizitätsschwellenwertes 131
III.4.3.2. Schadstoffdotierung 132
III.4.3.3. Schwermetalle 133
III.4.3.4. Organika 135
III.4.4 Untersuchung von natürlichen belasteten Sedimenten 138
III.4.5 Bioakkumulation von Substanzen in *L. variegatus* 143
III.4.6 Tests zur Untersuchung methodenspezifischer Änderungen 146
III.4.6.1. Synchronisation der Würmer 146
III.4.6.2. Einfluss der Zufütterung 146
III.4.6.3. Untersuchung des Abbauverhaltens 149
III.4.7 Literaturrecherche 151
III.4.8 Einzelsubstanztests 152
III.4.9 Wasserqualität und Daten zu den testspezifischen Kontrollsedimenten 155
III.4.10 Diskussion der Ergebnisse aus dem TV4 156
III.4.11 Danksagung 157

Inhaltsverzeichnis

III.4.12 Veröffentlichungen während der Projektlaufzeit 157
III.4.13 Literaturliste 158
III.5 Sedimentkontakttest mit *Saccharomyces cerevisiae* (Hefekontakttest, TV5) 161
III.5.1 Erste Ergebnisse 162
III.5.1.1. Harmonisierung eines Kontrollsedimentes: Untersuchung von zehn natürlichen gering belasteten Sedimenten 162
III.5.1.2. Harmonisierung eines künstlichen Kontrollsedimentes: 165
III.5.2 Überprüfung der Testsysteme mit Positivkontrollen (dotierte Sedimente) zur Charakterisierung von Toxizitätsschwellenwerten 166
III.5.2.1. Dotierung mit Schadstoffgemischen 166
III.5.2.2. Dotierung mit einzelnen Schadstoffen (= ergänzende Untersuchung) 169
III.5.3 Überprüfung der Testsysteme mit natürlich belasteten Sedimenten unterschiedlicher geochemischer Merkmale (Korngrößen, organischer Anteil) 171
III.5.4 Verdünnungsreihen zur Charakterisierung der Schadstoffbelastung 174
III.5.5 Arbeiten zur Validierung des Hefe-Kontakttestes 175
III.5.5.1. 1.61 Einfluss geochemischer Eigenschaften auf die Gärleistung 175
III.5.5.2. Einfluss der Probenahme auf die Eigenschaften nativer Sedimente 177
III.5.5.3. Versuche zur Eliminierung von polysulfidischem Schwefel 178
III.5.6 Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit des Ergebnisses 179
III.5.7 Während der Projektbearbeitung bekannt gewordener, vorhabenrelevanter Fortschritt 180
III.5.8 Veröffentlichungen zum Ergebnis 180
III.5.9 Literatur 180
III.6 Sedimentkontakttest mit *Arthrobacter globiformis* nach DIN (TV6) 181
III.6.1 Aufgabenstellung 181
III.6.1.1. Unterschiede zwischen ISO- und DIN-Norm des Kontakttestes mit *Arthrobacter globiformis* 181
III.6.1.2. Resorufin als fluoreszierendes Enzymprodukt 182
III.6.2 Validierung der Fluoreszenzintensität 185
III.6.2.1. Fluoreszenz von Resorufin bei unterschiedlichen Resazurinkonzentrationen im Testmedium 185
III.6.2.2. Resorufinentwicklung in Anwesenheit von redoxaktiven Substanzen 185
III.6.2.3. Resorufinentwicklung in Anwesenheit von Torf 186
III.6.3 Zusammenfassung und Empfehlungen 189
III.6.4 Literatur 190
III.7 Sedimentkontakttest mit *Danio rerio* (TV7) 191
III.7.1 Allgemeines Protokoll 192
III.7.2 Definition von Kontrollsedimenten 193
III.7.2.1. Durchführung 194
III.7.2.2. Künstliche Kontrollsedimente 194
III.7.2.3. Nachtests mit Sediment 7 bei unterschiedlichem Kaolingehalt 197
III.7.2.4. Natürliche Kontrollsedimente 198
III.7.2.5. Nachtests zur Verifizierung der natürlichen Kontrollsedimente 202
III.7.2.6. Zusammenfassung zu Kontrollsedimenten 202

Inhaltsverzeichnis

III.7.3 Untersuchung aufdotierter natürlicher und künstlicher Sedimente 204
III.7.3.1. Durchführung 204
III.7.3.2. Range finding zu dotiereten Sedimenten 204
III.7.3.3. Hauptversuch zu dotierten Sedimenten 208
III.7.3.4. Zusammenfassung zu dotierten Sedimenten 211
III.7.4 Untersuchung natürlicher belasteter Sedimente 212
III.7.4.1. Screening zur Auswahl der natürlichen belasteten Sedimente 212
III.7.4.2. Hauptversuch zu natürlichen belasteten Sedimenten 214
III.7.5 Zusatzuntersuchungen zur Sauerstoffverteilung im Fischei-Kontakttest 218
III.7.5.1. Sauerstoffverteilung und -zehrung im Fischei-Kontakttest 218
III.7.5.2. Ermittlung des Einflusses von Schütteln während der Belastung 221
III.7.6 Zusammenfassung Fischei-Kontakttest 222
III.7.7 Literatur 226
Anhang A 227
Anhang B 232
Anhang C 249
Anhang D 250

I Einführung in das Verbundprojekt SeKT

I.1 Aufgabenstellung

Die Untersuchungen des Forschungsverbundes SeKT (**Se**diment**K**ontakt**T**ests) hatten zum Ziel, die praktische Anwendbarkeit von Sedimentkontakttests für ein möglichst weites Spektrum unterschiedlicher Sedimente zu überprüfen. In einer Reihe standardisierter Testverfahren wurden Testorganismen verschiedener trophischer Ebenen aller Mikrohabitate in Süßwassersedimenten eingesetzt: Bakterien (*Arthrobacter globiformis*), Pilze (*Saccharomyces cerevisiae*), Nematoden (*Caenorhabditis elegans*), Oligochaeten (*Lumbriculus variegatus*; Toxizität und Bioakkumulation), Fische (*Danio rerio*), und Höhere Pflanzen (*Myriophyllum aquaticum*). Gleichzeitig decken diese Organismen eine große Bandbreite von Expositionspfaden für Schadstoffe ab.

Ein zentrales Anliegen des Verbundprojekts waren die Untersuchungen zur Variabilität der jeweiligen Testsysteme in gering belasteten Sedimenten, um eine Steigerung der Aussagesicherheit zu erreichen. Geplant waren Untersuchungen von verschiedenen Sedimenten mit den einzelnen Sedimentkontakttests, um den Einfluss natürlicher Sedimenteigenschaften auf die einzelnen Testsysteme repräsentativ zu ermitteln. Ein weiteres Ziel war die Definition von Referenzbedingungen und standardisierten Kontrollsedimenten (Negativkontrolle) als Voraussetzung für die Festlegung von Toxizitätsschwellenwerten und für die Vergleichbarkeit der Sedimentkontakttests innerhalb einer Testbatterie. Die Überprüfung der Testsysteme sollte (1) in verschieden dotierten Kontrollsedimenten und (2) in natürlichen, anthropogen belasteten Sedimenten erfolgen.

Die im Projekt ermittelten Ergebnisse sollten eine Datengrundlage zur Verbesserung der Interpretation und Bewertung von ökotoxikologischen Sedimentuntersuchungen liefern.

I.2 Struktur und Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde

Das Verbundvorhaben wurde, unterteilt in sieben Teilvorhaben an denen die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), zwei Universitäten und vier Kleine Mittelständische Unternehmen (KMU) beteiligt waren (Tabelle I.2-1), durchgeführt. Alle Partner verfolgten ein gemeinsames Ziel (Kapitel I.1), was eine genaue thematische und zeitliche Abstimmung der verschiedenen Partner innerhalb des Verbunds notwendig machte. Die Koordination des Verbundprojekts lag bei Dr. Ute Feiler, BfG.

Weiterhin wurde ein Wissenschaftlicher Beirat gebildet, der dem Verbund beratend zur Seite stand. Die Mitglieder dieses Beirates waren Dr. Piet den Besten von Rijkswaterstaat NL,

Prof. Ulrich Förstner von der TU Hamburg-Harburg, Axel Netzband von der Hamburg Port Authority (HPA) und Dr. Hans-Jürgen Pluta vom Umweltbundesamt (UBA) Berlin.
Das "kick-off" Treffen der Verbundpartner fand am 25. Juli 2005 an der TU Hamburg-Harburg statt. Das SeKT-Projekt fand seinen Abschluss in einem internationalen Symposium "Sediment Contact Tests" am 13. und 14. November 2008 in Koblenz.

Tabelle I.2-1: Das SeKT-Konsortium

Teilvorhaben (TV)	Beteiligte Personen	Institution
Sedimentkontakttest mit *Myriophyllum aquaticum* (TV1)	Ute Feiler Denise Spira Peter Heininger	Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
Sedimentkontakttest in Microtiterplatten mit *Arthrobacter globiformis* (gefriergetrocknet) und Physikalisch-chemische Sedimentanalysen (TV2)	Helga Neumann-Hensel Kerstin Melbye Carolina Roeber Sonja Bley	Dr. Fintelmann & Dr. Meyer Handels- und Umweltschutzlaboratorien GmbH, Hamburg
Sedimentkontakttest mit *Caenorhabditis elegans* (Nematoda) (TV3)	Sebastian Höss (ecossa)	Institut für Biodiversität-Netzwerk e.V. (ibn), Regensburg; Ecossa, Starnberg
Sedimentkontakttest und Bioakkumulation mit *Lumbriculus variegatus* (TV4)	Michael Meller Daniel Gilberg Thomas Knacker	ECT Ökotoxikologie GmbH, Flörsheim
Sedimentkontakttest mit *Saccharomyces cerevisiae* (TV5)	Jürgen Weber	NORDUM GmbH & Co. KG, Rostock
Sedimentkontakttest mit *Arthrobacter globiformis* (DIN 38412-48) (TV6)	Wolfgang Ahlf Christiane Fahnenstich	TU Hamburg-Harburg (TUHH)
Sedimentkontakttest mit *Danio rerio* (TV7)	Henner Hollert Thomas-Benjamin Seiler	Universität Heidelberg (bis 2007) RWTH Aachen (seit 2007)

Zusätzlich wurde von der Bundesanstalt für Gewässerkunde ein Unterauftrag zur statistischen Auswertung der Daten an Dr. Monika Hammers-Wirtz und Prof. Dr. Hans-Toni Ratte (gaiac/RWTH Aachen) vergeben.

I.3 Planung und Ablauf des Vorhabens

Folgende Schwerpunkte wurden im Laufe des Projekts bearbeitet:

o Die Untersuchung verschiedener künstlicher Sedimente mit dem Ziel der Harmonisierung, um mindestens ein künstliches Kontrollsediment für alle Testsysteme festzulegen.

o Die Untersuchung natürlicher gering belasteter Sedimente (Referenzsedimente) zur Identifizierung des Einflusses natürlicher Sedimenteigenschaften und Ermittlung der Schwankungsbreite der Testparameter für jedes Testsystem.

- Die Validierung der Testsysteme anhand von Dosis-Wirkungsbeziehungen mit Sedimenten, die mit ausgewählten Schadstoffen angereichert wurden (dotierte Sedimente)

- Die Validierung der Testsysteme anhand der Untersuchung von natürlichen, anthropogen belasteten Sedimenten.

Jeweils nach Abschluss eines Arbeitspaketes wurden Verbundtreffen zur Präsentation und Diskussion der Ergebnisse der Teilvorhaben durchgeführt. Diese fanden meist an den Standorten der Verbundpartner unter der Beteiligung des Wissenschaftlichen Beirats und Vertretern des Projektträgers statt: April 2006 in Koblenz, Dezember 2006 in Heidelberg, August 2007 in Rostock/Warnemünde und Januar 2008 in Flörsheim/Wiesbaden. Darüber hinaus erfolgte der Austausch der Informationen und Ergebnisse über die eigens eingerichtete Homepage (http://sekt.bafg.de) und die Koordination via Email seitens der Koordinatorin (Dr. Ute Feiler).
Ein hoher logistischer Aufwand war notwendig, um die gleichzeitige Versorgung aller Verbundpartner mit Sedimenten zu gewährleisten. Hierzu wurden die Sedimententnahmen aus den Gewässern, das Vorbereiten der Sedimentproben im Labor (Homogenisieren) und deren Versand zentral von der BfG aus koordiniert.
Die Auswahl der zu untersuchenden Sedimente basierte auf den Informationen des Sediment- und Bodenkatasters der WSV (BfG, unveröffentlicht) sowie auf weiteren Datensammlungen für die Elbe (Heininger et al., 2003), die Donau (Keiter et al., 2008), den Stechlinsee (Casper & Koschel, 1995), den Lohmer See (Weber et al., 2006), das Spittelwasser (Wilken et al., 1994), den Hamburger Hafen (Hamburg Port Authority), den Neckar (Hollert et al., 2000; BfG, 2003), den Teltow Kanal (Ricking et al., 2003), und auf den Beiträgen von Fachkollegen aus dem Ausland (Drontermeer (NL), Lahr et al., 2003; Zenne (B), Baeyens et al., 2007).

I.4 Wissenschaftlicher und technischer Stand

Aufgrund der Vielzahl potentiell vorhandener Schadstoffe und deren, häufig nicht genau bekannten Bioverfügbarkeiten und Kombinationswirkungen, lassen sich für eine Bewertung von Sedimenten und Schwebstoffen, nur auf der Basis chemischer Analysen, keine sicheren Aussagen erstellen. Für eine solche Bewertung sind biologische Wirkungstests notwendig, um summarisch die Wirkung aller Inhaltsstoffe zu erfassen, sowie deren synergistische und antagonistische Effekte (Verstärkung oder Reduzierung der toxischen Wirkung von Stoffgemischen) und Metabolisierung im Organismus (Toxifizierung und Detoxifizierung) zu berücksichtigen (Burton, 1995). Somit ist für eine ökotoxikologische Bewertung der Sedimentqualität eine Kombination von standardisierten chemischen Analysen und biologischen Testverfahren zwingend erforderlich (Förstner et al., 1989; Ahlf et al., 1991; Ahlf et al., 2002a; Ahlf et al., 2002b).
Verschiedene Studien haben in den letzten Jahren gezeigt, dass die Verwendung von Porenwässern (Wang, 1999) und Eluaten, sowie speziell organische Extraktionsverfahren im Verdacht stehen, die tatsächliche Bioverfügbarkeit der Schadstoffe nur unzureichend zu berücksichtigen, so dass sich oftmals Probleme hinsichtlich der Übertragbarkeit der *in vitro*-Daten

auf das Freiland ergeben. Vor diesem Hintergrund sind Biotestverfahren, die eine direkte Untersuchung des Sediments zulassen, stets eine willkommene und erforderliche Bereicherung der Biotestpalette. Aus dieser Erkenntnis ergab sich die wissenschaftliche Notwendigkeit, Sedimentkontakttests zu entwickeln.

Vor allem in Deutschland und Holland begann Anfang der 90er Jahre ein Prozess der Entwicklung von Sedimentkontakttests, der sich zunächst am System der USA orientierte und entsprechende Methoden weiterentwickelte. Ein grundlegender Unterschied zu angloamerikanischen Bewertungskonzepten ist der, dass in der Bundesrepublik nicht nur makrobenthische Organismen als Testorganismen verwendet wurden, sondern versucht wurde, alle trophischen Ebenen in die ökotoxikologische Sedimentbewertung mit einzubinden (Henschel et al., 2003; Ahlf et al., 2002a; Ahlf et al., 2002b; Hollert et al., 2002). Von der Schädigung bestimmter Organismen kann nur sehr bedingt auf die Wirkung auf andere Lebewesen geschlossen werden. Obgleich in den meisten Fällen die sedimentinduzierte Schädigung bei verschiedenen Organismen gut korreliert, können bei Dominanz verschiedener Schadstoffgruppen Bakterien, Algen, Invertebraten und Wirbeltiere sehr unterschiedlich reagieren. Daher kann durch die alleinige Verwendung eines Biotests der Zustand von Sedimenten und Schwebstoffen nicht ausreichend bewertet werden. Für das Testdesign sind daher Biotestbatterien anzustreben, die mindestens einen Vertreter aus den trophischen Ebenen Produzenten, Konsumenten, Konsumenten höherer Ordnung und Destruenten nutzen (Ahlf, 1995, Zimmer & Ahlf, 1994). In der Entwicklung von Sedimentkontakttests kommt der Bundesrepublik Deutschland seitdem eine internationale Vorreiterrolle zu: Neben bekannten Sedimentkontakttests mit Chironomiden (*Chironomus riparius*; OECD, 2004) und Oligochaeten (*Lumbriculus variegatus*; Egeler et al., 2003) wurden Sedimentkontakttests mit Schnecken (*Potamopyrgus antipodarum*; Duft et al., 2003a) Nematoden (*Caenorhabditis elegans*; Traunspurger et al., 1997; *Plectus accuminatus*; Kammenga et al., 1996), Bakterien (*Arthrobacter globiformis*; DIN 38412-48; Rönnpagel et al., 1995), Pilzen (Hefezellen; Weber et al., 2004), Makrophyten (*Myriophyllum aquaticum*; Feiler et al., 2004; Feiler et al., 2006a; Feiler & Krebs, 1999) und Vertebraten (Fisch-Embryonen: *Danio rerio*; Hollert et al., 2003b) entwickelt.

Seit der Entwicklung der ersten Sedimentkontakttests, wird das Problem der passenden Negativkontrolle diskutiert. Kontrollsedimente, Referenzsedimente und Referenzbedingungen sind dabei wichtige Stichworte. Der so genannte „Referenzsediment-Ansatz“ (reference sediment approach) machte das Referenzsediment zum Schlüssel für die behördliche Entscheidungsfindung bei der Baggergutdeponierung. Hierbei wurde der Unterschied zwischen Kontroll- und Referenzsediment deutlich hervorgehoben. Während das Kontrollsediment ein individuell an den Testorganismus angepasstes künstliches oder natürliches Sediment darstellt, in dem der Testorganismus im Labor kultiviert wird bzw. gute Bedingungen für den Testorganismus garantiert sind, soll das Referenzsediment als ortsspezifische Kalibrierung für die Bewertung eines zu überprüfenden Sediments dienen (U.S. Environmental Protection Agency, 1998).

Die Bewertung von potentiell toxischen Sedimenten verlangt nicht in jedem Fall die Verwendung von Referenzsedimenten. Diese ortsspezifische Bewertung kann optional für bestimmte Anwendungen (z.B. Baggergutbewertung) vorgenommen werden. Ein Kontrollsediment als Negativkontrolle ist allerdings in jedem Fall notwendig. Eines der von der US-EPA definierten Kriterien für die Gültigkeit eines Sedimenttests ist ein akzeptables Ergebnis im Kontrollsediment (U.S. Environmental Protection Agency, 2000).

Benthische Organismen werden abgesehen von anthropogen eingetragenen Schadstoffen, auch von natürlichen Sedimenteigenschaften, wie z.B. der Korngrößenverteilung oder der Quantität und Qualität des organischen Materials beeinflusst. Diese Faktoren erschweren die Interpretation von Biotestergebnissen und können zu falsch positiven Ergebnissen führen. Dies konnte bereits für eine Reihe von Testorganismen im Süßwasser (Höss et al., 1999; Sibley et al., 1998; Ankley et al., 1994; Suedel & Rodgers, 1994b; Ankley et al., 1993), marinen und estuarinen Systemen (Nipper & Roper, 1995; DeWitt et al., 1989; DeWitt et al., 1988; Swartz et al., 1985) gezeigt werden. Dieser Einfluss muss bei der Toxizitätsbewertung von Sedimenten berücksichtigt werden. Die US-EPA gibt hierzu die Richtlinie heraus, dass das zu testende Sediment hinsichtlich seiner Sedimenteigenschaften im für den Testorganismus definierten Toleranzbereich liegen muss (Erfüllung der Validitätskriterien). Dieser Toleranzbereich sollte deshalb für jeden Testorganismus bekannt sein. Liegt das zu testende Sediment außerhalb des Toleranzbereichs, sollte ein dementsprechendes Referenzsediment mitgetestet werden (U.S. Environmental Protection Agency, 2000).

I.5 Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Die reibungslose Kooperation innerhalb des Verbunds mit der Koordinationsstelle (BfG) und allen anderen Partnern war für den Erfolg dieses Projekts von entscheidender Bedeutung. Unter allen Verbundpartnern fand ein permanenter inhaltlicher und organisatorischer Austausch statt. Die Kontakte und Ortsnähe der einzelnen Verbundpartner wurden erfolgreich bei verschiedenen Probennahmen eingesetzt.

I.6 Danksagung

Wir danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung und besonders dem Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Außenstelle Dresden (Vertreten durch Frau Sylvia Gräber und Frau Andrea Kenner), für die Förderung des Verbundprojekts SeKT (FKZ 02WU0598-02WU0604). Unsere Arbeit wurde dankenswerter Weise vom Wissenschaftlichen Beirat von SeKT, Dr. Piet den Besten von Rijkswaterstaat NL, Prof. Ulrich Förstner von der TU Hamburg-Harburg, Axel Netzband von der Hamburg Port Authority (HPA) und Dr. Hans-Jürgen Pluta vom Umweltbundesamt (UBA) Berlin, unterstützt. Ganz besonders möchten wir uns bei den Kolleginnen und Kollegen bedanken, die uns bei der Sedimentauswahl und Probenahme unterstützten. Dies betrifft insbesondere die Vielzahl von Kolleginnen und Kollegenen in der Bundesanstalt für Gewässerkunde und aus der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung sowie Dr. Eric de Deckere (Universität Antwerpen, Belgien), Dr. Jaap Postma (Aquasense, Amsterdam, NL), Herrn Rolf Lüschow (Hamburg Port Authority, HPA), Herrn Mathias Ricking (FU Berlin), Herrn Karl-Heinz Schmalfuß (Motorboot-Club Altrip e.V.) und Dr. Fred Walkow (Amt für Umweltschutz, Anhalt-Bitterfeld).

II Zusammenfassende Darstellung der erzielten Ergebnisse des Verbundprojekts – SeKT

Im Forschungsverbund SeKT sollte eine Biotestbatterie bestehend aus verschiedenen Sedimentkontakttests für ein möglichst weites Spektrum unterschiedlicher Sedimente bezüglich ihrer praktischen Anwendbarkeit überprüft werden.

Für die Auswahl der in diesem Projekt verwendeten Sedimentkontakttests wurden folgende Aspekte berücksichtigt:

Aufnahmepfad: Im Sediment sind die meisten Schadstoffe an Partikel gebunden, sie sind allerdings durch das chemische Verteilungsgleichgewicht auch im Porenwasser zu finden, das durch eine relativ hohe Konzentration an gelösten und kolloidalen Stoffen (z.B. Huminstoffe) oft höhere Schadstoffkonzentrationen aufweisen kann, als die Freiwasserzone. Die Bioverfügbarkeit und die dadurch resultierende potentielle Wirkung eines Schadstoffes richtet sich aber nicht nur nach dem Verteilungsgleichgewicht zwischen Partikel und Porenwasser, sondern auch nach der Lebensweise des Testorganismus im Sediment. Je nach Größe (Mikro-, Meio-, Makrobenthos), Ernährungsweise und Beweglichkeit des Organismus spielen verschiedene Fraktionen des Sediments für den Aufnahmepfad eine Rolle.

Trophieebene: Verschiedene Schadstoffe wirken in unterschiedlicher Weise auf Organismen unterschiedlicher Organisationsniveaus und trophischer Ebenen (Bakterien; Pilze; Pflanzen: Algen, Makrophyten; Tiere: Invertebraten, Vertebraten). Auch die Anreicherung von sedimentgebundenen Schadstoffen in benthischen Organismen (Bioakkumulation) und deren mögliche Weitergabe an höhere trophische Ebenen im benthischen und pelagischen Nahrungsnetz (z.B. Biomagnifikation) hängt vom schadstoffspezifischen Anreicherungs- und Wirkungsverhalten ab. Dies kann nur berücksichtigt werden, wenn Vertreter verschiedener trophischer Ebenen als Testorganismen herangezogen werden.

Wirkungsweise: Verschiedene Testsysteme bzw. Testparameter können unterschiedliche spezifische Wirkungsweisen von Schadstoffen (hormonelle Wirkung, Gentoxizität) bzw. Wirkungen auf verschiedenen ökologischen Ebenen (Organismus, Population) detektieren und dadurch Hinweise auf unterschiedliche potentielle Risiken liefern.

Grad der Standardisierung: Die Tests sollten nicht mehr im Stadium der Entwicklung sein, und die Anwendung der Tests in Sedimenten sollte erprobt sein. Das Testdesign sollte publiziert sein.

Zur Anwendung kamen solche Testsysteme, die in Europa entwickelt wurden und bereits bei verschiedenen Fragestellungen Anwendung gefunden hatten. Sechs verschiedene Testsysteme mit Organismen verschiedener trophischer Ebenen, Organisationsniveaus und Aufnahmepfade (Tabelle I.6-1) wurden vergleichend untersucht.

Tabelle I.6-1: Sedimentkontakttests der SeKT-Testbatterie

Test	Organismus	Organisationsniveau	Trophieebene	Aufnahmepfade	Endpunkt	Referenz
Bakterienkontakttest	*Arthrobacter globiformis*	Bakterien	Destruenten	Porenwasser, Partikelkontakt	Stoffwechsel/ Metabolismus	Rönnpagel et al., 1995
Hefetest	*Saccharomyces cerevisiae*	Eukaryonten, Pilze	Destruenten	Porenwasser, Partikelkontakt	Gärungsleistung	Weber et al., 2006
Nematodentest	*Caenorhabditis elegans*	Eukaryonten, Tiere, Invertebraten	Konsumenten erster Ordnung	Porenwasser, Partikelkontakt, Ingestion kleiner Partikel	Wachstum, Reproduktion	Traunspurger et al., 1997
Oligochaetentest	*Lumbriculus variegatus*	Eukaryonten, Tiere, Invertebraten	Konsumenten erster Ordnung	Porenwasser, Partikelkontakt, Partikelingestion	Wachstum, Reproduktion, Bioakkumulation	Phipps et al., 1993
Fischeitest	*Danio rerio*	Eukaryonten, Tiere, Vertebraten	Konsumenten zweiter Ordnung	Porenwasser, Partikelkontakt, Partikelingestion nach Schlupf	Mortalität, Teratogenität, Schlupfrate	Hollert et al., 2003b
Makrophytentest	*Myriophyllum aquaticum*	Eukaryonten, Pflanzen, Makrophyten	Primärproduzenten	Porenwasser, Partikelkontakt	Wachstum	Feiler et al., 2004

Diese Biotestpalette wurde im SeKT-Projekt eingesetzt, um die verschiedenen Ziele (Kapitel I.1) des Verbundprojekts zu erreichen.

II.1 Definition von Referenzbedingungen: Negativkontrolle, Toxizitätsschwellenwerte

II.1.1 Definition der Negativkontrolle für die SeKT-Testbatterie

Im ersten Arbeitspaket des SeKT-Projekts sollten künstliche und natürliche Sedimente untersucht werden. Ziel war es die Schwankungsbreite der einzelnen Testsysteme zu erfassen und für alle Testsysteme geeignete Kontrollsedimente (Negativkontrolle) zu definieren. Hierzu wurden künstliche und gering belastete, natürliche Sedimente mit allen Sedimentkontakttests untersucht.

Für die Auswahl der künstlichen Sedimente wurden die bisherigen Erfahrungen mit Kontrollsedimenten der einzelnen Verbundpartner berücksichtigt. Die Kriterien für die Auswahl der Sedimententnahmestellen sind in Anhang A aufgeführt.

II.1.1.1. Untersuchung der künstlichen Sedimente

Es wurden fünf verschieden zusammengesetzte künstliche Sedimente (Anhang A) untersucht. Diese waren zum Teil die Negativkontrollen, wie sie bisher in den Sedimentkontakttests der beteiligten Labore eingesetzt wurden. Um die Kohlenstoffquelle (Torf, Cellulose) der künstlichen Sedimente besser an die anderen mineralischen Bestandteile zu binden, wurde ver-

suchsweise Carboxylmethylcellulose (CMC) zu den künstlichen Sedimenten gemischt. CMC überzieht die Oberfläche der Sedimentpartikel und simuliert einen organischen Biofilm ähnlich dem bei natürlichen Sedimenten. Alle Sedimente wurden mit und ohne CMC-Zugabe getestet um den Einfluss der CMC auf das Ergebnis der Sedimentkontakttest zu erfassen. Die Ergebnisse der Untersuchungen der künstlichen Sedimente sind in Tabelle II.1-1 dargestellt.

Tabelle II.1-1: Zusammenfassung der Testergebnisse – künstliche Sedimente

Künstliches Sediment	Name	Myrio	Hefe	Artho (F&M)	Lumb	Nema	Fischei	Artho (TUHH)
NemaS + Torf + H_2O	Sediment 1	-	+	(+)	-	+	+	(+)
NemaS + Torf + CMC	Sediment 2	-	++	-	-	+	(+)	-
NemaS + Cellulose + H_2O	Sediment 3	-	+	-	-	+	(+)	-
NemaS + Cellulose + CMC	Sediment 4	-	++	-	-	+	++	-
SedimentV + H_2O	Sediment 5	++	-	-	-	(+)	++	-
SedimentV + CMC	Sediment 6	(+)	(+)	++	-	-	(+)	+
OECD 218 + H_2O	Sediment 7	+	+	-	++	(+)	++	nb
OECD 218 + CMC	Sediment 8	(+)	++	-	+	(+)	-	-
OECD 218 + Bentonit + H_2O	Sediment 9	-	-	-	-	-	+	nb
OECD 218 + Bentonit + CMC	Sediment 10	-	(+)	-	-	-	(+)	-

NemaS: Nematodentestsediment; CMC: Carboxymethylcellulose; Myrio: Myriophyllumtest TV1; Hefe: Hefetest TV4; Arthro (F&M): Arthrobactertest TV2; Lumb: Oligochaetentest TV4; Nema: Nematodentest TV3; Fischei: Fischeitest TV7; Arthro (TUHH): Arthrobactertest TV6; —, (+), +, ++: un-, schwach, mittel, stark geeignet; nb: nicht bestimmt, Daten s. Anhang C, Kapitel 7

Auffallend war, dass sich keines der untersuchten künstlichen Sedimente als für alle Tests sehr gut geeignet erwies. Darin spiegeln sich die verschiedenen äußeren und inneren Wirkmechanismen der ausgesuchten Testsorganismen wider. Ungeachtet dessen war es möglich einen Kompromiss zu finden, der auf alle Tests übertragbar war. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass das künstliche Sediment nach OECD 218 für die meisten beteiligten Sedimentkontakttests relativ gut geeignet war. Ausnahmen waren der Arthrobactertest und der Nematodentest. Dies konnte aber durch Reduzierung des Kaolingehalts (Ergebnisse s. Einzelberichte) behoben werden. Bezüglich der CMC-Zugabe wurde nur beim Hefetest eine Verbesserung des Gärleistung der Hefen verzeichnet. Es wurde daher im weiteren Verlauf des Projekts auf die Zugabe von CMC verzichtet. Als künstliches Sediment wurde für die weiteren Versuche im SeKT-Projekt das künstliche Sediment nach OECD 218 mit 5% Kaolin-Gehalt als Negativkontrolle ausgewählt.

II.1.1.2. Untersuchung der natürlichen Sedimente

In diesem Projektteil wurden zwölf natürliche, anthropogen un- oder gering belastete Sedimente (Anhang A, B) aus verschiedenen Gewässertypen und mit unterschiedlichen Sedimenteigenschaften mit allen Testsystemen untersucht. Ziel war es:

(1) ein für alle im Verbundprojekt eingesetzten Biotests als Kontrolle geeignetes natürliches Sediment zu ermitteln. Ein solches Sediment kann im Idealfall als Referenzsediment für alle Testsysteme gleichermaßen dienen.

(2) die Variabilität der Sedimentkontakttests in natürlichen Sedimenten zu untersuchen.

II.1.1.2.1. Kontroll-/Referenzsediment

Die Ergebnisse der Untersuchung der natürlichen Sedimente auf deren Eignung als Kontroll-/ Referenzsedimente ergaben folgendes Bild (Tabelle II.1-2):

Tabelle II.1-2: Zusammenfassung der Testergebnisse – unbelastete natürliche Sedimente

Probennahmestelle	Code	Myrio	Hefe	Arthro (F&M)	Lumb	Nema	Fischei	Arthro (TUHH)
Parchim	PA-R	-	-	+	(+)	++	-	-
Possenhofen	PO-L	-	(+)	+	-	++	-	-
Starnberg	ST-L	-	-	-	++	++	+	-
Bad Abbach	BA-R	++	-	+	+	++	++	-
Jochenstein	JO-R	++	+	-	(+)	+	++	-
Drontermeer	DM-L	+	-	+	++	++	-	-
Lohmen	LO-L	(+)	++	++	+	++	(+)	++
Neuglobsow Steg	N1-L	-	++	++	-	++	+	++
Langwedel	LW-R	(+)	(+)	+	(+)	+	-	-
Altrip/Altarm	AA-R	++	+	+	++	+	++	-
Ehrenbreitstein	EB-R	++	-	++	+	++	-	-
Neuglobsow Stelle 1	N2-L	-	(+)	++	-	++	(+)	-

Myrio: Myriophyllumtest TV1; Hefe: Hefetest TV4; Arthro (F&M): Arthrobactertest TV2; Lumb: Oligochaetentest TV4; Nema: Nematodentest TV3; Fischei: Fischeitest TV7; Arthro (TUHH): Arthrobactertest TV6; -,(+),+, ++: un-, schwach, mittel, stark geeignet, Daten s. Anhang C, Kapitel 2.

Wie aus Tabelle 3 ersichtlich, erwiesen sich von den getesteten natürlichen Sedimenten das Sediment aus dem Lohmer See (LO-L) und das aus dem Altrhein bei Altrip (AA-R) als relativ gut geeignete Referenzsedimente für die im Verbund durchgeführten Sedimentkontakttests. Da im SeKT-Projekt der Schwerpunkt auf der Beurteilung von Flusssedimenten lag, wurde das Sediment aus Altrip (AA-R) als Kontroll- bzw. Referenzsediment im weiteren Projektverlauf eingesetzt. Ebenso wie bei der Untersuchung der künstlichen Sedimente (Kapitel II.1.1.1) musste auch hier mit einem Kompromiss gearbeitet werden.

II.1.1.2.2. Variabilität der Sedimentkontakttests

Für den zweiten Aspekt, der durch diese Untersuchungsserie erfüllt werden sollte, wurde der Einfluss der natürlichen Sedimenteigenschaften auf das jeweilige Testergebnis untersucht. Wie bereits oben erwähnt, erfolgte die Auswahl der natürlichen Sedimente nach bestimmten Kriterien, die eine möglichst breite Fächerung von verschiedenen Sedimenteigenschaften ermöglichen sollte. Die Übersicht über die Sedimenteigenschaften ist in Anhang B dargestellt.

Die Variation der Korngrößen und des Gehalts an organischem Kohlenstoff (TOC, total organic carbon) in den getesteten Sedimenten ist in Abbildung II.1-1 dargestellt. Der Tongehalt (clay) variierte zwischen 6 und 35%, Schluff (silt) zwischen 31 und 85%, Sand zwischen 2 und 62% und TOC variierte zwischen 34 und 140 g/kg.

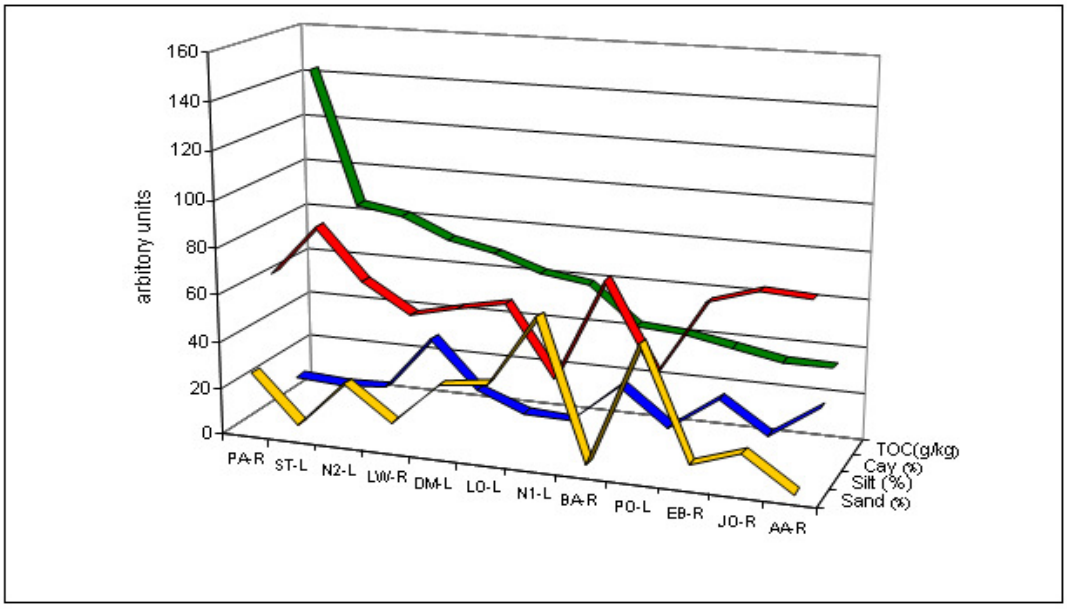


Abbildung II.1-1: Korngrößenanalyse und Gesamtgehalt Organischer Kohlenstoff (TOC) der gering belasteten natürlichen Sedimente. Grün, TOC; blau, Ton; rot, Schluff; gelb, Sand, Daten s. Anhang B.

Außerdem wurden alle in diesem Arbeitspaket untersuchten natürlichen Sedimente nach den Klassen der ARGE Elbe (1996) und den Richtwerten (RW) nach HABAK (1999) eingeordnet (Tabelle II.1-3). Als gering belastet wurden die Sedimente mit Einstufung der Parameter ≤ Klasse II und ≤ RW2 eingeordnet. Wie in Tabelle II.1-3 ersichtlich, erfüllten die meisten Sedimente diese Anforderungen. Ausnahmen stellten die Sedimente aus AA-R aufgrund eines leicht erhöhten Gehalts an polychlorierten Biphenylen (PCB), EB-R wegen eines erhöhten PCB- und Zink-Gehaltes und ST-L wegen eines leicht erhöhten Tributylzinngehaltes (TBT) dar. Auffällig war die deutliche TBT Konzentration in LO-L. Da letztere aber offensichtlich keinen wesentlichen Einfluss auf die Ergebnisse der Sedimentkontakttests hatte (vgl. Tabelle II.1-2), wurde LO-L nicht aus der Palette der gering belasteten Sediment ausgeschlossen. Im Gegensatz dazu wurde LW-R, was eine insgesamt höhere Schwermetallbelastung aufwies (Daten s. Anhang B), aus der Palette der gering belasteten Sediment ausgeschlossen. Diese Belastung war möglicherweise Ursache für die geringe Eignung von LW-R als Referenzsediment (vgl. Tabelle II.1-2).

Tabelle II.1-3: Schadstoffklassifizierung der prioritären Schadstoffe in den un/gering belasteten, natürlichen Sedimenten nach ARGE Elbe (1996) und HABAK (1999), Abkürzungen und Daten s. Anhang A und B

		PA-R	PO-L	ST-L	BA-R	JO-R	DM-L	LO-L	N2-L	AA-R	EB-R	N1-L
As	mg/kg	I-II	I	I	I	I-II	I-II	I	I	I	I-II	I
Pb	mg/kg	II	I	I-II	I-II	I-II	II	I	I	I-II	II	I
Cd	mg/kg	I-II	I-II	I-II	I-II	I-II	I	I-II	I-II	I-II	II	I-II
Cr	mg/kg	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I
Cu	mg/kg	II	I	I	I-II	II	I-II	I	I	II	II	I
Ni	mg/kg	I	I	I	I	I-II	I-II	I	I	I-II	I-II	I
Hg	mg/kg	I-II	I	I	I-II	I	I	I	I	I-II	I-II	I
Zn	mg/kg	I-II	I	I	I-II	II	II	I	I	I-II	II-III	I
PAK(6) i. Tr.	mg/kg	RW2	RW1	RW1	RW1	RW1	RW1	RW2	RW1	RW2	RW2	RW1
PCB(7)	µg/kg	I-II	I-II	I-II	I-II	I-II	I-II	I-II	I-II	II-III	III	I-II
TBT	µgSn/kg	I-II	I-II	II-III	I-II	I-II	II	III-VI	I-II	II	I-II	I-II

Um die Varianz der Testparameter abzuschätzen, wurden zwei Variationskoeffizienten errechnet:

Der Test-inhärente Variationskoeffizient (VKi):
Er gibt die Variabilität eines Testparameters zwischen den Replikaten eines Sediments an. Er ist also unabhängig von den Sedimenteigenschaften.
Er berechnet sich nach der Formel:

$VKi_x = SA_x / MW_x * 100$,

wobei MW_x und SA_x Mittelwert und Standardabweichung des Testparameters sind, berechnet aus den Replikaten des entsprechenden Sedimentes x. Der VKi_c ist der inhärente Variationskoeffizient im test-internen Kontrollsediment. Der VKi_{rs} ist der mittlere Variationskoeffizient berechnet aus den Einzelwerten VKi_x für die getesteten 11 Referenzsedimente.

Der Sediment-Variationskoeffizient (VKs):
Er gibt die Variabilität eines Testparameters zwischen den verschiedenen Referenzsedimenten an. Er ist somit ein Maß für den Einfluss der natürlichen Sedimenteigenschaften auf den Testorganismus, bzw. die Testparameter.
Er berechnet sich nach der Formel:

$VKs = SA_S / MW_S * 100$,

wobei MW_S und SA_S Mittelwert und Standardabweichung sind, die aus den relativen Mittelwerten (% der Kontrolle) eines Testparameters für jedes einzelne Referenzsediment (MW_x) berechnet werden.

Um sinnvolle Toxizitätsschwellenwerte festzulegen, wurden zwei weitere Bewertungsparameter errechnet: die minimal detektierbare Differenz (MDD, „minimal detectable difference“) und die maximal tolerierbare Hemmung (MTI, „maximal tolerable inhibition“).

Berechnung der MDD

Die MDD basiert auf der Test-inhärenten Variabilität eines Testparameters. Sie wurde für jedes Sediment und jedes Testsystem mit Bezug zur jeweiligen test-internen Kontrolle (C) errechnet:

$$\%\ MDD_x = \frac{100 * t * \sqrt{\frac{SA_c^2}{n_c} + \frac{SA_x^2}{n_x}}}{MW_x},$$

wobei t der Student's t-Wert ($\alpha = 0{,}05$; einseitige Fragestellung) ist, SA_c und SA_x die Standardabweichungen des Testparameters im Kontrollsediment (C), bzw. in den einzelnen Referenzsedimenten sind, n_c und n_x die jeweilige Replikatanzahl und MW_x der Mittelwert des Testparameters im Referenzsediment x (MW_x) ist.
Aus den Einzelwerten $\%MDD_x$ für jedes Sediment wird dann der Mittelwert %MDD über alle getesteten Referenzsedimente berechnet.

Berechnung der MTI

Die MTI (die maximal tolerierbare Hemmung in Bezug auf die Kontrolle, die die natürliche Schwankung berücksichtigt) bezieht sich auf ein bestimmtes Kontrollsediment (z.B. die test-interne Kontrolle) und basiert auf der Variabilität der Testergebnisse, die durch die natürlichen Sedimenteigenschaften hervorgerufen werden.

$$\%\ MTI_S = C\ (100\%) - (MW_S - SA_S),$$

wobei C der relative Wert des test-internen Kontrollsediments (per Definition = 100%), MW_S und SA_S Mittelwert und Standardabweichung aller Referenzsedimente, die aus den relativen Mittelwerten (% der Kontrolle) eines Testparameters für jedes einzelne Referenzsediment (MW_x) berechnet werden.
Die MTI ist also (1) abhängig vom Unterschied zwischen Kontrolle und den anderen untersuchten Referenzsedimenten (MW_S) und (2) von der Variabilität (Standardabweichung SA_S) der Mittelwerte der Testergebnisse in den einzelnen Referenzsedimenten (MW_X).

Die Ergebnisse der Berechnungen sind in Tabelle II.1-4 zusammengefasst.

Tabelle II.1-4: Relevante Spezifikationen der Sedimentkontakttests: VKi_c= Testinterner Variationskoeffizient der Kontrolle; VKi_{rs}= mittlerer VKi_c der Referenzsedimente; T1/T2= Test1/Test2; MDD= mittlere minimal detektierbare Differenz (einseitig); KI= Konfidenzintervall; VKs= Sediment-Variationskoeffizient; MTI= maximal tolerierbare Hemmung; n. b.= nicht berechnet; n.d.= nicht definiert, Daten und Berechnung s. Anhang C, Kapitel 3.

Testinhärente Kriterien	Bakterien	Hefen	Nematoden		Oligochaeten	Pflanzen	Fischeier
Validitätskriterien	5facher Anstieg der Fluoreszenz	> 25 ml/h CO_2	≥ 80% Fertilität; ≥ 30 Nachkommen pro Testorganismus		Reproduktion ≥ 18 Organismen	Wachstumsrate ≥ 0,075	Überleben ≥ 90%
Kontrolle	Quarzsand	Quarzsand	Nematodenkontrollsediment		OECD 218	OECD 207	Quarzsand
Toxizitätsparameter	Enzymaktivität	Fermentation	Wachstum	Reproduktion	Reproduktion	Wachstumsrate	Überleben
% VKi_c (T1/T2)	2,4/1,6	1,4	8,4	31,0	16,9/6,1	11,2/10,5	n. b.
% VKi_{rs} (95%KI)	5,0 (2,6; 7,4)	58,7 (18,1; 99,3)	6,5 (5,0; 8,0)	23,3 (16,8; 29,8)	12,8 (9,4; 16,2)	7,1 (4,1; 10,1)	n. b.
% MDD (95% KI)	5,4 (3,7; 7,1)	15,4 (6,8; 23,9)	8,5 (8,0; 9,0)	35,3 (28,5; 42,2)	14,3 (11,3; 17,3)	12,4 (9,4; 15,4)	n. b.
Sediment spez. Kriterien	Relative Werte als % der Kontrolle						
Minimum	31,9	1,3	69,8	43,1	69,2	80,7	0,0
Maximum	130,2	122,3	102,1	229,6	155,0	123,0	105,3
Mittelwert	76,0	54,3	85,7	107,3	114,0	106,2	89,3
Standardabw.	33,81	43,7	10,3	56,1	22,2	14,3	27,3
% VKs	44,5	80,6	12,1	52,0	19,4	13,5	30,6
% MTI	57,8	89,5	24,6	48,2	8,2	8,1	(38,0)
Tox Schwellenwert (% Hemmung)	60	n. d.	20	50	15	15	20

Die kleinsten Sediment-Variationskoeffizienten (VKs <20%) wurden für die Parameter Pflanzenwachstumsrate, Nematodenwachstum und Oligochaetenreproduktion gemessen. Der VKs für das Überleben der Fischeier lag bei 31%, für die bakterielle Enzymaktivität bei 45%, für die Nematodenreproduktion bei 52% und für die Hefegärleistung bei 80% (Tabelle II.1-4). Die testinhärenten Variationskoeffizienten (VKi_{rs}) waren in der Regel deutlich niedriger. Für Pflanzen, Oligochaeten und Nematodenwachstum waren beide Variationskoeffizienten vergleichbar gering. Da im Fischeitest nur ein Replikat pro Testansatz gemessen wurde, konnte hierfür weder ein VKi_c noch ein VKi_{rs} ermittelt werden.

In Tabelle II.1-4 sind außerdem die Werte für MDD und MTI festgehalten. Aus diesen beiden Werten wurden die Toxizitätsschwellenwerte für die Sedimentkontakttests ermittelt. Hierzu wurde der jeweils höhere Wert berücksichtigt, um auszuschließen, dass falsch positive Ergebnisse auftreten können. Die MDD und MTI lagen alle zwischen 5,4 und 35,3%, bzw. 8,1 und 89,5%. Die Toxizitätsschwellenwerte wurden folglich mit 15% Hemmung für die Pflanzen und Oligochaeten, 20% Hemmung für Nematodenwachstum, 50% Hemmung für Nematodenreproduktion, und 60% Hemmung für Bakterien festgelegt. Für den Hefetest wurde kein Toxizitätsschwellenwert festgelegt, da sich bei den Sedimentuntersuchungen zeigte, dass die Gültigkeitskriterien des Hefetests bei fünf von elf untersuchten Sedimenten nicht erfüllt wurden (s. Einzelbericht, Kapitel III.5). Als Toxizitätsschwellenwert für den Fischeitest wurde

20% Mortalität festgelegt (in Ableitung vom Gültigkeitskriterium aus DIN 38415-T6 für Flüssigansätze).

In Abbildung II.1-2 wurde das Ergebnis der Sedimentuntersuchungen mit der SeKT-Testbatterie zusammengefasst. Dargestellt sind die Werte als Prozent der jeweiligen testinternen Kontrolle für jeden Sedimentkontakttest. Die rote Linie zeigt den 100% Wert der jeweiligen Kontrolle an.

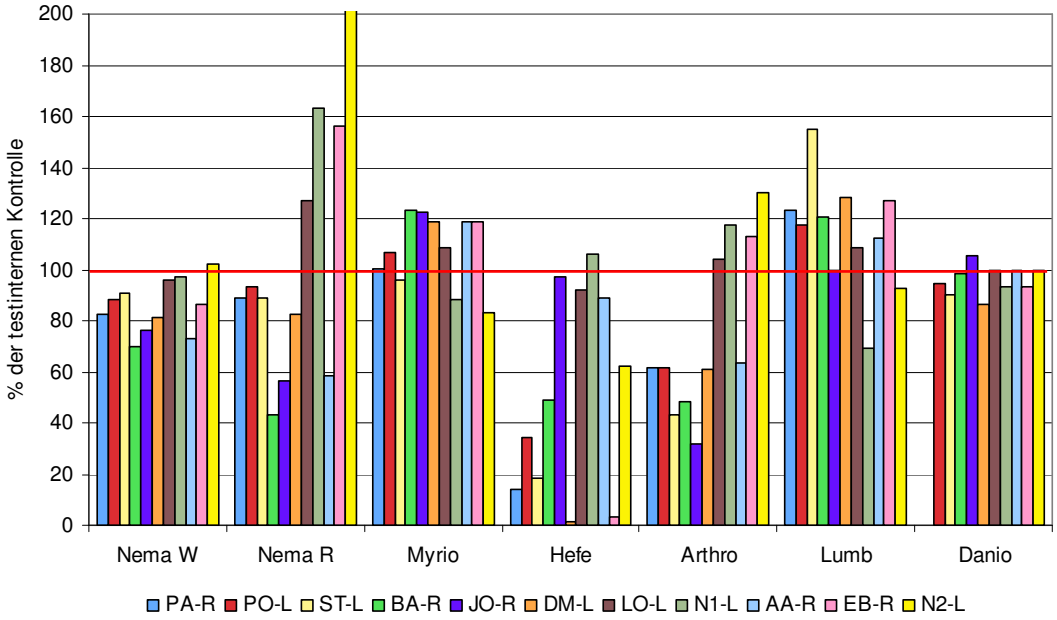


Abbildung II.1-2: Untersuchung der gering belasteten, natürlichen Sedimente mit der SeKT-Testbatterie (Nema W,R: Nematodentest TV3; Myrio: Myriophyllumtest TV1; Hefe: Hefetest TV5; Arthro: Arthrobactertest TV2; Lumb: Oligochaetentest TV4; Danio: Fischeitest TV7; rote Linie, 100% Kontrolle, Daten s. Anhang C, Kapitel 3)

Die Ergebnisse der verschiedenen Sedimentkontakttests variierten je nach untersuchtem Sediment (s. auch Einzelberichte). In Bezug zur jeweiligen Kontrolle wurden für den Nematodentest (Wachstum und Reproduktion) 74-108% bzw. 48-256%, für den Myriophyllumtest 83-123%, für den Hefetest 1-100%, für den Arthrobactertest 32-130%, für den Oligochaetentest 69-155% und für den Fischeitest 0-105% -Werte ermittelt. Die Validitätskriterien wurden für die Tests mit Pflanzen, Nematoden, Oligochaeten, und Bakterien erfüllt. Der Fischeitest verfehlte bei PA-R das Validitätskriterium (0% überlebten, vgl. Tabelle II.1-4) und der Hefetest bei PA-R, PO-L, ST-L, DM-L und EB-R (alle <25 mg CO_2, vgl. Tabelle II.1-4). Außerdem zeigte der Hefetest bei diesen Sedimenten eine starke Hemmung (65 % bis >95%).

Die Bestätigung der ermittelten Schwellenwerte ist in Abbildung II.1-3 gezeigt. Hier sind die mit der SeKT-Testbatterie ermittelten Hemmwerte (in Bezug auf die jeweilige testinterne Kontrolle) dargestellt. Die entsprechenden Schwellenwerte sind als rote Linien eingezeichnet. Je nach Testparameter liegen die ermittelten Hemmwerte meistens unterhalb der Schwellenwerte. Da in dieser Versuchsserie gering belastete Sedimente untersucht wurden, war dieses Ergebnis nicht überraschend und bestätigt die festgelegten Schwellenwerte. Ausnahmen waren beim Nematodentest für beide Parameter das Sediment BA-R und nur beim Parameter Wachstum zusätzlich die Sedimente JO-R und AA-R. Beim Myriophyllumtest zeigte das

N2-L Sediment eine hemmende Wirkung, beim Arthrobactertest JO-R, beim Oligochaetentest N1-L und beim Fischeitest PA-R und DM-L.

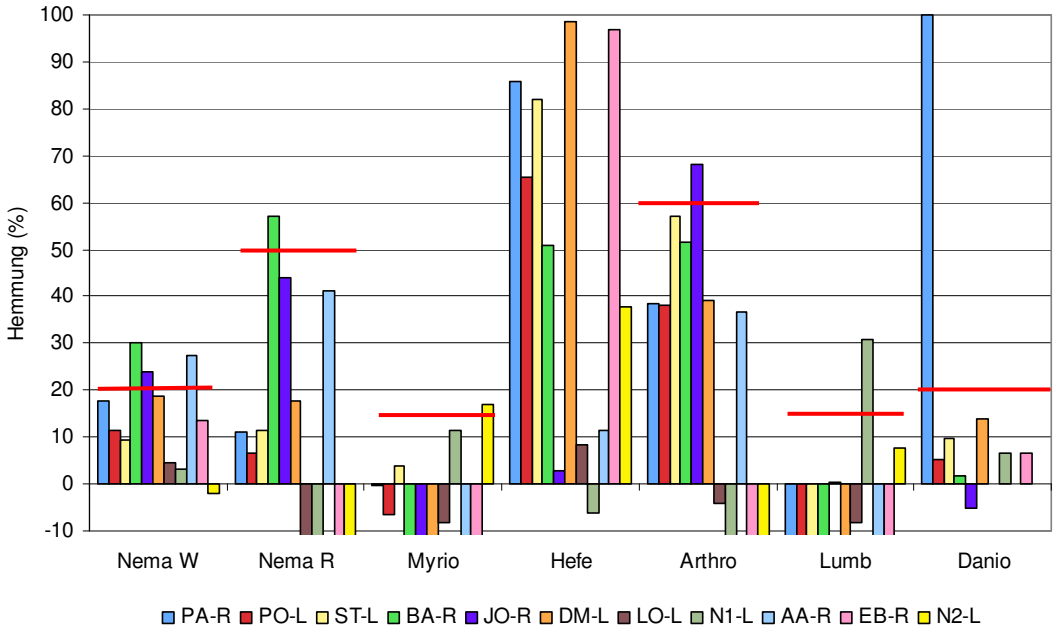


Abbildung II.1-3: Anwendung der Toxizitätsschwellenwerte bei der Untersuchung der un- bzw. gering belasteten Sedimente mit der SeKT-Testbatterie. (Nema W,R: Nematodentest TV3; Myrio: Myriophyllumtest TV1; Hefe: Hefetest TV5; Arthro: Arthrobactertest TV2; Lumb: Oligochaetentest TV4; Danio: Fischeitest TV7; rote Linien, Tox.Schwellenwerte, Daten s. Anhang C, Kapitel 3)

Die Ausnahmen könnten auf die Sedimenteigenschaften zurückzuführen sein. Basierend auf einer Redundanzanalyse (RDA, Ergebnisse s. Anhang C, Kapitel 6.2.1) zeigte sich, dass Korngröße und TOC-Gehalt relevante Faktoren waren. So wurden Bakterien, Nematoden, Oligochaeten und Pflanzen durch die Korngröße und bestimmte Mineralien (z.B. Mg, Al) beeinflusst, Fischeier und Hefen dagegen vom TOC-Gehalt und den Nährstoffen. Dieser Trend wurde durch multivariate Korrelationen (Ergebnisse s. Anhang C, Kapitel 6.2.1) bestätigt: Die grobkörnigen Bestandteile (Sand, 630-2000µm) korrelierten positiv mit der Stoffwechselaktivität der Bakterien und dem Wachstums- und Reproduktionsverhalten der Nematoden, aber negativ mit der Reproduktion der Oligochaeten und auch mit dem Pflanzenwachstum. Beispielsweise haben N1-L und N2-L einen relativ hohen Anteil an grobkörnigem Material und korrelieren negativ mit den Ergebnissen von *Myriophyllum* und *Lumbriculus* (s. Anhang C, Kapitel 6.2.1). Gegensätzlich zeigten sich die Korrelationen von Magnesium und Aluminium mit den untersuchten Parametern des Pflanzen- und Oligochaetentests (positiv) und des Nematoden- und Bakterientests (negativ). Zu den Parametern des Fischei- und Hefetests wurden diesbezüglich keine Korrelationen festgestellt. Die Ergebnisse des Fischeitests korrelierten negativ mit dem TOC-, Stickstoff-, Phosphor- und Schwefelgehalt der Sedimente. Die Gärleistung der Hefen ergab negative Korrelationen mit dem Schwefelanteil, dem Eisengehalt, der Schlufffraktion (Si 20-63 µm) und dem Gesamtphosphor im Porenwasser (TP), positive Korrelationen dagegen mit dem DOC- und dem Calciumgehalt.

II.1.2 Kurze Zusammenfassung "Definition von Referenzbedingungen"

Mit dem künstlichen OCD 218 Sediment (mit reduzierten Kaolingehalt) und dem natürlichen AA-R Sediment wurden Sedimente identifiziert, die im ersten Arbeitspaket als gemeinsames Kontroll- bzw. Referenzsediment eingesetzt wurden.

Die Varianz der Sedimentkontakttests wurde erfasst. Hierzu wurden die Variationskoeffizienten VK_i (testinheränte Variabilität) und VK_s (Variabilität zwischen den Referenzsedimenten) errechnet.

Für die Festlegung sinnvoller Toxizitätsschwellenwerte wurden die Bewertungsparameter MDD (minimal detektierbare Differenz), basierend auf der testinhärenten Variabilität, und MTI (maximal tolerierbare Hemmung (=inhibition)), basierend auf der Variabilität der Testergebnisse, die durch die natürlichen Sedimenteigenschaften hervorgerufen wurden, errechnet. Unter Berücksichtigung beider Parameter wurden die Toxizitätsschwellenwerte für die einzelnen Testsysteme festgelegt.

Der Einfluss der natürlichen Sedimenteigenschaften wurde bestimmt.

II.2 Validierung der Testsysteme – Untersuchung dotierter Sedimente

Im zweiten Arbeitspaket des Verbundprojekts sollte die Sensitivität der Testsysteme überprüft werden. Die im ersten Arbeitspaket ermittelten Kontrollsedimente, das natürliche Sediment aus Altrip Altrhein (AA-R) und das künstliche Sediment OECD 218 mit 5% Kaolin, sollten mit zwei unterschiedlichen Schadstoffgemischen dotiert und anschließend von allen Verbundpartnern getestet werden. Die Schadstoffgemische sollten aus Einzelsubstanzen zusammengesetzt sein, die hinsichtlich ihres ökotoxikologischen Verhaltens gut bekannt sind, nicht leicht flüchtig oder abbaubar sind, sich aber in ihren Adsorptionseigenschaften unterscheiden. Die Schadstoffmischungen, organische Substanzen und Schwermetalle, wurde auf der Basis der Erfahrungen der einzelnen Projektpartner mit ihren jeweiligen Positivkontrollen für ihre spezifischen Testsysteme zusammengestellt. Die Schwermetall-Konzentrationen für die Vorversuche („range finding“) wurden auf der Basis der natürlichen, geogenen Hintergrundkonzentrationen errechnet, die für die organischen Schadstoffe wurden aufgrund empirischer Daten festgelegt. Bei dem organischen Schadstoffgemisch wurde im Gegensatz zu den Schwermetallen für jede Substanz immer die gleiche Konzentration gewählt.
In den Vorversuchen wurden die für die Tests optimalen Konzentrationen zur Aufnahme einer Dosis-Wirkungskurve ermittelt (detaillierte Ergebnisse s. Einzelberichte, ermittelte Konzentrationsreihen für den Hauptversuch s. Anhang A). In Tabelle II.2-1. sind die ausgewählten Substanzen und die jeweils höchsten Konzentrationen (entspricht 100%) aufgelistet.

Tabelle II.2-1: Zusammensetzung der Schadstoffmischungen für die Dotierungsversuche

Schwermetalle (mg/kg TG) [1]	**AA-R**	**OECD**	**Organische Substanzen** (mg/kg TG)	**AA-R**	**OECD**
Zn	9500	4750	Diuron	1600	100
Ni	6800	3400	Parathion	1600	100
Cu	4500	2250	2,4-Dinitrophenol	1600	100
Cd	30	15	Fluoranthen	1600	100
			Pentachlorphenol	1600	100

TG = Trockengewicht

Für alle Konzentrationsreihen wurden jeweils fünf Konzentrationsstufen mit einem Verdünnungsfaktor von 3 bei dem künstlichen Sediment und einem Verdünnungsfaktor von 2 bei dem natürlichen Sediment gewählt. Die organischen Substanzen wurden als acetonische Lösungen den Sedimenten zugegeben. Bei den Tests der Organikmixturen wurden entsprechend acetondotierte Lösungsmittelkontrollen mitgeführt. Für die schwermetalldotierten Sedimente wurden pH-Kontrollen mitgeführt, um eventuelle pH-Wertverschiebungen erkennen zu können.

[1] Alle Schwermetalle wurden als Chloridsalze eingesetzt.

In den Abbildungen II.1-1 bis II.1-4 sind beispielhaft die Dosis-Wirkungskurven der SeKT-Testorganismen für Schwermetalle und organische Schadstoffe in AA-R und OECD 218 (5% Kaolin) dargestellt.

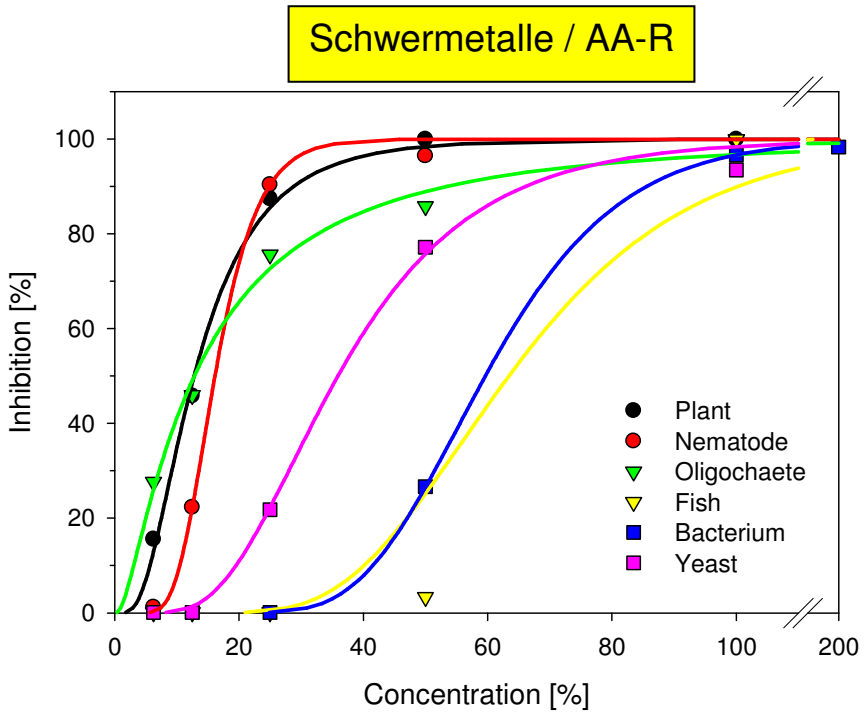


Abbildung II.2-1: Testorganismus-spezifische Dosis-Wirkungskurven im schwermetalldotierten, natürlichen Sediment (AA-R), Daten s. Anhang C, Kapitel 8

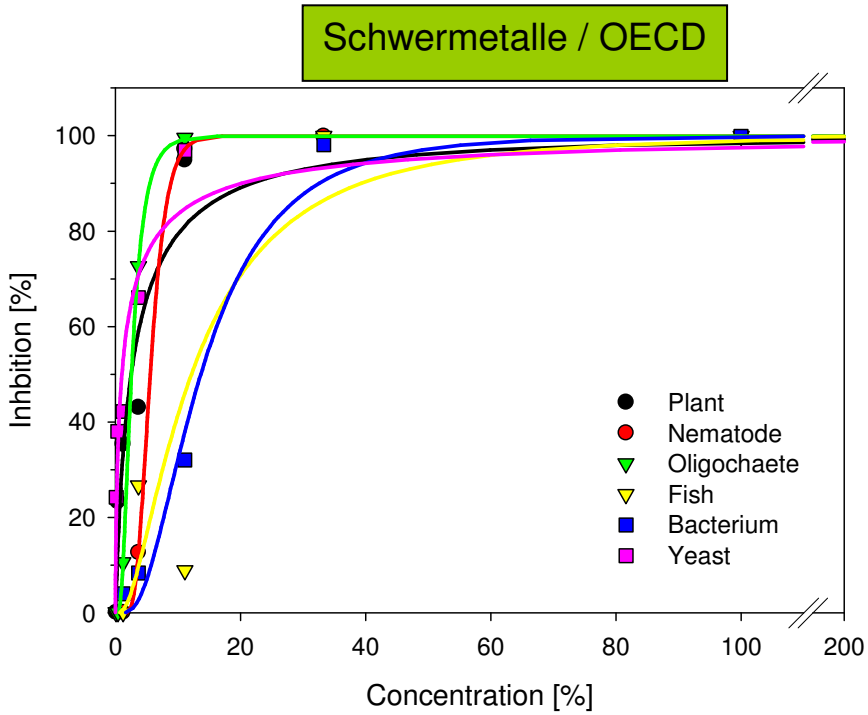


Abbildung II.2-2: Testorganismus-spezifische Dosis-Wirkungskurven im schwermetalldotierten, künstlichen Sediment (OECD 218 5% Kaolin), Daten s. Anhang C, Kapitel 8

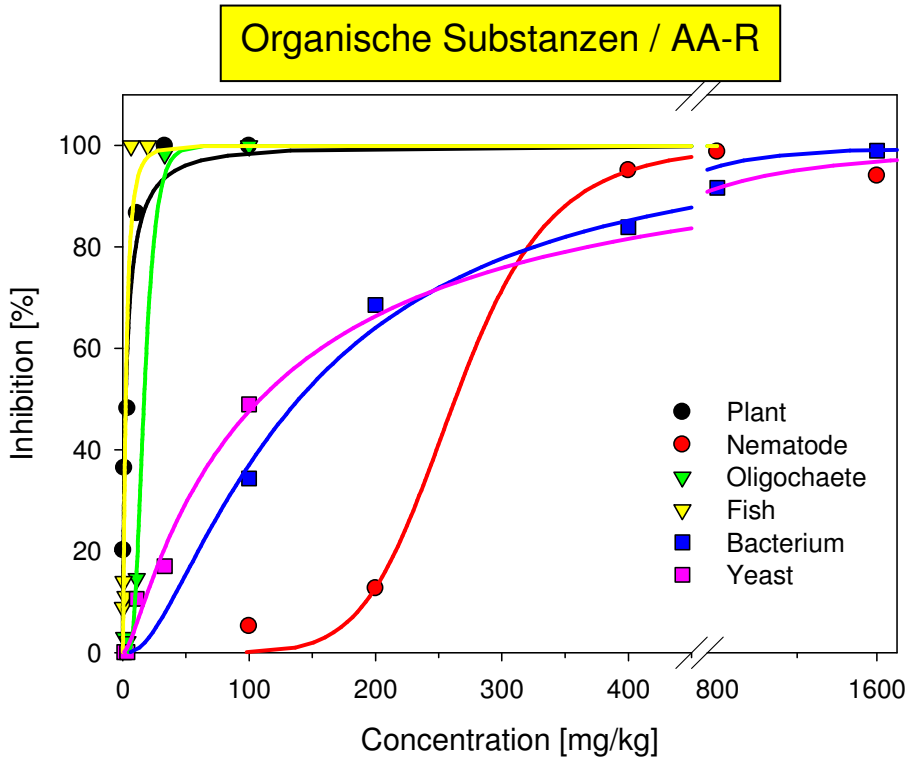


Abbildung II.2-3: Testorganismus-spezifische Dosis-Wirkungskurven im mit organischen Schadstoffen dotierten, natürlichen Sediment (AA-R) , Daten s. Anhang C, Kapitel 8

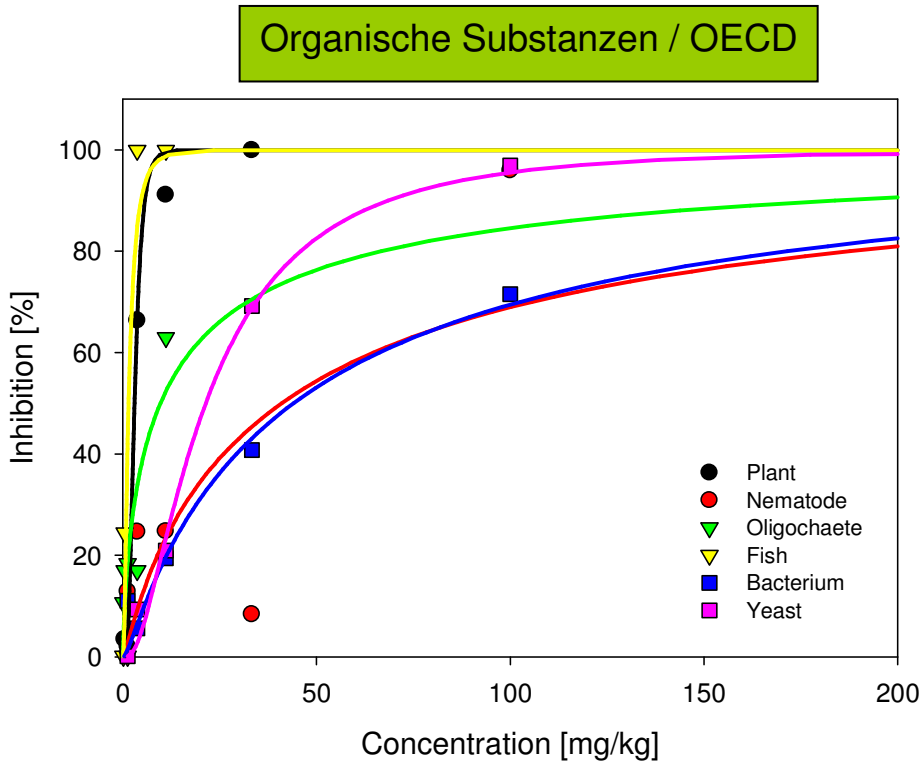


Abbildung II.2-4: Testorganismus-spezifische Dosis-Wirkungskurven im mit organischen Schadstoffen dotierten, künstlichen Sediment (OECD 218 5% Kaolin), Daten s. Anhang C, Kapitel 8

Deutlich unterschiedliche Dosis-Wirkungsbeziehungen wurden für beide Anwendungen (Schwermetalle und organische Schadstoffe) in beiden Sedimenten (AA-R und OECD) ermittelt. Die errechneten EC50 – Werte sind in Tabelle II.2-2 aufgelistet.

Tabelle II.2-2: EC50-Werte der Schadstoffanwendungen im SeKT-Projekt

Schwermetalle	AA-R EC50 (%)	OECD EC50 (%)	Organische Substanzen	AA-R EC50 (mg/kg TG)	OECD EC50 (mg/kg TG)
Pflanzen	12,8	2,5	Pflanzen	2,5	3,0
Nematoden	16,2	5,6	Nematoden	265	41,0
Oligochaeten	12,8	2,6	Oligochaeten	16,9	9,7
Fischeier	~75	12,2	Fischeier	2,4	1,5
Bakterien	59	13,7	Bakterien	139	44,1
Hefen	35,8	1,1	Hefen	109	21,4

TG = Trockengewicht; Daten s. Anhang C, Kapitel 8

Die EC50-Werte für Schwermetalle variierten zwischen ~13-75 % im natürlichen Sediment (gelb markiert, AA-R) und ~1-14 % im künstlichen Sediment (grün markiert, OECD 218 mit 5% Kaolin). Die EC50-Werte für das organische Schadstoffgemisch lagen zwischen ~2,4 und 270 mg/kg Trockengewicht (TG) in AA-R und ~1,5 und 44 mg/kg TG in OECD (mit 5% Kaolin).

Generell war eine höhere Toxizität der Schwermetalle und organischen Schadstoffe im künstlichen Sediment (grün markiert) im Vergleich zu den Daten im natürlichen Sediment (gelb markiert) zu verzeichnen. Dies ist vermutlich auf die leichtere Bioverfügbarkeit der Substanzen im künstlichen Sediment zurückzuführen.

Im hier gezeigten SeKT-Projekt gehörten Pflanzen und Oligochaeten bei allen Anwendungen zu den empfindlichsten Organismen. Zusätzlich zeigten sich Nematoden bei den Schwermetallen und Fischeier bei den organischen Schadstoffe als sehr sensitiv. Bakterien und Hefen waren im Vergleich weniger sensitiv (Ausnahme Hefe für Schwermetalle in OECD).

II.2.1 Kurze Zusammenfassung "Validierung der Testsysteme – Untersuchung dotierter Sedimente"

Bei der Untersuchung von dotierten Sedimenten mit der SeKT-Testbatterie wurde ein breites Spektrum an EC50-Werten für die jeweiligen Testsysteme in Abhängigkeit von den untersuchten Schadstoffanwendungen erhalten.

Eine jeweils höhere Toxizität der Schwermetall- bzw. Organikmischungen im künstlichen Sediment im Vergleich zum natürlichen Sediment wurde beobachtet.

Je nach Schadstoffanwendung variierte die Testsensitivität erheblich. Pflanzen und Oligochaeten waren bei allen Anwendungen am sensitivsten.

II.3 Validierung der Testsysteme – Untersuchung belasteter Sedimente

Im dritten Arbeitspaket wurden natürliche, belastete Sedimente mit der SeKT-Testbatterie untersucht. Ziel war die Überprüfung der Sedimentkontakttests, der ausgewählten Kontrollsedimente und der Toxizitätsschwellenwerte der einzelnen Testsysteme. Hierzu sollten mindestens zehn natürliche, belastete Sedimente untersucht werden, die eine deutliche Kontamination mit anthropogenen Schadstoffen aufweisen. Neben der Schadstoffkontamination (verschiedene Kontaminationsmuster) sollten sich die zehn Sedimente auch hinsichtlich ihrer geochemischen Eigenschaften unterscheiden (z.B. Korngrößenverteilung, organischer Kohlenstoffgehalt). Die Kriterien zur Auswahl der Sedimente waren grundsätzlich die gleichen wie bei der Auswahl der gering belasteten, natürlichen Sedimente (Anhang A).
Als Validitätskontrolle sollten die bisher definierten Negativkontrollen (künstliches Kontrollsediment (OECD 218 mit 5% Kaolin) und die natürlichen Kontrollsedimente (Lohmen, LO-L und Altrip, AA-R) mitgeführt werden.
Aufgrund der jahreszeitlich bedingten Schwierigkeiten wurden die Untersuchungskampagnen in zwei Reihen (Winter 2006, Frühjahr 2007) durchgeführt. Basierend auf den Ergebnissen der ersten Untersuchungsreihe, bei der nur mit wenigen Sedimentkontakttests toxische Effekte beobachtet wurden (s. Einzelkapitel), ist noch ein Zwischenschritt als "Sedimentscreening" mit den schnellen Testverfahren eingefügt worden. Als schnelle Testsysteme gelten der Nematoden-, der Fischei- und der Hefetest, deren Durchführung keine mehrtägige Versuchsdauer umfasst. Mit diesen drei Testsystemen wurden zwölf belastete Sedimente vorab untersucht. Es sollte sichergestellt werden, dass die ausgewählten Sedimente tatsächlich toxische Effekte in den Testsystemen hervorrufen. Gleichzeitig durfte nicht zu viel Zeit verstreichen, da diese Sedimente auch für den eigentlichen Versuch verwendet werden sollten.
Nach Auswertung dieses Screenings wurden die in Tabelle II.3-1 aufgelisteten Sedimente für die zweite Untersuchungsreihe ausgewählt. Die kursiv markierten Sedimente wurden bereits in der ersten Untersuchungsreihe getestet.

Tabelle II.3-1: Übersicht über die ausgewählten Probennahmestellen für belastete Sedimente

Probennahmestelle	Code	Gewässer	Flusseinzugsgebiet
Tiefer See	TS-L	Havelsee	Elbe
Calbe	CA-R	Saale	Elbe
Dömitz	DÖ-R	Müritz-Elde-Wasserstraße	Elbe
Alte Elbe	AE-R	Elbe (Altarm)	Elbe
Palzem	PZ-R	Mosel	Rhein
Finow-Kanal	FK-R	Finow Kanal	Oder
Hamburger Hafen	HH-R	Elbe	Elbe
Schiersteiner Hafen	SH-R	Rhein	Rhein
Hunte	HU-R	Hunte	Weser
Kochendorf	KO-R	Neckar	Rhein
Teltow-Kanal[2]	TK-R	Teltow Kanal	Elbe

[2] TK-R wurde zusätzlich nur von ausgewählten Verbundpartnern untersucht.

Die detaillierte Zusammenstellung der ausgewählten Sedimente und die Ergebnisse der chemischen Analysen sind in den Anhängen A und B zusammengestellt.

Die Variation der Korngrößen und des Gehalts an organischem Kohlenstoff (TOC, total organic carbon) in den getesteten Sedimenten ist in Abbildung II.3-1 dargestellt. Der Tongehalt (clay) variierte zwischen 4 und 39%, Schluff (silt) zwischen 7 und 68%, Sand zwischen 4 und 90% und der TOC-Gehalt variierte zwischen 23 und 140 g/kg.

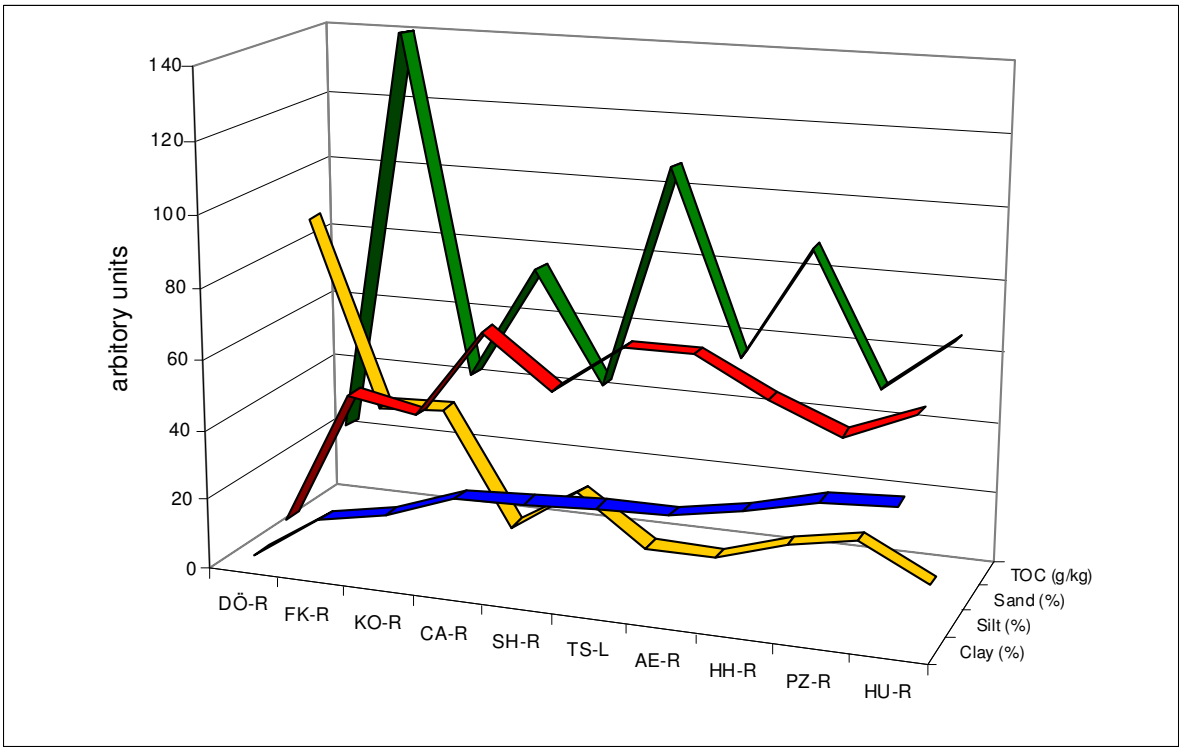


Abbildung II.3-1: Korngrößenanalyse und Gesamtgehalt Organischer Kohlenstoff (TOC) der belasteten natürlichen Sedimente. (Grün, TOC; blau, Ton; rot, Schluff; gelb, Sand) , Daten s. Anhang B

Aufgrund der in den chemischen Analysen ermittelten Konzentrationen der prioritären Schadstoffe, wurden alle in diesem Arbeitspaket untersuchten natürlichen Sedimente nach ARGE Elbe und HABAK klassifiziert (ARGE Elbe 1996, HABAK , 1999). Als „belastet“ galten die Sedimente ab einer Einstufung >Klasse II (ARGE Elbe) bzw. >RW2 (HABAK). Wie in Tabelle II.3-2 ersichtlich erfüllten die Sedimente diese Kriterien. Einzig HU-R hebt sich mit nur einem hohen Wert (TBT, Tributylzinn) in Klasse IV etwas ab. Detaillierte Analyseergebnisse befinden sich in Anhang B.

Tabelle II.3-2: Schadstoffklassifizierung der prioritären Schadstoffe in belasteten, natürlichen Sedimenten nach ARGE Elbe (1996) und HABAK (1999). (Orange, mittlere Belastung; rot, hohe Belastung, Abkürzungen s. Anhang A und B, Daten s. Anhang B)

Priorit. Schadst.		TS-L	CA-R	DÖ-R	AE-R	PZ-R	FK-R	HH-R	SH-R	HU-R	KO-R
As	mg/kg	I	II	I	II	I-II	I-II	II	I	I	I
Pb	mg/kg	II-III	III	I-II	II	II	II-III	III	I-II	I-II	I
Cd	mg/kg	III	III	II-III	III	I-II	IV	III-IV	I-II	II	I
Cr	mg/kg	I	I-II	I-II	I	I	I	I	I	I	I
Cu	mg/kg	III	III	II-III	II	II	IV	II-III	I-II	I	I
Ni	mg/kg	I-II	I-II	I	I-II	I	I-II	I-II	I	I	I
Hg	mg/kg	III	IV	I	II-III	I	IV	III-IV	II	I	I
Zn	mg/kg	III	III	II-III	II-III	II-III	III-IV	III	I-II	I-II	I
PAK (6)	mg/kg	>rw2	>rw2	rw1	rw2	>rw2	>rw2	>rw2	>rw2	rw2	>rw2
PCB (7)	µg/kg	III-IV	III-IV	I-II	II-III	III-IV	III	III-IV	III	I	III
TBT	µgSn/kg	II-III	I-II	I-II	I-II	I-II	III-IV	III	II	IV	I-II
DDTs	µg/kg	I	I	I	I	I		I	I	I	I

In Abbildung II.3-2 wurde das Ergebnis der Sedimentuntersuchungen mit der SeKT-Batterie zusammengefasst. Dargestellt sind die Werte als prozentuale Hemmung bezogen auf die jeweiligen testinternen Kontrollen für die beteiligten Sedimentkontakttests.

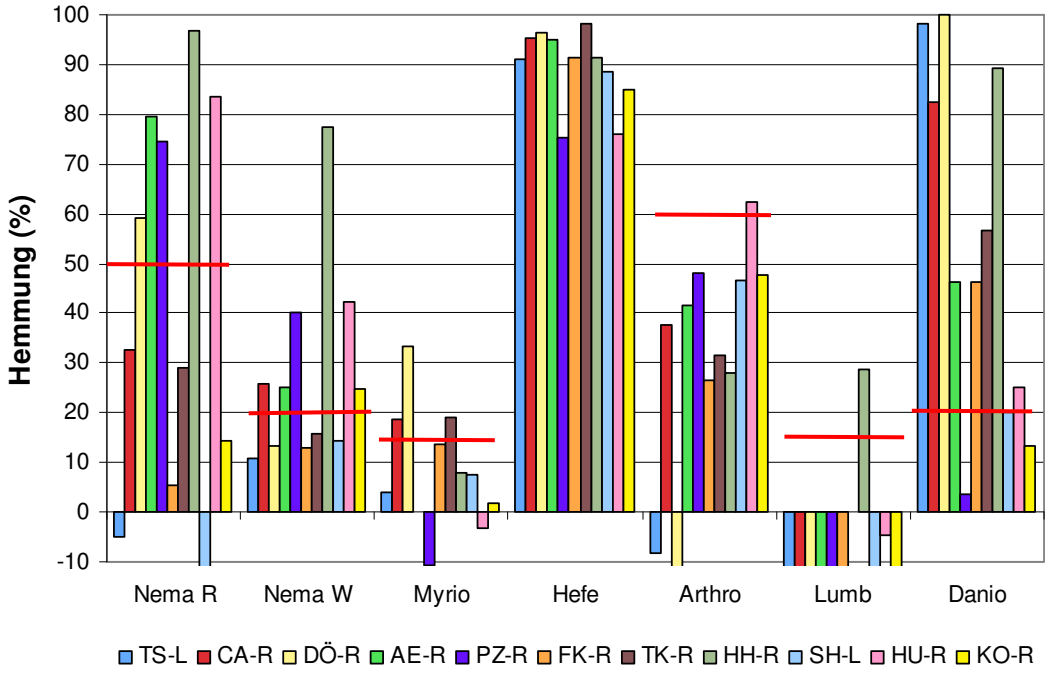


Abbildung II.3-2: Untersuchungen der belasteten natürlichen Sedimente mit der SeKT-Batterie. (Hemmwerte in Bezug zur Testinternen Kontrolle; Nema W,R: Nematodentest TV3; Myrio: Myriophyllumtest TV1; Hefe: Hefetest TV5; Arthro: Arthrobactertest TV2; Lumb: Oligochaetentest TV4; Danio: Fischeitest TV7; rote Linien, Tox.Schwellenwerte; Sedimentab-kürzungen s. Tabelle II.3-1 und Anhang A, Daten s. Anhang C, Kapitel 5)

Aus der Anzahl der untersuchten belasteten Sedimente wurden zahlreiche verschiedene Sedimente identifiziert, die toxische Effekte oberhalb der jeweiligen Toxizitätsschwellenwerte in den einzelnen Sedimentkontakttests hervorriefen. Im Nematodentest waren es sieben Sedimente (AE-R, CA-R, DÖ-R, HH-R, HU-R, KO-R, PZ-R), im Myriophyllumtest drei Sedimente (CA-R, DÖ-R, TK-R), im Arthrobactertest und im Lumbriculustest jeweils nur ein Sediment (HU-R bzw. HH-R) und im Fischeitest acht Sedimente (TS-R, CA-R, DÖ-R, AE-R, FK-R, HH-R, HU-R, TK-R). Das Muster der gemessenen Toxizitäten war je nach Sedimentkontakttest und untersuchtem Sediment sehr unterschiedlich. Dies kann für eine Klassifizierung der Sedimente genutzt werden. Auffallend waren die insgesamt sehr hohen Hemmwerte des Hefetests. Wie schon bei der Untersuchung der gering belasteten Sedimente scheint der Hefetest eher unspezifisch toxisch auf natürliche und/oder anthropogene Sedimenteigenschaften zu reagieren. Weitergehende Untersuchungen hierzu sind im Kapitel III.5 (Hefetest) beschrieben.

Um die Sedimente besser charakterisieren zu können, wurde ein auf den Ergebnissen der SeKT-Testbatterie beruhendes Klassifizierungssystem erarbeitet. Hierzu wurde die von Ahlf und Heise (2005) vorgeschlagene Klassifizierung, basierend auf den Ergebnissen zweier aquatischer Tests und zweier Sedimentkontakttests, zur Sedimentbewertung zugrunde gelegt. Als Vorraussetzung für eine auf den SeKT-Tests basierende Klassifizierung sollten für jedes Testsystem drei Effektkategorien definiert werden, in die die Ergebnisse eingestuft werden. Diese ergeben die testspezifische Grundlage für eine Klassifizierung von Sedimenten in fünf Toxizitätsklassen. Für die Auswahl der Kategorien pro Testsystem galt: Der jeweilige Toxizitätsschwellenwert ist die erste Grenze, der doppelte Toxizitätsschwellenwert ist die zweite Grenze und als Mindestabstand gilt der jeweilige MDD. In Tabelle II.3-3 sind die daraus entwickelten Kategorien vorgeschlagen. Alle Testergebnisse, deren Hemmwerte niedriger als der jeweilige Toxizitätsschwellenwert waren, wurden in Kategorie I (kein signifikanter Effekt) zusammengefasst. Kategorie II umfasst die Werte, die zwischen dem einfachen Toxizitäts- und dem doppelten Toxizitätsschwellenwert liegen. Ausnahmen sind die Grenzwerte der zweiten Kategorie für den Arthrobacter- und den Nematodentest (Reproduktion), da hier die Toxizitätsschwellenwerte bei 60 bzw. 50% lagen. Ein doppelter Toxizitätsschwellenwert von 120% bzw. 100% wäre nicht sinnvoll. Daher wurde hier die zweite Grenze auf 80% festgelegt. Entsprechend umfasst Kategorie III alle Werte, die größer als der obere Grenzwert der zweiten Kategorie sind. Zusätzlich gilt für den Nematodentest, dass nur eine Kategorie für die beiden Parameter (Reproduktion und Wachstum) berücksichtigt wird, wobei die jeweils höhere Kategorie ausschlaggebend ist.

Tabelle II.3-3: Testspezifische Effektkategorien zur Einteilung der ermittelten Hemmwerte

Kategorie		Nema W	Nema R	Myrio	Arthro	Lumb	Danio
I	kein Effekt	<20	<50	<15	<60	<15	<20
II	mittlerer Effekt	20-40	50-80	15-30	60-80	15-30	20-40
III	starker Effekt	>40	>80	>30	>80	>30	>40

Die solcherart für jedes Testsystem kategorisierten Testergebnisse können nun in Toxizitätsklassen für die gesamte Testbatterie eingeteilt und dadurch klassifiziert werden. Hierzu wurden bestimmte Kriterien für fünf verschiedene Klassen festgelegt, wobei die höchste Klasse auch der höchsten ökotoxikologischen Belastung des Sediments entspricht. In Tabelle II.3-4 werden die Toxizitätsklassen, wie sie für die SeKT-Testbatterie entwickelt wurden, vorgestellt.

Tabelle II.3-4: Klassifikationssystem der SeKT-Testbatterie

Klasse	Kriterium
1	alle Testergebnisse in Kategorie I
2	1 Testergebnis in Kategorie II und keines in Kategorie III
3	≥ 2 Testergebnisse in Kategorie II und keines in Kategorie III
4	1 Testergebnis in Kategorie III oder ≥ 3 in Kategorie II
5	≥ 2 Testergebnisse in Kategorie III oder ≥ 4 in Kategorie II

Diese Klassifizierung wurde nun basierend auf den Testergebnissen der verwendeten Testbatterie für alle im Rahmen des SeKT-Projekts untersuchten Sedimente ermittelt.
In Tabelle II.3-5 ist die Einteilung aller Testergebnisse[3] in die entsprechenden Kategorien und die daraus resultierende Klasseneinstufung dargestellt.

[3] Die Ergebnisse des Hefetests wurden nicht berücksichtigt, da die toxischen Effekte fast alle zwischen 90 und 100% lagen und ein Toxizitätsschwellenwert nicht bestimmt werden konnte.

Tabelle II.3-5: Einstufung der natürlichen Sedimente in Toxizitätsklassen

Sediment	Nema	Myrio	Arthro	Lumb	Danio	Klasse
PA-R	*I*	*I*	*I*	*I*	*III*[4]	*(4)*[4]
PO-L	*I*	*I*	*I*	*I*	*I*	*1*
ST-L	*I*	*I*	*II*	*I*	*I*	*2*
BA-R	*II*	*I*	*I*	*I*	*I*	*2*
JO-R	*I*	*I*	*II*	*I*	*I*	*2*
DM-L	*I*	*I*	*I*	*I*	*II*	*2*
LO-L	*I*	*I*	*I*	*I*	*I*	*1*
N1-L	*I*	*I*	*I*	*II*	*I*	*2*
AA-R	*I*	*I*	*I*	*I*	*I*	*1*
EB-R	*I*	*I*	*I*	*I*	*I*	*1*
N2-L	*I*	*I*	*I*	*I*	*I*	*1*
TS-L	I	I	I	I	III	4
CA-R	II	II	I	I	III	4
DÖ-R	II	III	I	I	III	5
AE-R	II	I	I	I	III	4
PZ-R	II	I	I	I	I	2
FK-R	I	I	I	I	III	4
HH-R	III	I	I	II	III	5
SH-R	I	I	I	I	II	1
HU-R	III	I	II	I	II	4
KO-R	II	I	I	I	I	2

Im oberen Teil der Tabelle II.3-5, kursiv markiert, sind die Ergebnisse aus den Untersuchungen der un- oder gering belasteten Sedimente aus dem ersten Arbeitspaket aufgelistet. Im unteren Teil der Tabelle stehen die entsprechenden Ergebnisse aus dem dritten Arbeitspaket mit den belasteten Sedimenten. Die Einstufung in "un- oder gering belastet" bzw. "belastet" erfolgte aufgrund der chemischen Analyse der prioritären Schadstoffe (vgl. Anhang B). Die in Tabelle II.3-5 auf den Sedimentkontakttestergebnissen beruhenden, ermittelten Toxizitätsklassen bestätigen zum großen Teil die chemischen Analysen. So wurden unter den sogenannten un- oder gering belasteten Sedimenten tatsächlich nur einmal (PA-R) eine stark erhöhte Toxizität (Klasse 4) festgestellt. Dieser Wert beruht allein auf dem Ergebnis des Fischeitests. Aufgrund der Situation in der Anfangsphase des Projekts wurde in diesem Fischeitest nur ein Replikat eingesetzt. Er ist also statistisch nicht abgesichert und sollte nochmals wiederholt werden, was im Rahmen des Projekts nicht möglich war. Alle anderen Werte lagen in den Klassen 1 und 2, was einer geringen ökotoxikologischen Belastung entspricht.

[4] Dieser Wert ist statistisch nicht abgesichert, da nur ein Replikat verwendet wurde.

Die Werte für die belasteten Sedimente lagen in den Klassen 1 bis 5 und deckten somit die gesamte Spanne an Toxizitätsklassen ab. Lediglich der Klasse 3, die insbesondere der feineren Abstufung beim Übergang zu den ausgeprägt toxischen Sedimenten (Klassen 4 und 5) dient, konnten im Rahmen des SeKT-Projekts keine Sedimente zugeordnet werden. Die höchsten Werte wurden in DÖ-R und HH-R ermittelt. Auch in der multivariaten Datenanalyse erwiesen sich diese beiden Sedimente als extrem. Besonders interessant ist dies hinsichtlich des Dömitzsediments (DÖ-R), welches, bis auf die Schwermetallgehalte, als chemisch eher gering belastet (vgl. Tabelle II.3-2) gilt. Ökotoxikologisch unauffällig hingegen erscheinen die Sedimente aus SH-R, KO-R und PZ-R.

Die bivariaten Korrelationen von Schadstoffen und den Testergebnissen, bei denen ein Schadstoff isoliert von allen anderen betrachtet wird, zeigten insgesamt nur schwache Korrelationen mit Korrelationskoeffizienten meist deutlich unter 0,6 an. So wurden einige Korrelationen mit verschiedenen Schwermetallen gefunden, jedoch nur wenige Korrelationen mit den organischen Verbindungen. Mit der Schwermetallbelastung (As, Pb, Cd, Cu, Ni, Zn) bezogen auf die Originalkonzentrationen waren v.a. die Endpunkte von *Lumbriculus variegatus* korreliert, obwohl dieses Testverfahren nur in einem der Sedimente überhaupt eine Hemmung aufwies. Betrachtet man die Lithium-normierten Schwermetallbelastungen, so zeigten sich keine Korrelationen für *Lumbriculus variegatus*, aber negative Korrelationen für *Myriophyllum aquaticum* (Cd) und *Danio rerio* (As, Cd, Hg, Zn) sowie positive Korrelationen für *Caenorhabditis elegans* (As, Pb, Cr, Cu, Ni) und *Arthrobacter globiformis* (As, Pb, Cr, Cd, Cu , Hg, Zn).
Zwischen den Effektdaten und den organischen Verbindungen wurde nur eine positive Korrelation für *Arthrobacter globiformis* (TV2) mit der Summe der PAK[5] gefunden. Betrachtet man die TOC[5]-normierten Konzentrationen der organischen Verbindungen, wurden einige schwache, negative Korrelationen v.a. für die MKW[5] (*Saccharomyces, Caenorhabditis, Danio, Arthrobacter*), aber auch für die PCB[5] (*Caenorhabditis*), Phenole (*Arthrobacter*: OP[5], NP[5]) und andere Verbindungen (*Lumbriculus*: HCB[5], DDE[5], DDD[5], OCS[5]) gefunden. Zusätzlich wurden für *Myriophyllum*, *Saccharomyces* und *Danio* auch positive Korrelationen mit organischen Verbindungen ermittelt.
Für die zinnorganischen Verbindungen wurden mehrere v.a. negative Korrelationen für Dibutylzinn (*Lumbriculus*), Dioctylzinn (negativ: *Caenorhabditis*-Wachstum, *Danio*; positiv: *Arthrobacter*) sowie Monooctylzinn (*Danio*) gefunden.
Zieht man die Schadstoffklassifizierung der prioritären Stoffe nach ARGE Elbe (1996) und HABAK (1999) heran, so zeigte sich eine positive Korrelation der Mortalität von *Danio rerio* mit der Schwermetallklasse.

Ein Nachteil dieser bivariaten Korrelationen ist allerdings, dass man die einzelnen Schadstoffe isoliert betrachtet. In der Realität ist es jedoch eine komplexe Mischung, die auf die Organismen in den Testsystemen wirkt. Daher wurden zusätzlich multivariate Analysen durchgeführt, die alle Schadstoffe in einer Analyse berücksichtigen können. Diese ergaben, dass v.a. die Schadstoffe iso-Nonylphenol, die organischen Zinnverbindungen Monobutylzinn und Dibutylzinn sowie die PCB einen signifikanten Einfluss auf die Reaktion der Testsysteme

[5] Abkürzungen s. Anhang B

hatten, da sie 87% der Gesamtvariabilität abbilden konnten. Die multivariaten Korrelationen zeigten für alle Testsysteme starke Korrelationen mit verschiedenen weiteren Schadstoffen, aber auch mit bestimmten Sedimenteigenschaften an.
So zeigten *Myriophyllum* und *Saccharomyces* starke negative Korrelationen v.a. mit den organischen Verbindungen DDT und DDE , *Caenorhabditis* v.a. mit Pb, den organischen Verbindungen HCB, MKW, DDD, DDE, OCS, PCB und den zinnorganischen Verbindugen DBT^5 und $TeBT^5$. Für *Lumbriculus* ergaben sich starke negative Korrelationen v.a. mit Cr und den organischen Verbindungen DDE, DDD, OP, MKW sowie der zinnorganischen Verbindung DBT. *Arthrobacter* zeigte starke negative multivariate Korrelationen v.a. mit den Schwermetallen Cd, Zn, Ni, Cu, Hg, der Summe der PAK und der zinnorganischen Verbindung TBT. Das Überleben von *Danio* war stark negativ mit den zinnorganischen Verbindungen MOT, MBT, DOT sowie mit dem As korreliert. Darüber hinaus ergab die multivariate Analyse auch starke positive Korrelationen v.a. der Testsysteme *Myriophyllum*, *Saccharomyces*, *Arthrobacter* und *Danio* mit verschiedenen Schadstoffen. Die multivariate Analyse stellt daher das bessere Tool dar, um Korrelationen der Biotestergebnisse mit den Schadstoffen zu ermitteln. Dabei zeigte sich für jedes der eingesetzten Testsysteme ein individuelles Muster. Trotzdem zeigten sich auch zwischen den Testsystemen starke Korrelationen. Ähnliche Muster gab es bei der Gruppe *Myriophyllum, Saccharomyces* und dem entgegengesetzt gerichteten *Arthrobacter*. Auch die Testsysteme mit *Lumbriculus variegatus* und mit *Caenorhabditis elegans* zeigten ein ähnliches Reaktionsmuster, der Fischeitest mit *Danio rerio* setzte sich dagegen von allen anderen Testsystemen ab. Die Details zur statistischen Auswertung sind in Anhang C dargestellt.

II.4 Zusammenfassung und Diskussion der SeKT-Projekt-Ergebnisse

Eines der Ziele des SeKT-Projekts war die Definition von Referenzbedingungen (Kontrollsediment, Toxizitätsschwellenwerte) für die SeKT-Testbatterie und die Bestimmung des Einflusses der natürlichen Sedimenteigenschaften. Ein erster Schritt war die Definition eines gemeinsamen Kontrollsediments. Es zeigte sich jedoch, dass die Ermittlung eines für alle beteiligten Testsysteme gültiges, optimales Kontrollsediment nicht möglich war. Es wurden allerdings zwei Kompromisslösungen – ein künstliches und ein natürliches Sediment – gefunden, mit denen die gemeinsamen Versuche im SeKT-Projekt durchführbar waren.
Weiterhin wurde die Variabilität der Sedimentkontakttests erfasst. Hierzu wurden die Variationskoeffizienten für die Test-inhärente Variabilität (VK_i) und für die Variabilität zwischen den Referenzsedimenten (VK_s) errechnet.
Für die Festlegung sinnvoller Toxizitätsschwellenwerte wurden die Bewertungsparameter minimal detektierbare Differenz (MDD), basierend auf der Test-inhärenten Variabilität und die maximal tolerierbare Hemmung (MTI), basierend auf der Variabilität der Testergebnisse, die durch die natürlichen Sedimenteigenschaften hervorgerufen wurden, errechnet. Unter Berücksichtigung beider Parameter wurden die Toxizitätsschwellenwerte für die einzelnen Testsysteme festgelegt. Durch diese Schwellenwerte wird es möglich, vom Sediment ausgehende schädigende Effekte auf die Testorganismen von Effekten, die auf den natürliche Eigenschaften der untersuchten Sedimente beruhen, zu unterscheiden. Außerdem zeigte sich

durch die Einführung der MTI, dass für eine stabile Bewertung mittels der SeKT-Testbatterie keine gemeinsame Kontrolle notwendig ist. Letztlich kann jedes Testsystem seine eigene, testinterne Kontrolle einsetzen und darauf bezogen den testspezifischen Toxizitätsschwellenwert berechnen.

Ein weiteres Ziel war die Überprüfung der Anwendbarkeit der SeKT-Testbatterie. Hierzu wurden diverse belastete und gering belastete, natürliche Sedimente untersucht. Es wurden dabei signifikante Wachstumsänderungen in Abhängigkeit vom untersuchten Sediment für die meisten Sedimentkontakttests beobachtet. Dies zeigt, dass sich die SeKT-Testbatterie für die Bewertung von Gewässersedimenten eignet. Einzige Ausnahme ist der Hefekontakttest, der aufgrund seiner hohen toxischen Effekte, sowohl in chemisch eher gering belasteten als auch belasteten Sedimenten, und seiner randständigen Position in der multivariaten Analyse aus der Bewertung herausgenommen wurde. Leider konnte im Rahmen des SeKT-Projekts noch keine eindeutige Ursache als Erklärung für diese hohen Hemmwerte ermittelt werden. Weitere Untersuchungen zur Verbesserung der Vorschrift können möglicherweise zur Aufklärung der Problematik beitragen. Ein breiter Einsatz des Hefetests bei der Untersuchung von natürlichen Sedimenten ist daher zur Zeit noch nicht möglich. Jedoch kann der Hefetest bei der Untersuchung von bekannten Sedimenten, z.B. bei der Untersuchung von dotierten Sedimenten, gut eingesetzt werden.

Die multivariate Analyse der belasteten Sedimente konnte zeigen, dass die verwendeten Testsysteme unterschiedlich auf die verschiedenen Schadstoffe sowie die Sedimenteigenschaften reagierten. Ähnliche Muster ergaben sich bei den Testsystemen mit *Myriophyllum aquaticum, Saccharomyces cerevisiae* und dem entgegengesetzt gerichteten Testsystem mit *Arthrobacter globiformis*. Auch die Testsysteme mit *Lumbriculus variegatus* und mit *Caenorhabditis elegans* (Endpunkt: Längenwachstum) zeigten ein ähnliches Reaktionsmuster, der Fischeitest mit *Danio rerio* setzte sich dagegen von allen anderen Testsystemen ab. Bei *Caenorhabditis elegans* wurde außerdem deutlich, dass das Reaktionsmuster nicht nur vom Testorganismus abhängig ist, sondern auch von dem betrachteten Endpunkt.
Mit der multivariaten statistischen Analyse konnten zahlreiche Korrelationen der Testsysteme mit den Sedimenteigenschaften nachgewiesen werden, dagegen wurden nur wenige bivariate Korrelationen gefunden. Bei der multivariaten Analyse der unbelasteten Sedimente wurden zwei besonders bedeutende Variablen, die grobe Sandfraktion von 630-2000 µm (Sa630) sowie der TOC-Gehalt, ermittelt, die zusammen fast 50% der Gesamtvarianz im Datensatz erklären konnten. Unter Berücksichtigung dieser beiden Sedimenteigenschaften als Kovariablen konnten in der multivariaten Analyse der belasteten Sedimenten vier Schadstoffgruppen identifiziert, die einen signifikanten Varianzanteil der Effekte erklären konnten. Dies waren die Zinnverbindungen Monobutylzinn und Dibutylzinn sowie iso-Nonylphenol und die PCB.

Insgesamt wurde die Interpretation der Testergebnisse durch die Verwendung der ermittelten Toxizitätsschwellenwerte deutlich verbessert. Es wurden Grundlagen für den Einsatz einer Sedimentkontakttestbatterie in der Sedimentbewertung geschaffen.

Ebenso wurde mit der Vorstellung des auf der SeKT-Testbatterie basierenden, ökotoxikologischen Klassifikationssystems eine wertvolle Grundlage für zukünftige Handlungsanweisungen zur Bewertung von Gewässersedimenten ausgearbeitet.

Zsammenfassend lässt sich sagen, dass die SeKT-Testbatterie als Kombination der Sedimentkontakttests mit Pflanzen (*Myriophyllum aquaticum*), Bakterien (*Arthrobacter globiformis*), Würmern und Oligochaeten (*Caenorhabditis elegans, Lumbriculus variegatus*) und Fischen (*Danio rerio* Fischeier) gut geeignet ist, um zu einem ökotoxikologischen Bewertungskonzept beizutragen. Die SeKT-Testbatterie lässt sich in Sediment-Monitoringprogrammen über einen längeren Zeitraum oder zur Erfassung eines Fließgewässer-Längsprofils gut einsetzen. So genannte „hot spots“ können dadurch erfasst werden.

II.5 Publikationen

II.5.1 Erfolgte Veröffentlichungen

Feiler U, Ahlf W, Höss S, Hollert H, Neumann-Hensel H, Meller M, Weber J & Heininger P (2005): The SeKT Joint Research Projekt: Definition of Reference Conditions, Control Sediments and Toxicity Thresholds for Limnic Sediment Contact Tests. ESPR – Environ Sci & Pollut Res 12 (5), 257-258.

Feiler U, Ahlf W, Höss S, Seiler T-B, Hollert H, Melbye K, Neumann-Hensel H, Meller M, Weber J & Heininger P (2005): Das SeKT Verbundprojekt: Definition von Referenzbedingungen, Kontrollsedimenten und Toxizitätsschwellenwerten für limnische Sedimentkontakttests. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 17 (4) 250-251.

Feiler U & Heininger P (2009): Sediment contact tests as tool for the assessment of sediment quality in German Rivers (SeKT-project). In: Feiler U, Höss S, Heininger P (Eds.) Sediment Contact Tests – Reference conditions, control sediments, toxicity thresholds. BfG-Veranstaltungen 2/2009, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

II.5.2 Posterpräsentationen auf Fachtagungen

Feiler U, Neumann-Hensel H, Höss S, Meller M, Weber J, Ahlf W, Hollert H, Heininger P (2005): Definition von Referenzbedingungen, Kontrollsedimenten und Toxizitätsschwellenwerten für limnische Sedimentkontakttests (SeKT). 10. SETAC-GLB Jahrestagung "Prozesse verstehen – Risiken bewerten", Basel, Schweiz, 28.-30. September 2005.

Feiler U, Ahlf W, Fahnenstich C, Gilberg D, Hammers-Wirtz M, Höss S, Hollert H, Meller M, Melbye K, Neumann-Hensel H, Ratte H-T, Seiler T-B, Spira D, Weber J, Heininger P (2007): The SeKT Joint Research Project: Toxicity comparison of various freshwater sediment contact tests in spiked natural and artificial sediments. SETAC Europe 17th Annual Meeting, Porto, Portugal, 20.-24. May 2007.

Feiler U, Ahlf W, Fahnenstich C, Gilberg D, Hammers-Wirtz M, Höss S, Hollert H, Meller M, Melbye K, Neumann-Hensel H, Ratte H-T, Seiler T-B, Spira D, Weber J, Heininger P (2007): SeKT-Verbundprojekt: Toxizitätsvergleich von unterschiedlichen limnischen Sedimentkontakttests mit dotierten natürlichen und künstlichen Sedimenten. SETAC-GLB, 12. Jahrestagung Leipzig, 13.-15. September 2007.

Feiler U, Ahlf W, Fahnenstich C, Gilberg D, Hammers-Wirtz M, Höss S, Hollert H, Meller M, Melbye K, Neumann-Hensel H, Ratte H-T, Seiler T-B, Spira D, Weber J, Heininger P (2008): The SeKT joint research project: Comparison of various sediment contact tests applied to polluted natural freshwater sediments. SETAC Europe 18th Annual Meeting, Warsaw, Poland, 25..-29. May 2008.

Feiler U, Ahlf W, Fahnenstich C, Gilberg D, Hammers-Wirtz M, Höss S, Hollert H, Meller M, Melbye K, Neumann-Hensel H, Ratte H-T, Seiler T-B, Spira D, Weber J, Heininger P (2008): SeKT Verbundprojekt: Vergleichende Untersuchungen von limnischen anthropogen belasteten Sedimenten mit unterschiedlichen Sedimentkontakttests. 3. Gemeinsame Jahrestagung von SETAC GLB und GDCh Frankfurt, 23.-26. September 2008

II.5.3 Vorträge auf Fachtagungen

Feiler U, Ahlf, W, Fahnenstich C, Neumann-Hensel H, Melbye K, Höss S, Hollert H, Seiler T-B, Meller M, Gilberg D, Weber J, Hammers-Wirtz M, Ratte H-T, Heininger P (2006): Definition of Reference Conditions, Control Sediments and Toxicity Thresholds for

Limnic Sediment Contact Tests, SEDYMO – Sediment dynamics and pollutant mobility in river basins, International Symposium, 26.-29. March, 2006, Hamburg-Harburg.

Feiler U, Spira D, Heininger P, Fahnenstich C, Ahlf W, Neumann-Hensel H, Melbye K, Höss S, Hollert H, Seiler T-B, Meller M, Gilberg D, Weber J, Hammers-Wirtz M, Ratte H-T. (2006): The SeKT – Joint Research Project: Definition of Reference Conditions, Control Sediments and Toxicity Thresholds for Limnic Sediment Contact Tests. SETAC Europe 16th Annual Meeting, The Hague, 7.-11. May, 2006.

Feiler U, Ahlf W, Fahnenstich C, Gilberg D, Hammers-Wirtz M, Höss S, Hollert H, Melbye K, Meller M, Neumann-Hensel H, Ratte H-T, Seiler TB, Spira D, Weber J, Heininger P (2008): Sediment contact tests as tool for the assessment of sediment quality in German rivers (SeKT-project). SETAC 5th World Congress, Sydney, Australia.

Feiler U, Ahlf W, Fahnenstich C, Gilberg D, Hammers-Wirtz M, Höss S, Hollert H, Melbye K, Meller M, Neumann-Hensel H, Ratte H-T, Seiler TB, Spira D, Weber J, Heininger P (2008): The SeKT-Joint Research Project – Evaluation of a Biotest Battery Proposed for Sediment Risk Assessment. SeKT –Symposium on Sediment Contact Tests, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

II.5.4 Veröffentlichungen in Vorbereitung

Höss S, Ahlf W., Fahnenstich W, Gilberg D, Hollert H, Melbye K, Meller M, Hammers-Wirtz M, Heininger P, Neumann-Hensel H, Ratte, H-T, Seiler Th-B, Spira D, Weber J, Feiler U, (2009). Variability of freshwater sediment contact tests in sediments with low anthropogenic contamination – Determination of toxicity thresholds. Environmental Pollution (eingereicht)

Seiler T-B, Ahlf W, Fahnenstich W, Gilberg D, Höss S, Hollert H, Melbye K, Meller M, Hammers-Wirtz M, Heininger P, Neumann-Hensel H, Spira D, Weber J, Feiler U, (in Vorbereitung). Toxicity assessment of spiked artificial and natural freshwater sediments using a battery of sediment contact tests.

Feiler U, Ahlf W, Fahnenstich C, Gilberg D, Hammers-Wirtz M, Höss S, Hollert H, Meller M, Neumann-Hensel H, Ratte H-T, Seiler T-B , Spira D, Weber J, Heininger P (in Vorbereitung). Sediment contact tests as tool for the assessment of sediment quality in German rivers.

II.6 Literaturverzeichnis

Ahlf W (1995): Biotests an Sedimenten. In: Steinberg C, Bernhardt H , Klappner H (Editors), *Handbuch Angewandte Limnologie Teil Aquatische Ökotoxikologie*. Ecomed, Landsberg, pp. 1-43

Ahlf W, Dahm M, Förstner U, Metzko SW- (1991): Biologisches Bewertungskonzept für Sedimente. *Vom Wasser* 76, 215-223

Ahlf W, Braunbeck T, Heise S, Hollert H (2002a): Sediment and Soil Quality Criteria. In: Burton F, McKelvie I, Förstner U , Guenther A (Editors), *Environmental Monitoring Handbook.* McGraw-Hill, New York, pp. 17.1-18

Ahlf W, Hollert H, Neumann-Hensel H, Ricking M (2002b): A Guidance for the Assessment and Evaluation of Sediment Quality: A German Approach Based on Ecotoxicological and Chemical Measurements. *JSS-J.Soils & Sediments* 2, 37- 42.

Ankley GT, Benoit DA, Hoke RA, Leonard EN, West CW, Phipps GL, Mattson VR, Anderson LA (1993): Development and evaluation of test methods for benthic invertebrates and sediments: Effects of flow rate and feeding on water quality and exposure conditions. *Arch.Environ.Contam.Toxicol.* 25, 12-19.

Ankley GT, Benoit DA, Balough JC, Reynoldson T-B, Day KE, Hoke RA (1994): Evaluation of potential confounding factors in sediment toxicity tests with three freshwater invertebrates. *Environ.Toxicol.Chem.* 13, 627-635.

ARGE Elbe (1996): Umgang mit belastetem Baggergut an der Elbe – Zustand und Empfehlungen. *Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe*.

Baeyens W, de Brauwere A, Brion N, De Gieter M, Leermakers M (2007): Arsenic speciation in the River Zenne, Belgium, *Science of the Total Environment* 384, 409–419.

BfG (2003): Untersuchung und Beurteilung von Sedimentablagerungen im Neckar-Seitenkanal Kochendorf, BfG-1378, *Bundesanstalt für Gewässerkunde*.

BfG (unveröffentlicht), Sediment- und Bodenkataster der WSV, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

Burton GA (1995): Sediment toxicity testing issues and methods. In: Hoffman DJ, Rattner BA, Burton GA, Cairns J (Editors), *Handbook of Ecotoxicology*. Lewis-Publishers, Boca Raton, pp. 70-103

Casper P & Koschel R (1995): Description of Lake Stechlin. *Limnologica* 25, 281-284.

DIN 38412-48: Testverfahren mit Testorganismen; Teil 48. *Arthrobacter globiformis* Kontakttest für kontaminierte Feststoffe.

DIN 38415-6 (2001): Bestimmung der nicht akut giftigen Wirkung von Abwasser auf die Entwicklung von Fischeiern (T6), Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Suborganismische Testverfahren (Gruppe T). Fischeitest

Duft M, Schulte-Oehlmann U, Tillmann M, Markert B, Oehlmann J (2003a): Toxicity of triphenyltin and tributyltin to the freshwater mudsnail Potamopyrgus antipodarum in a new sediment biotest. *Environ.Toxicol.Chem.* 22, 145-152.

DeWitt TH, Ditsworth GR, Swartz RC (1988): Effects of natural sediment features on survival of the phoxocephalid amphipod, *Rhepoxynius abronius*. *Mar.Environ.Res*. 25, 99-124.

DeWitt TH, Swartz RC, Lamberson JO (1989): Measuring the acute toxicity of estuarine sediments. *Environ.Toxicol. Chem*. 8, 1035-1048.

Egeler P, Junker T, Meller M, Römbke J, Knacker T (2003): Ring tests for sediment toxicity and bioaccumulation with aquatic oligochaetes. 13th Annual Meeting of SETAC Europe, 2003, Brussels, Belgium, Society of Environmental Toxicology and Chemistry. Ref Type: Conference Proceeding

Feiler U, Krebs F (1999): Entwicklung und Anwendung pflanzlicher Biotestverfahren für ökotoxikologische Sedimentuntersuchungen, In: Oelmann,J, Markert,B (Hrsg.), *Ökotoxikologie - Ökosystemare Ansätze und Methoden*, Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg, pp 436-443.

Feiler U, Kirchesch I, Heininger P (2004): A new plant bioassay for aquatic sediments. *J Soils & Sediments* 4, 261-266.

Feiler U, Pelzer J, Heininger P (2006a): Entwicklung und Erprobung eines Sedimentkontakttests mit höheren Pflanzen zur Beurteilung der Gewässerqualität. BfG-1490, *Bundesanstalt für Gewässerkunde*, Koblenz.

Feiler U, Krebs F., Heininger P (2006b): Aquatic plant bioassays used in the assessment of water quality in German rivers. *Hydrobiologia* 570, 67-71.

Förstner U, Calmano W, Ahlf W, Kersten M (1989): Ansätze zur Beurteilung der Sedimentqualität von Gewässern. *Vom Wasser* 73, 25-42

HABAK-WSV (1999): Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Küstenbereich. *Bundesanstalt für Gewässerkunde*, Koblenz.

Heininger P, Pelzer J, Claus E, Pfitzner S (2003): Results of long-term sediment quality studies on the river Elbe. *Acta hydrochimica and hydrobiologica* 31 (4-5), 356-367.

Henschel T, Calmano W, Maaß V, Krebs F (2003): Kontaminierte Sedimente - Gefährdungsabschätzung von Gewässersedimenten - Handlungsempfehlungen und Bewertungsvorschläge für eine integrierte Bewertung. In: Steinberg C, Bernhardt H , Klappner H (Editors), *Handbuch Angewandte Limnologie Teil Aquatische Ökotoxikologie*. Ecomed, Landsberg, pp. 1-27.

Hollert H, Karaus U, Garke V, Uhde T, Braunbeck T (2000): Ökotoxikologische Untersuchungen von Neckarsedimenten - Forschungsbericht. Forschungsverbund „Sedimentkataster Neckar 1999“ der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. Zoologisches Institut I der Universität Heidelberg - Aquatische Ökologie und Toxikologie, Heidelberg, 85 S.

Hollert H, Heise S, Pudenz S, Brüggemann R, Ahlf W, Braunbeck T (2002): Application of a sediment quality triad and different statistical approaches (hasse diagrams and fuzzy logic) for the comparative evaluation of small streams. *Ecotoxicology* 11, 311-321

Hollert H, Keiter S, König N, Rudolf M, Braunbeck T (2003b): A New Sediment Contact Assay to Assess Particle-bound Pollutants Using Zebrafish (*Danio rerio*) Embryos. *JSS-J.Soils & Sediments* 3, 197-207.

Höss S, Haitzer M, Traunspurger W, Steinberg C (1999): Growth and fertility of *Caenorhabditis elegans* (Nematoda) in unpolluted freshwater sediments - response to particle size distribution and organic content. *Environ.Toxicol.Chem.* 18, 2921-2925.

Kammenga JE, Van Koert PHG, Riksen JAG, Korthals GW, Bakker J (1996): A toxicity test in artificial soil based on the life history strategy of the nematode *Plectus acuminatus*. *Environ.Toxicol.Chem.* 15, 722-725.

Keiter S, Böttcher M, Grund S, Seitz N, Braunbeck T, Hollert H (2009): Der Fischrückgang in der oberen Donau, *Umweltwiss Schadst Forsch* 21, 186-196.

Lahr J, Maas-Diepeveen JL, Stuijfzand SC, Leonards PEG, Drüke JM, Lücker S, Espeldoorn A, Kerkum LCM, van Stee LLP, Hendriks AJ (2003): Responses in sediment bioassays used in the Netherlands: Can observed toxicity be explained by routinely monitored priority pollutants? *Water Research* 37, 1691-1710.

Nipper MG, Roper DS (1995): Growth of an amphipod and a bivalve in uncontaminated sediments: Implications for chronic toxicity assessments. *Mar.Pollut.Bull.* 31, 424-430.

OECD 207 (1984): *Guideline for the Testing of Chemicals No. 207: Earthworm acute toxicity test.*

OECD 218 (2004): *Guideline for the Testing of Chemicals No. 218: Sediment-water chironomid toxicity test using spiked sediment.*

Phipps GL, Ankley GT, Benoit DA (1993): Use of the aquatic oligochaete *Lumbriculus variegatus* for assessing the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants. *Environ.Toxicol.Chem.* 12, 269-279.

Ricking M, Schwarzbauer J, Franke S (2003): Molecular markers of anthropogenic activity in sediments of the Havel andSpree Rivers (Germany). *Water Research 37*, 2607–2617.

Rönnpagel K, Liss W, Ahlf W (1995): Microbial bioassay to assess the toxicity of solid-associated contaminants. *Ecotoxicol.Environ.Saf.* 31, 99-103.

Sibley PK, Benoit DA, Ankley GT (1998): Life cycle and behavioural assessment of the influence of substrate particle size on *Chironomus tentans* (Diptera: Chironomidae) in laboratory assays. *Hydrobiologia* 361, 1-9.

Suedel,BC, Rodgers,JH, Jr. (1994b): Responses of *Hyalella azteca* and *Chironomus tentants* to particle size distribution and organic matter content of formulated and natural freshwater sediments. *Environ.Toxicol.Chem.* 13, 1639-1648.

Stesevic D, Feiler U, Sundic D, Mijovic S, Erdinger L, Seiler T-B, Heininger P, Hollert H, (2007): Comparing growth development of *Myriophyllum* spp. in laboratory and field experiments for ecotoxicological testing. *J Soils &Sediments* 7, 342-349.

Swartz RC, DeBenm W.A., Jones JKP, Lamberson JO, Cole FA (1985): Phoxocephalid amphipod bioassay for marine sediment toxicity, In Cardwell,RD, Purdy,R, Bahner,RC (Hrsg.), *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment STP 854 American Society for Testing and Materials*, ASTM, Philadelphia, pp 284-307.

Traunspurger W, Haitzer M, Höss S, Beier S, Ahlf W, Steinberg (1997): Ecotoxicological assessment of aquatic sediments with *Caenorhabditis elegans* (nematoda) - A method for testing in liquid medium and whole sediment samples. *Environ.Toxicol.Chem.* 16, 245-250.

U.S.Environmental Protection Agency (1998): *Evaluation of dredged material proposed for discharge in waters of the U.S. - Testing manual*, EPA-823-B-98-004, Washington, D.C.

U.S.Environmental Protection Agency (2000): *Methods for testing the toxicity and Bioaccumulation of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates*, EPA 600/R-99/064 , Washington, DC.

Weber J, Pfitzner S, Plantikow A, Claus E, Heininger P, Manz W, Kreutzmann J (2004): A Particle Contact Bioassay with the Yeast *Saccharomyces cerevisiae* for Assessment of Contaminated Sediments. *J Soils & Sediments* 6, 310-386.

Wilken M, Walkow F, Jager E, Zeschmar-Lahl B (1994): Flooding area and sediment contamination of the River Mulde (Germany) with PCDD/F and other organic pollutants. *Chemosphere 29:2237-2252.*

Wang (1999): Porewater toxicity testing: does it make sense? *SETAC-Europe News* 10, 6-7

Zimmer M, Ahlf W 1994: Erarbeitung von Kriterien zur Ableitung von Qualitätszielen für Sedimente und Schwebstoffe. UBA Texte 69/94, Umweltbundesamt Berlin.

III Darstellung der Ergebnisse der einzelnen SeKT – Teilvorhaben

Die im Verbundprojekt erzielten Ergebnisse und die entsprechenden Verwertungspläne werden in den folgenden Kapiteln, nach Teilvorhaben aufgeschlüsselt, dargestellt. Die für alle Teilvorhaben notwendigen chemischen Analysen der untersuchten natürlichen Sedimente befinden sich in Anhang B, die ausführliche statistische Auswertung der Ergebnisse in Anhang C.

III.1 Sedimentkontakttest mit *Myriophyllum aquaticum* (TV1)

Ute Feiler, Denise Spira und Peter Heininger
Bundesanstalt für Gewässerkunde

In der BfG wurde im Rahmen eines BMBF-Projekts (FKZ 02WU0240) ein neuer Sedimentkontakttest mit der Wasserpflanze *Myriophyllum aquaticum* (Myriophyllumtest) entwickelt (Feiler et al., 2004). *M. aquaticum* ist als Primärproduzent ein Vertreter der Produzentenebene. Im Testansatz wächst *M. aquaticum* emers und wurzelt direkt im Sediment. Potentielle Schadstoffe werden über die Wurzel aufgenommen. Der Test zeichnet sich durch seine einfache Handhabung, seine breite Anwendbarkeit und seine hohe ökologische Relevanz aus. Er wurde bereits bei der Untersuchung von verschiedenen Gewässersedimenten erfolgreich eingesetzt (Feiler et al., 2004, 2006a, 2006b; Stesevic et al., 2007; Knauer et al., 2008). Die Ergebnisse gingen in die Bewertung von Sedimenten verschiedener deutscher Flussgebietseinheiten mit ein (Feiler & Krebs, 1999, Feiler et al., 2006a, Sediment- und Bodenkataster der WSV (BfG, unveröffentlicht)).

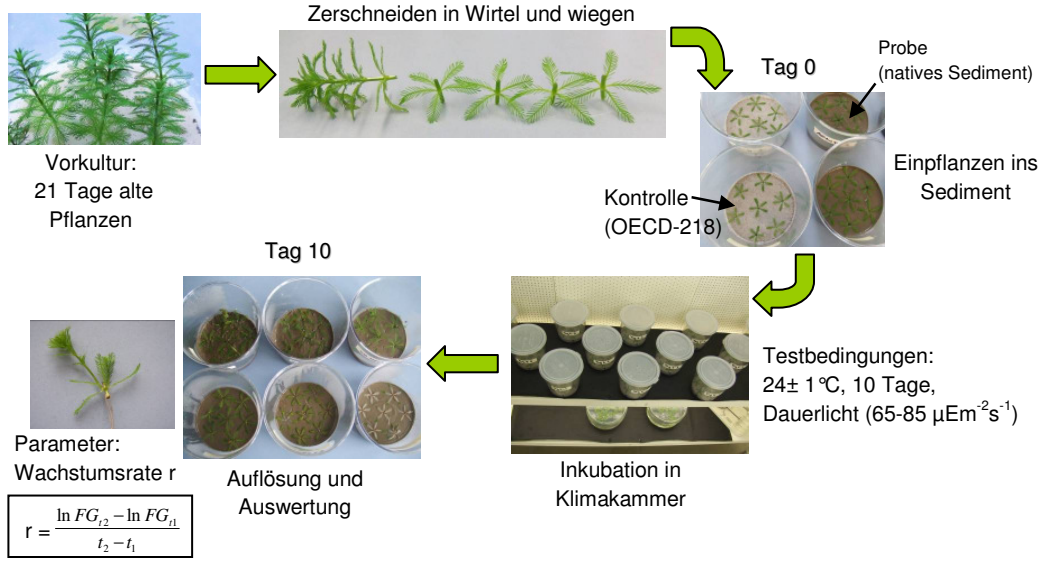


Abbildung III.1-1: Schematische Darstellung des Myriophyllumtests

III.1.1 Erzielte Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse des TV1 mit dem pflanzlichen Sedimentkontakttest (Myriophyllumtest) vorgestellt. Der Sedimentkontakttest mit *Myriophyllum aquaticum* ist von Feiler et al. (2004, 2006a) ausführlich beschrieben.

III.1.1.1. Gering belastete Sedimente

Im ersten Arbeitspaket des Verbundprojekts wurden künstliche und natürliche, belastete oder gering belastete Sedimente untersucht. Ziel war es, die Schwankungsbreite des Myriophyllumtests im Vergleich zu den anderen Testsystemen zu erfassen und für alle Testsysteme geeignete Kontrollsedimente zu definieren. Hierzu wurden zehn künstliche (Zusammensetzung s. Tabelle III.1-1 und Anhang A) und zwölf anthropogen gering belastete, natürliche Sedimente (s. Anhang A) mit dem Myriophyllumtest untersucht.

III.1.1.1.1. Künstliche Sedimente

Die künstlichen Sedimente wurden jeweils mit und ohne Carboxymethylcellulose (CMC) untersucht. Dies sollte dazu dienen, die organischen Bestandteile (Kohlenstoffquellen) der künstlichen Sedimente mit den mineralischen Bestandteilen besser zu verbinden und einen Biofilm, ähnlich dem der natürlichen Sedimente zu simulieren. Alle künstlichen Sedimente wurden mit dem Myriophyllumtest untersucht, um den Einfluss der CMC auf das Testergebnis zu erfassen.

Tabelle III.1-1: Zusammenstellung der künstlichen Sedimente (Ausführliche Zusammensetzung in Anhang A)

Bezeichnung	Ursprung	Zusammensetzung	CMC
Sediment 1	Nematodentest	original	_
Sediment 2	Nematodentest	wie Sediment 1	+
Sediment 3	Nematodentest	wie Sediment 1, aber 4 % Cellulose statt Torf	_
Sediment 4	Nematodentest	wie Sediment 3	+
Sediment 5	BfG-Sediment V	original	_
Sediment 6	BfG-Sediment V	wie Sediment 5	+
Sediment 7	OECD 218	original	_
Sediment 8	OECD 218	wie Sediment 7	+
Sediment 9	OECD 218	wie Sediment 7, aber 20 % Benthonit statt Kaolin	_
Sediment 10	OECD 218	wie Sediment 9	+

Als Validitätskontrolle für den Myriophyllumtest wurde eine testsystemspezifische Negativkontrolle (Ko) mitgeführt. Hierzu wurde das künstliches Kontrollsediment nach OECD 207 standardmäßig verwendet.
Die im Rahmen dieses Arbeitspaketes durchgeführten Arbeiten (Abbildung III.1-2) zeigten, dass das Wachstum von *Myriophyllum* in den künstlichen Sedimenten 5 und 7 im Vergleich zum Kontrollsediment (Ko = OECD 207) signifikant erhöht war. Bei diesen Sedimenten

handelt es sich um das BfG-Sediment V (Sediment 5) und das Sediment aus der OECD 218 Richtlinie (Sediment 7). Beide Sedimente kommen als Kontrollsedimente in Frage.

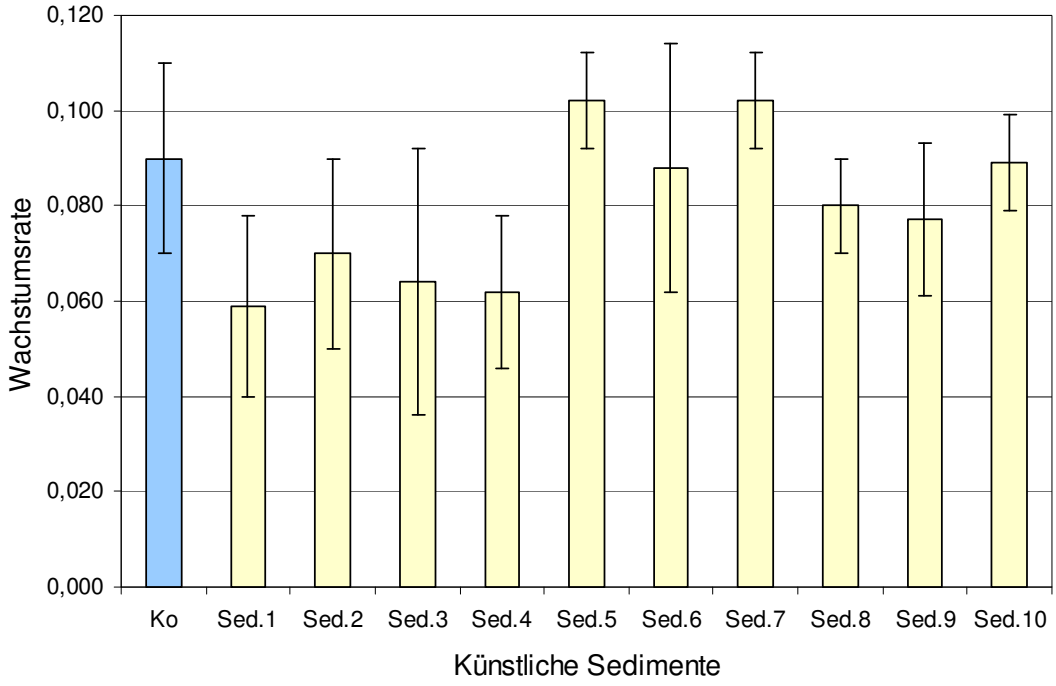


Abbildung III.1-2: Wachstumsverhalten von *Myriophyllum aquaticum* auf ausgewählten künstlichen Sedimenten im Myriophyllumtest (Ko, OECD 207; n=21, Fehlerbalken, Standardabweichung)

Die Zugabe von CMC führte generell zu keinem signifikant erhöhten Wachstumserfolg und erwies sich im Myriophyllumtest eher als ungeeignet.

Zusätzlich zu den Untersuchungen der zusammengesetzten künstlichen Sedimente wurden auch ein Quarzmehl (W4) und ein Quarzsand (F36), die sich hinsichtlich ihrer Korngröße unterscheiden, untersucht. W4 besteht aus Partikeln einer mittleren Korngröße von 65 µm und F36 aus Partikeln einer mittleren Korngröße von 170 µm (Fa. Millisil-Quarzwerke GmbH, Frechen). W4 und F36 wurden entsprechend mit Nährmedium aufbereitet und im Vergleich zu den künstlichen Sedimenten aus den Vorschriften OECD 207 und OECD 218 untersucht. Aus Abbildung III.1-3 wird deutlich, dass W4 als Kontrollsubstrat völlig ungeeignet ist, während *Myriophyllum aquaticum* auf F36 ebenso wie auf den beiden künstlichen Sedimenten durchaus zufriedenstellend wächst.

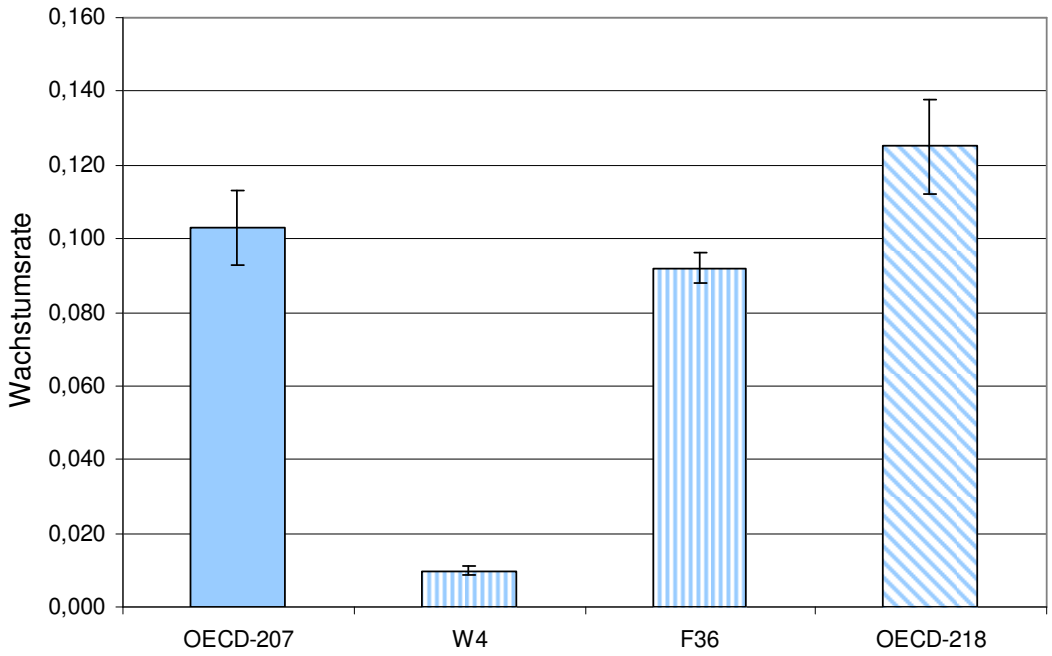


Abbildung III.1-3: Wachstumsverhalten von *Myriophyllum aquaticum* auf zwei Standardkontrollsedimenten (OECD 207 und 218) und zwei Quarzsanden (W4, F36). (Fehlerbalken, Standardabweichung; n=21)

Die Ergebnisse dieser Arbeiten wurden im Vergleich mit denen der Sedimentkontakttests der beteiligten Teilvorhaben (TV 2-7) ausgewertet. Von den getesteten künstlichen Sedimenten erwies sich nur das OECD 218 Sediment (Sed. 7) als geeignetes Kontrollsediment für die meisten der durchgeführten Biotests (vgl. Kapitel II.1.1). Allerdings mit Einschränkungen für den Nematoden- und Bakterienkontakttest. Um die Bedingungen für die beiden Biotests zu optimieren, wurden zusätzliche Untersuchungen mit unterschiedlichen Kaolingehalten im OECD 218 Sediment (20, 10 und 5% Kaolin) für alle Testsysteme durchgeführt.

Reduzierung des Kaolingehalts in der Zusammensetzung des OECD 218-Sediments
In Abbildung III.1-4 sind die Ergebnisse der Untersuchungen des OECD 218 Sediments mit unterschiedlichen Kaolin-Gehalten im Vergleich zum testspezifischen künstlichen Sediment nach OECD 207 im Myriophyllumtest dargestellt. Die veränderten Kaolingehalte hatten keinen signifikanten Einfluss auf das Wachstumsverhalten von *Myriophyllum*. Alle drei Varianten des OECD 218 Sediments sind folglich für den Myriophyllumtest als Kontrollsedimente geeignet.

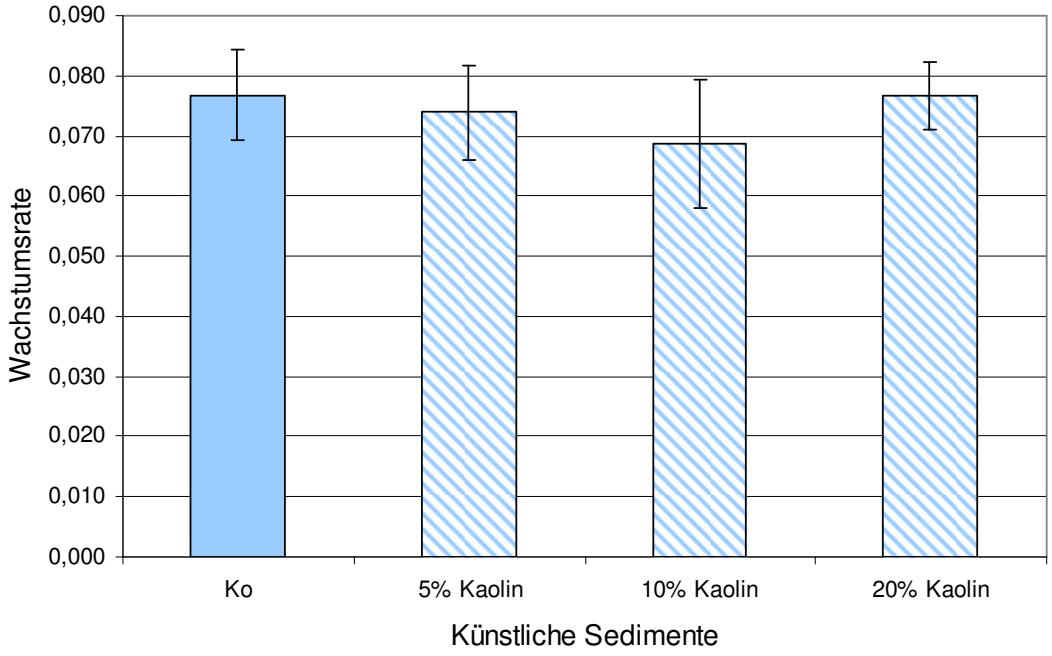


Abbildung III.1-4: Wachstumsverhalten von *Myriophyllum aquaticum* auf künstlichem OECD 218 Sediment mit unterschiedlichen Kaolin-Gehalten (Ko, OECD 207; Fehlerbalken, Standardabweichung; n=21)

Die Ergebnisse dieser Arbeiten wurden zusammen mit den Ergebnissen der anderen Verbundpartner ausgewertet. Als Ergebnis dieser Untersuchungen zeigte sich, dass das OECD 218 Sediment mit 5% Kaolingehalt für alle Testsysteme geeignet war. Mit dem OECD 218 Sediment mit 5% Kaolingehalt konnte ein künstliches Sediment ermittelt werden, dass für alle im Forschungsverbund eingesetzten Biotests geeignete Kontrollbedingungen bietet (vgl. Kapitel II.1.1).

III.1.1.1.2. Natürliche Sedimente mit geringer anthropogener Belastung

Alternativ zum künstlichen Kontrollsediment sollte ein für alle im Verbundprojekt beteiligten Biotests als Kontrolle geeignetes natürliches Sediment ermittelt werden. Ein solches Sediment kann im Idealfall als Referenzsediment für alle Testsysteme gleichermaßen dienen. Zu diesem Zweck wurden im Verbundprojekt zwölf gering belastete Sedimente untersucht (vgl. Anhang A, B).
Seitens der BfG wurde dazu eine Liste mit gering belasteten Probenentnahmestellen für Sedimente erstellt. Unter Zugrundelegung eigener Untersuchungsergebnisse und der Erfahrungen einzelner Verbundpartner, wurden in einer ersten Vorauswahl 18 gering belastete Beprobungsstellen zusammengefasst. In einem zweiten Schritt wurden daraus 12 Probenentnahmestellen ausgewählt. Die Kriterien zur Auswahl der Referenzstellen, sowie die Liste der ausgewählten Sedimente finden sich in Anhang A. In Tabelle III.1-2 sind die ausgewählten Sedimententnahmestellen zusammengefasst.

Tabelle III.1-2: Ausgewählte Probenentnahmestellen für die Untersuchung von natürlichen gering belasteten Sedimenten (L=Lake=See; R=River=Fluss; kursiv, Serie 1; normal, Serie 2)

Code	Probe	Gewässer	Flussgebiets-einheit	Gewässertyp
PA-R	*Parchim*	*Müritz-Elde-Wasserstrasse*	*Elbe*	*Fluss*
PO-L	*Possenhofen*	*Starnberger See*	*Donau*	*See*
ST-L	*Starnberg*	*Starnberger See*	*Donau*	*See*
BA-R	*Bad Abbach*	*Donau*	*Donau*	*Fluss*
JO-R	*Jochenstein*	*Donau*	*Donau*	*Fluss*
DM-L	*Drontermeer*	*Drontermeer (NL)*	*Rhein*	*See*
LO-L	Lohmen	Lohmer See	Warnow-Peene	See
N1-L	Neuglobsow Steg	Stechlin See	Elbe	See
LW-R	Langwedel	Weser	Weser	Fluss
AA-R	Altrip	Rhein (Altrhein)	Rhein	Fluss
EB-R	Ehrenbreitstein	Rhein	Rhein	Fluss
N2-L	Neuglobsow	Stechlin See	Elbe	See

Aufgrund der Untersuchungskapazität der Biotestmethoden erfolgte die Testung der ausgewählten Sedimente in zwei Serien (Tabelle III.1-2). In Abbildung III.1-5 sind die Ergebnisse beider Serien zusammengefasst. Die ausführliche statistische Auswertung der Ergebnisse befindet sich in Anhang C.

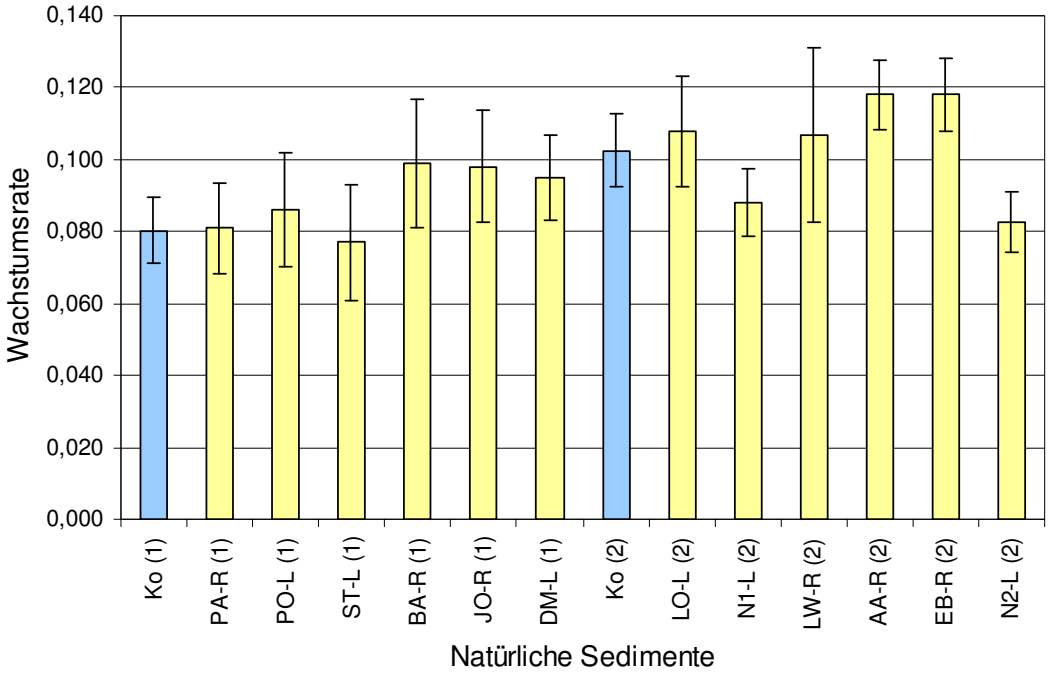


Abbildung III.1-5: Wachstumsverhalten von *Myriophyllum aquaticum* auf natürlichen, anthropogen gering belasteten Sedimenten (Ko, OECD 207; (1,2), Serien 1 und 2; n=21, Fehlerbalken, Standardabweichung)

Myriophyllum aquaticum zeigte in fast allen untersuchten natürlichen, anthropogen gering belasteten Sedimenten im Vergleich zur mitgeführten Negativkontrolle (künstliches Sediment nach OECD 207) ein gutes bis sehr gutes Wachstum. Das Wachstum war in den Sedimenten BA-R, JO-R und DM-L signifikant höher als in der Kontrolle (Kontrolle Charge 1). Das Sediment vom Starnberger See (ST-L) führte zur geringsten Wachstumsrate von 0,077 und lag somit etwas unterhalb des durchschnittlichen Wachstums, allerdings war diese Abweichung nicht signifikant. In der zweiten Versuchshälfte (Charge 2) führten die beiden Seesedimente (N1-L und N2-L) zu einem signifikant verringerten Wachstum. In den Flusssedimenten AA-R und EB-R waren die Wachstumsraten der Pflanzen am höchsten. Es kann davon ausgegangen werden, dass diese beiden Sedimente (AA-R, EB-R) gut geeignete Bedingungen für das Wachstum von *Myriophyllum aquaticum* bieten.

Die Gesamtauswertung der Ergebnisse aller Verbundpartner zeigte die relativ gute Eignung von Altrip- und Lohmen-Sediment als gemeinsames Kontroll- bzw. Referenzsediment für alle Sedimentkontakttests in der SeKT-Testbatterie. Kompromisse mussten im Nematodentest (Kapitel III.3) und Bakterienkontakttest (Kapitel III.2) gemacht werden. Letztendlich wurde aber das Sediment Altrip (AA-R) ausgewählt, da es sich dabei um ein Flusssediment handelt und dies somit von höherer Relevanz bei der Untersuchung von Fließgewässern ist. Im weiteren Verlauf des Projektes stellte sich jedoch heraus, dass das Altrip-Sediment jahreszeitlichen Schwankungen hinsichtlich seiner Eignung als Referenz- oder Kontrollsediment besonders im Hefetest (Kapitel III.5) unterlag.

III.1.1.1.3. Varianz der Testparameter

Die Varianz der Testparameter spielt eine große Rolle bei der Bewertung der Testergebnisse. Um die Varianz des Myriophyllum-Testparameters abzuschätzen, wurden zwei Variationskoeffizienten errechnet (zum Vergleich s. Kapitel II.1.1.2.2 und Tabelle II.1-4):
Zum einen wurde der testinhärente Variationskoeffizient (VKi) errechnet. Er gibt die Variabilität eines Testparameters zwischen den Replikaten eines Sediments (Kontroll- oder Referenzsediment) wieder. Er ist unabhängig von den natürlichen Sedimenteigenschaften.
Zum anderen wurde der Sediment-Variationskoeffizient (VKs) bestimmt. Er gibt die Variabilität eines Testparameters zwischen den verschiedenen Referenzsedimenten (un- oder gering belastete Sedimente) an. Er ist somit ein Maß für den Einfluss der Sedimenteigenschaften auf den Testorganismus bzw. die Testparameter.
Für den Myriophyllumtest wurden der VKi bezogen auf das Kontrollsediment mit 11,2% bzw. 10,0% für die jeweilige Serie bestimmt, und der VKi bezogen auf die natürlichen Referenzsedimente mit 7,1%. Der VKs lag bei 13,5%. Somit lagen alle drei Variationskoeffizienten nah beieinander, was für eine geringe Streuung der Testergebnisse spricht.

III.1.1.1.4. Einfluss von Sedimenteigenschaften auf *Myriophyllum aquaticum*

Durch die Bestimmung der Korrelationen des Testparameters Wachstumsrate mit den verschiedenen, gemessenen Sedimenteigenschaften wurde festgestellt, dass vor allem die Korngrößenverteilung und die Qualität der Partikel (Mineralien) eine Rolle spielen (detaillierte Ergebnisse siehe Anhang C, Kapitel 4). In Abbildung III.1-6 werden beispielhaft die Korrelationen zwischen *Myriophyllum*-Wachstum und dem Magnesium-Gehalt sowie dem Sand-

Anteil > 200µm dargestellt. Grobkörnige Partikel wirkten sich negativ auf das Wachstum von *Myriophyllum aquaticum* aus, während Magnesium eine eher fördernde Wirkung hatte.

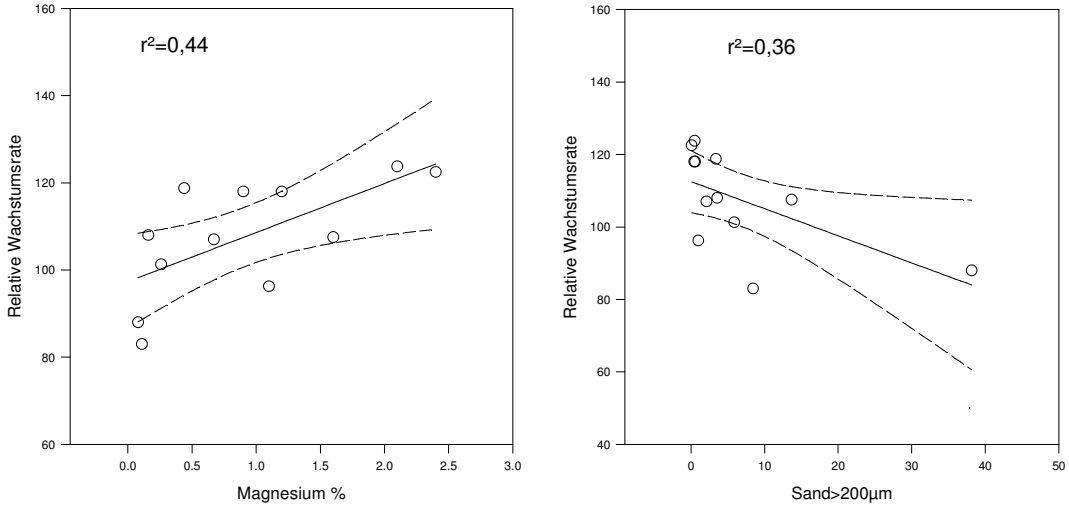


Abbildung III.1-6: Korrelationen des Wachstumsverhaltens von *Myriophyllum aquaticum* mit verschiedenen Sedimenteigenschaften (Magnesiumgehalt und Sandfraktion >200µm)

Die Abhängigkeit des Myriophyllum-Wachstums vom Sandanteil einer Sedimentprobe kann zum Beispiel die negativen Effekte der Seensedimente N1-L und N2-L (s. III.1.1.1.2) erklären. Beide Sedimente zeichnen sich durch einen hohen Anteil an grobkörnigem Material aus.

III.1.1.1.5. Bestimmung des Toxizitätsschwellenwertes

Für die Bestimmung des Toxizitätsschwellenwertes wurden folgende Parameter herangezogen (zum Vergleich s. Kapitel II.1.1.2.2 und Tabelle II.1-4):

a) Die MDD – „minimal detectable difference“ (kleinste detektierbare Differenz), basiert auf der testinternen Varianz eines Testparameters. Sie wird für jedes Sediment berechnet.

b) Die MTI – „maximal tolerable inhibition“ (maximal tolerierbare Hemmung) drückt die größte Hemmung aus, die in Bezug zur testinternen Kontrolle noch nicht als toxisch angesehen wird. Sie basiert auf der Variabilität der Testparameter, die durch die natürlichen Sedimenteigenschaften (von un- oder gering belasteten Referenzsedimenten) hervorgerufen wird.

In Tabelle III.1-3 sind die Variationskoeffizienten und der Toxizitätsschwellenwert für den Myriophyllumtest zusammengefasst.

Tabelle III.1-3: Variationskoeffizienten und Toxizitätsschwellenwert für den Myriophyllumtest
(VKi, VKs, testinterner bzw. sedimentspezifischer Variationskoeffizient; MDD, Minimal Detectable Difference; MTI, Maximal Tolerable Inhibition, KI, Konfidenzintervall)

Parameter	Wachstumsrate
Validitätskriterium	Wachstumsrate ≥ 0,075
Kontrollsediment	OECD 207
Testinhärente Kriterien	
% VKi (Kontrollsediment)	11,2 (Serie 1), 10,0 (Serie 2)
% VKi (95%KI) (Referenzsediment)	7,1 (4,1; 10,1)
% MDD (95% KI)	12,4 (9,4; 15,4)
Sediment spez. Kriterien	
Minimum (% der Kontrolle)	80,7
Maximum (% der Kontrolle)	123,0
Mittelwert (% der Kontrolle)	106,2
Standardabweichung (% der Kontrolle)	14,3
% VKs (% von Kontrolle)	13,5
% MTI (% von Kontrolle)	8,1
Toxizitätsschwellenwert (% Hemmung)	15

Der Toxizitätsschwellenwert (15%) wurde so gewählt, dass alle Variationskoeffizienten unterhalb des Schwellenwertes liegen. Alle wachstumshemmenden Effekte im Myriophyllumtest, die oberhalb dieser Schwelle liegen sind demnach „echte“ toxische Effekte, alle darunterliegenden sind auf den Einfluss der natürlichen Sedimenteigenschaften zurückzuführen.

III.1.1.2. Überprüfung der Testsysteme – Untersuchung dotierter Sedimente

Die Überprüfung der im Verbund eingesetzten Biotests auf der Basis der im Projektverlauf neu definierten Referenzbedingungen (Kontrollsedimente, Toxizitätsschwellenwerte) ist Ziel des zweiten Arbeitspakets. Hierzu kommen mit Schadstoffen dotierte Sedimente zum Einsatz.

Schadstoffdotierung

Zwei der im Arbeitspaket 1 ermittelten Kontrollsedimente, das natürliche Sediment aus Altrip Altrhein (AA-R) und das künstliche Sediment OECD 218 mit 5% Kaolin, sollten mit zwei unterschiedlichen Schadstoffgemischen dotiert und anschließend von allen Verbundpartnern getestet werden. Die Schadstoffgemische setzten sich aus Einzelsubstanzen zusammen, die hinsichtlich ihres ökotoxikologischen Verhaltens gut bekannt sind. Sie sollen nicht leicht flüchtig oder abbaubar sein und sich in ihren Adsorptionseigenschaften unterscheiden. Die Zusammensetzung der Gemische sollte eine Schnittmenge aus den Positivkontrollen-Daten der Verbundpartner sein. Folgende Zusammensetzungen haben sich daraus ergeben:

Schwermetall-Gemisch:
Zinkchlorid (4750 mg Zn / kg TG)
Nickel(II)-chlorid-hexahydrat (3400 mg Ni / kg TG)
Kupfer(II)-chlorid-dihydrat (2250 mg Cu / kg TG)
Cadmium-chlorid-1-hydrat (15 mg Ca / kg TG)

Angegeben sind die jeweils höchsten Konzentrationsstufen für die Voruntersuchungen zur Auswahl geeigneter Konzentrationsbereiche für die jeweiligen Sedimentkontakttests. Die Konzentrationen beziehen sich auf die Schwermetall-Ionen der eingesetzten chlorierten Schwermetall-Verbindungen. Bei der Auswahl der Konzentrationen der einzelnen Schwermetalle für das Gemisch wurde sich auf die natürlichen Gehalte der Schwermetalle im Tonstandard bezogen. Diese Hintergrundwerte wurden mit dem Faktor 50 multipliziert und als jeweils höchste Konzentrationsstufe eingesetzt. Für die schwermetalldotierten Sedimente wurden pH-Wertkontrollen mitgeführt, um eventuelle pH-Wertverschiebungen erkennen zu können.

Gemisch aus organischen Schadstoffen: (je 100 mg / kg TG, Aceton)
Diuron PESTANAL
Parathion-ethyl
2,4-Dinitrophenol
Nonylphenol PESTANAL
Fluoranthene
Pentachlorphenol

Angegeben sind die jeweils höchsten Konzentrationsstufen für die Voruntersuchungen zur Auswahl geeigneter Konzentrationsbereiche für die jeweiligen Sedimentkontakttests. Bei dem organischen Schadstoffgemisch wurde im Gegensatz zu den Schwermetallen für jede Substanz immer die gleiche Konzentration gewählt. Die organischen Substanzen wurden als acetonische Lösungen den Sedimenten zugegeben, weswegen bei den Tests der Organik-Mischungen jeweils acetondotierte Lösungsmittelkontrollen mitgeführt wurden.
Für alle Konzentrationsreihen wurden jeweils fünf Konzentrationsstufen mit einem Verdünnungsfaktor von 3 bei dem künstlichen Sediment und einem Verdünnungsfaktor von 2 bei dem natürlichen Sediment gewählt.
Als Validitätskontrolle wurden die üblichen Negativ- bzw. Positivkontrollen mitgeführt.

Aus den Voruntersuchungen wurden die Konzentrationsbereiche für die Hauptuntersuchungen mit dem Myriophyllumtest ermittelt. Die jeweiligen Konzentrationsbereiche sind in den Tabelle III.1-4 und Tabelle III.1-5 dargestellt.

Tabelle III.1-4: Zusammensetzung des Gemisches aus Schwermetallen (links) und organischen Substanzen (rechts) für die Hauptversuche mit dem künstlichen Sediment nach OECD 218 (5% Kaolin)

Schwermetalle Konz. (%)	Zn [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Organika Konz. (mg/kg TG)
0,14	6,50	4,70	3,10	0,02	0,41
0,41	19,5	14,0	9,30	0,06	1,23
1,23	58,6	42,0	27,8	0,19	3,70
3,70	176	126	83,3	0,56	11,1
11,1	528	378	250	1,67	33,3

TG = Trockengewicht

Tabelle III.1-5: Zusammensetzung des Gemisches aus Schwermetallen (links) und organischen Substanzen (rechts) für die Hauptversuche mit dem natürlichen Sediment (AA-R)

Schwermetalle Konz. (%)	Zn [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Organika Konz. [mg/kg TG]
6,25	297	213	141	0,94	1,23
12,5	594	425	281	1,88	3,70
25	1188	850	563	3,75	11,1
50	2375	1700	1125	7,50	33,3
100	4750	3400	2250	15	100

TG = Trockengewicht

In Abbildung III.1-7 sind die Ergebnisse des Myriophyllumtests aus den Hauptuntersuchungen der organischen Substanzgemische im künstlichen OECD-Sediment (links) und im natürlichen AA-R Sediment (rechts) dargestellt. In beiden Sedimenten wurden Konzentrations-Wirkungsbeziehungen ermittelt.

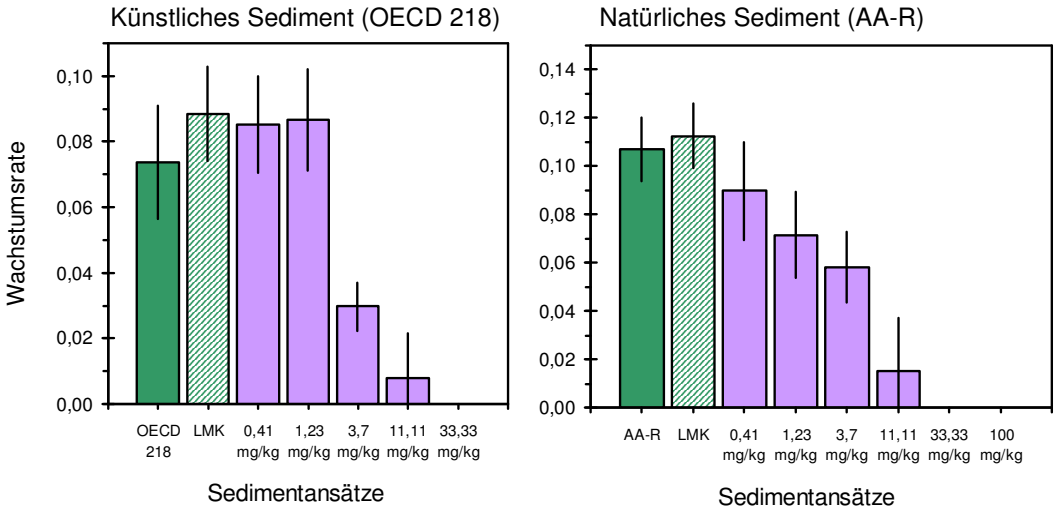


Abbildung III.1-7: Wachstumsverhalten von *Myriophyllum aquaticum* auf den mit dem Organik-Mix dotierten Sedimenten (Hauptversuch) (links: Kontrolle, OECD-218-5% Kaolin; rechts: Kontrolle, AA-R; LMK, Lösungsmittelkontrolle; Fehlerbalken, Standardabweichung; n=21)

Aus der Untersuchung der organischen Substanzgemische ergaben sich die EC_{50}-Werte von 3,03 mg/kg TG im künstlichen Sediment und 2,41 mg/kg TG im natürlichen Sediment, also eine vergleichbare Empfindlichkeit des Testorganismus auf die Organik-Mischung in beiden Sedimenten.

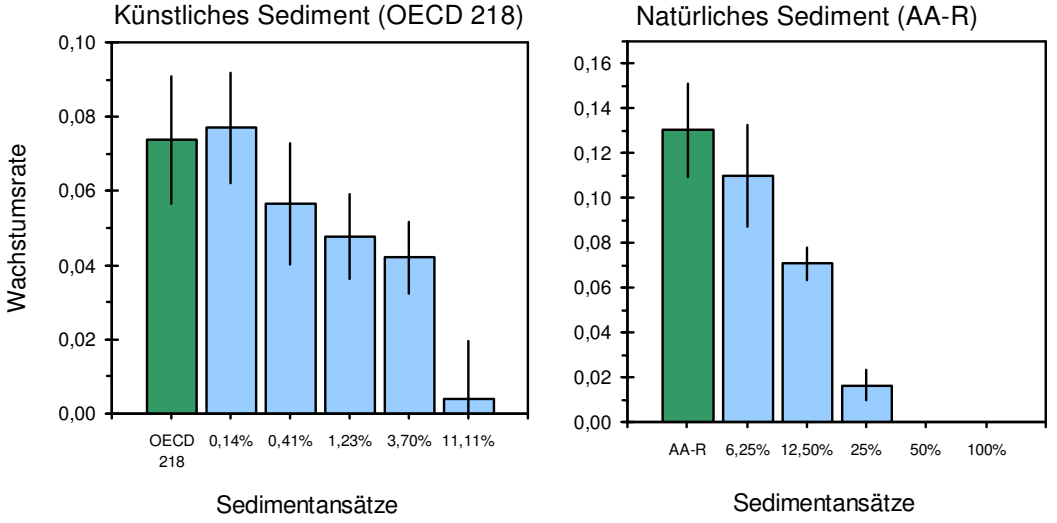


Abbildung III.1-8: Wachstumsverhalten *von Myriophyllum aquaticum* auf den mit Schwermetallen dotierten Sedimenten (Hauptuntersuchung) (Links: Kontrolle, OECD-218-5% Kaolin; rechts: Kontrolle, AA-R; Fehlerbalken, Standardabweichung; n=21)

In Abbildung III.1-8 sind die Ergebnisse der Hauptuntersuchungen von mit Schwermetallen dotierten Sedimenten (links: künstliches, rechts natürliches Sediment) im Sedimentkontakttest mit *Myriophyllum aquaticum* dargestellt. Auch hier wurden Konzentrations-Wirkungsbeziehungen erhalten. Es wurden die EC_{50}-Werte von 2,53 % im künstlichen Sediment bzw. 12,81% im natürlichen Sediment errechnet. Somit war eine höhere Empfindlichkeit des Testorganismus wurde für die Schwermetallgemische im künstlichen Sediment im Vergleich zum natürlichen Sediment zu verzeichnen. Die höhere Empfindlichkeit von

Myriophyllum aquaticum für Schwermetalle im OECD-Sediment liegt vermutlich an der leichteren Verfügbarkeit der Schwermetalle im künstlichen Sediment. Wahrscheinlich bindet das natürliche Sediment die Schwermetalle stärker als das künstliche Sediment.

Zusätzlich wurden alle Substanzen der beiden Mischungen nun als Einzelsubstanzen mit dem Myriophyllumtest untersucht (Abbildung III.1-9, Abbildung III.1-10). Damit sollte überprüft werden, welchen Beitrag die einzelnen Substanzen zur Toxizität beitragen.

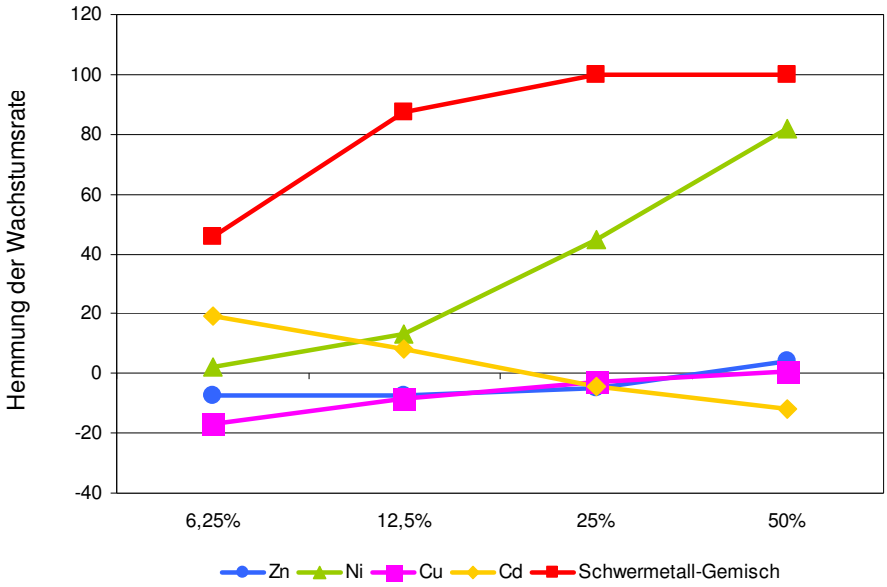


Abbildung III.1-9: Wachstumsverhalten von *M. aquaticum* auf mit Schwermetallen dotierten natürlichen Sedimenten (AA-R)

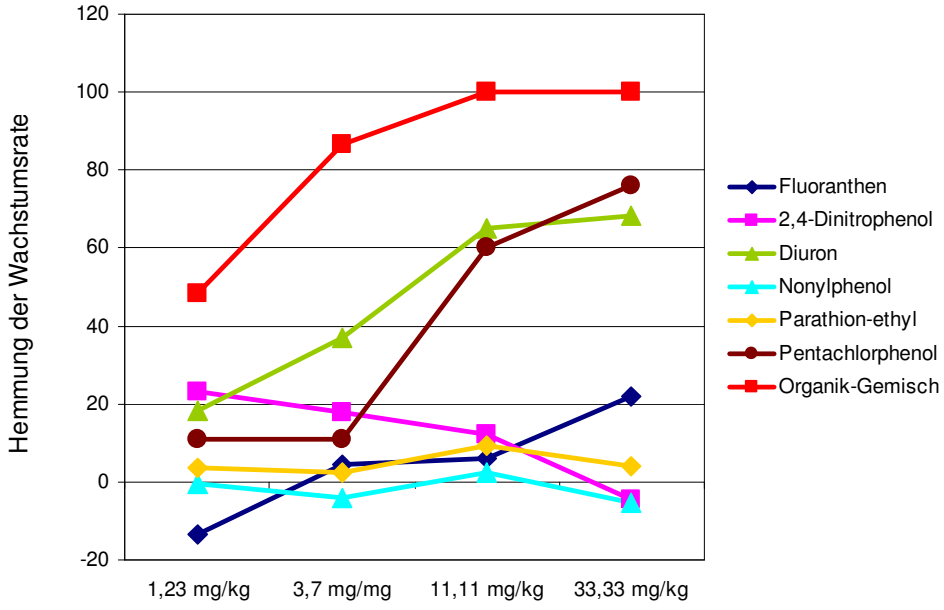


Abbildung III.1-10: Wachstumsverhalten von *Myriophyllum aquaticum* auf mit organischen Substanzen dotierten natürlichen Sedimenten (AA-R)

Anscheinend trägt Nickel hauptsächlich zur Toxizität der Schwermetallmischung bei (Abbildung III.1-9), während für die Organik-Mischung scheinbar Diuron und Pentachlorphenol den Hauptanteil an der Gesamttoxizität ausmachen (Abbildung III.1-10).

III.1.1.3. Überprüfung der Testsysteme – Untersuchung belasteter Sedimente

Im dritten Arbeitspaket sollten die Sedimentkontakttests der SeKT-Testbatterie und die im ersten Arbeitspaket ermittelten Kontrollsedimente und Toxizitätsschwellenwerte durch die Untersuchung von belasteten natürlichen Sedimenten überprüft werden. Hierzu sollten mindestens zehn natürliche Sedimente untersucht werden, die eine deutliche Kontamination mit anthropogenen Schadstoffen aufweisen. Neben der Schadstoffkontamination (verschiedene Kontaminationsmuster) sollten sich die zehn Sedimente auch hinsichtlich ihrer geochemischen Eigenschaften unterscheiden (z.B. Korngrößenverteilung, organischer Gehalt). Seitens der BfG wurde eine Liste mit belasteten Probennahmestellen für Sedimente erstellt. Die ausgewählten Sedimente sind in Anhang A und B detailliert beschrieben.

Bedingt durch die Witterungsverhältnisse wurden in einer ersten Serie bereits vier Sedimente im Herbst 2006 untersucht. Die Gesamtheit aller Sedimentkontakttestergebnisse zeigten jedoch, dass diese vier Sedimente nicht in allen Sedimentkontakttests toxische Effekte hervorriefen. In einem nächsten Schritt wurden daher weitere zwölf Sedimente ausgewählt, für eine Voruntersuchung durch die „schnellen" Testsysteme Nematodentest, Fischeitest, Bakterien- und Hefekontakttest (s. Kapitel der betreffenden Verbundpartner). Ziel dieser Maßnahme war es, sechs Sedimente zu finden, die mit hoher Wahrscheinlichkeit toxische Effekte in allen Testsystemen hervorrufen würden.

Als Ergebnis aus den bisherigen Untersuchungen (Serie 1 und Screening) ergaben sich folgende Sedimente, die letztlich von allen Sedimentkontakttests untersucht wurden:

Tabelle III.1-6: Ausgewählte Probennahmestellen: Belastete Sedimente

Code	Probe	Gewässer	Flussgebietseinheit	Gewässertyp
TS-L	*Tiefer See*	*Havel*	*Elbe*	*See*
CA-R	*Calbe*	*Saale*	*Elbe*	*Fluss*
DÖ-R	*Dömitz*	*Müritz-Elde-Wasserstr.*	*Elbe*	*Fluss*
AE-R	*Alte Elbe*	*Elbe*	*Elbe*	*Fluss*
PZ-R	Palzem	Mosel	Rhein	Fluss
FK-R	Finow-Kanal	Finow-Kanal	Oder	Fluss
TK-R	Teltow-Kanal (zus.)	Teltow-Kanal	Elbe	Fluss
HH-R	Hamburger Hafen	Elbe	Elbe	Fluss
SH-R	Schiersteiner Hafen	Rhein	Rhein	Fluss
HU-R	Hunte	Hunte	Weser	Fluss
KO-R	Kochendorf	Neckar	Rhein	Fluss

Als Validitätskontrollen sollten die bisher definierten Negativkontrollen (künstliches Kontrollsediment (OECD 218 mit 5% Kaolin) und die natürlichen Kontrollsedimente (LO-L und

AA-R) mitgeführt werden, sowie die testinterne Kontrolle (OECD 207). Die Ergebnisse des Myriophyllumtests sind in Abbildung III.1-11 dargestellt. Ein differenziertes Muster an Wachstumshemmungen von *Myriophyllum aquaticum* bezogen auf die testinterne Kontrolle wurde im Myriophyllumtest mit den belasteten Sedimenten beobachtet. Besonders stark gehemmt waren die Pflanzen in den Sedimenten DÖ-R (33%), CA-R (19%) und TK-R (19%), während HU-R und PZ-R eine Wachstumsförderung hervorriefen. Die statistische Auswertung dieser Proben im Gesamtvergleich der SeKT- Testbatterie ist in Anhang C, Kapitel 5 und 6 ausführlich dargelegt.

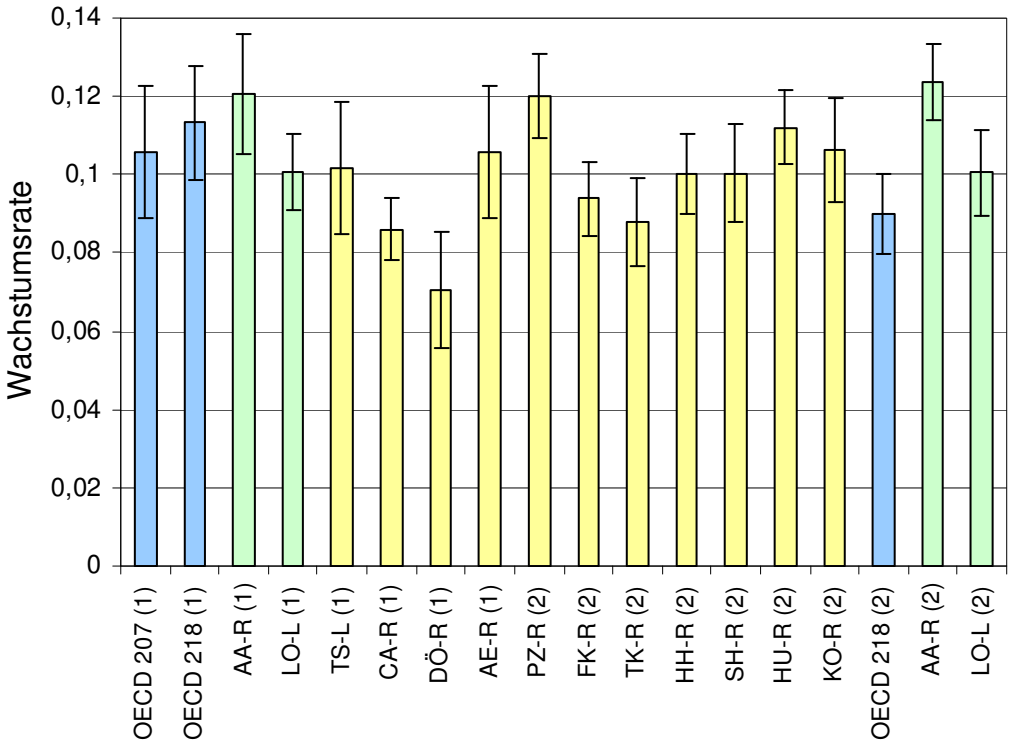


Abbildung III.1-11: Wachstumsverhalten *von Myriophyllum aquaticum* auf den belasteten, natürlichen Sedimenten (2 Serien) (Kontrollen, OECD 207, OECD-218-5% Kaolin, AA-R, LO-L; (1,2), Serien 1 und 2; Fehlerbalken, Standardabweichung; n=21)

Zusätzlich wurden die Sedimente SZ-R (Schwarzach), ÖP-L (Öpfingen), HS-R (Hohensaaten) und ZE-R (Zenne, Belgien) aus dem Sediment-Screening im Myriophyllumtest untersucht (Abbildung III.1-12). Hier zeigte *Myriophyllum aquaticum* auf dem SZ-R Sediment das geringste Wachstum im Vergleich zur Kontrolle.

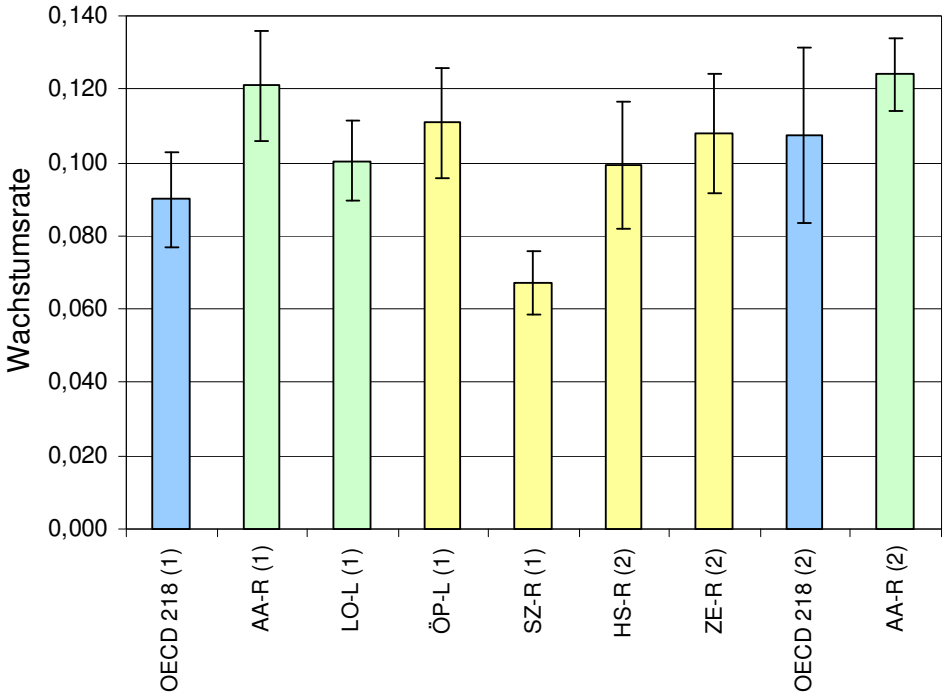


Abbildung III.1-12: Wachstumsverhalten *von Myriophyllum aquaticum* auf den belasteten Sedimenten (Screening) (Kontrollen, OECD-218-5% Kaolin, AA-R, LO-L; (1,2), Serien 1und 2; Fehlerbalken, Standardabweichung; n=21)

Die Auswertung der Ergebnisse aus den Untersuchungen der belasteten, natürlichen Sedimenten mit dem Myriophyllumtest erfolgte bereits in Kapitel II.3 im Rahmen der SeKT-Testbatterie.

Ergänzend hierzu sind in Tabelle III.1-7 die auf der Basis der in Tabelle II.3-3 festgelegten Kategorien ausgewerteten *Myriophyllum*-Testergebnisse dargestellt.

Tabelle III.1-7: Einteilung der Ergebnisse des Myriophyllumtests aus den Untersuchungen der belasteten Sedimente

Sediment	TS-R	CA-R	DÖ-R	AE-R	PZ-R	FK-R	TK-R	HH-R	SH-R	HU-R	KO-R	ÖP-L	SZ-R	ZE-R	HS-R
Kategorie	I	II	III	I	I	I	II	I	I	I	I	I	II	I	I

Bei *Myriophyllum aquaticum* riefen die Sedimente CA-R, TK-R und SZ-R mittelstarke, toxische Effekte (Kategorie II) und DÖ-R einen starken, phytotoxischen Effekt (Kategorie III) hervor. Alle anderen Sedimente zeigten im Myriophyllumtest keine signifikanten, toxischen Effekte.

Hinsichtlich der Effektintensität im Myriophyllumtest fällt auf, dass die Effekte eher gering sind. Dies liegt an dem verwendeten Parameter Wachstumsrate und der dazu notwendigen Logarithmierung der gemessenen Rohdaten. Letztendlich bedeutet es aber auch, dass bereits kleine Effekte signifikant sein können.

Die bivariaten Korrelationen von Schadstoffen und den Myriophyllumtestergebnissen zeigten insgesamt nur schwache Korrelationen (Korrelationskoeffizienten < 0,6). Es wurden negative Korrelationen mit dem Schwermetall Cadmium und mit den organischen Verbindungen DDT und DDE gefunden. Zusätzlich wurden für *Myriophyllum* auch positive Korrelationen mit organischen Verbindungen ermittelt. Darüber hinaus ergab auch die multivariate Analyse starke positive Korrelationen mit verschiedenen Schadstoffen. Eine früher beobachtete Korrelation der Myriophyllumergebnisse mit Chrom (Feiler et al., 2006a, Stesevic et al., 2007) konnte hier nicht mehr erfasst werden. Dies könnte aber an einer möglichen Autokorrelation von Chrom mit etwaigen anderen Substanzen liegen, wodurch eine Korrelation mit Chrom verschleiert würde. Die Details zur statistischen Analyse sind in Anhang C, Kapitel 4 und 6 dargestellt.

III.1.1.4. Zusammenfassung

Der Sedimentkontakttest mit *Myriophyllum aquaticum* wurde erfolgreich im Rahmen des SeKT-Verbundprojekts eingesetzt. Durch die Untersuchungen der gering belasteten, natürlichen Sedimente im ersten Arbeitspaket des Projekts konnte gezeigt werden, dass der Myriophyllumtest eher geringe Streuungen sowohl testintern als auch zwischen den gering belasteten Sedimenten aufweist. Es wurde ein Toxiztätschwellenwert von 15 % für den Parameter Wachstumsrate im Myriophyllumtest festgelegt. Zusammen mit dem für den Lumbriculustest war dieser Wert im Vergleich zu den anderen Sedimentkontakttest am niedrigsten. Weiterhin wurde der Einfluss der natürlichen Sedimenteigenschaften beschrieben. Dabei wurde v.a. ein negativer Einfluss auf das Wachstum von *Myriophyllum aquaticum* durch grobkörnige Sedimente festgestellt.

Im zweiten Arbeitspaket wurden dotierte Sedimente untersucht. Konzentrations-Wirkungskurven wurden für *Myriophyllum aquaticum* für alle Anwendungen erhalten. *Myriophyllum aquaticum* gehörte neben Nematoden (Wachstum) und *Lumbriculus* stets zu den empfindlichsten Organismen.

Die Untersuchungen im dritten Arbeitspaket dienten zur Überprüfung der Anwendbarkeit der Sedimentkontakttests. Hierzu wurden anthropogen belastete, natürliche Sedimente untersucht. Für den Myriophyllumtest wurden unterschiedliche Wachstumshemmeffekte, bedingt durch das jeweils untersuchte Sediment, ermittelt. Zusammen mit den anderen Testsystemen der SeKT-Testbatterie trägt er zu einer verbesserten Sedimentcharakterisierung bei.

III.1.1.5. Publikationen des TV1

III.1.1.5.1. Posterpräsentationen

Feiler, U., Heininger, P. (2006): The SeKT-joint research project TV1: Reference conditions and control sediments for the sediment contact test with the higher plant Myriophyllum aquaticum. SETAC Europe 16th Annual Meeting, The Hague, 7.-11. May, 2006.

Spira, D., Heininger, P., Feiler, U. (2006): SeKT-Verbundprojekt – TV1: Referenzbedingungen und Kontrollsedimente für den Sedimentkontakttest mit Myriophyllum aquaticum. SETAC-GLB, 11. Jahrestagung Landau, 3.-5. September 2006.

Feiler, U., Spira, D., Heininger, P. (2007): The SeKT Joint Research Project (TV1): Investigation of spiked artificial and natural sediments with the Myriophyllum sediment contact test. SETAC Europe 17th Annual Meeting, Porto, Portugal, 20.-24. May 2007.

Feiler, U., Spira, D., Heininger, P (2007): SeKT-Verbundprojekt-TV1: Untersuchungen von dotierten natürlichen und künstlichen Sedimenten mit dem Sedimentkontakttest mit Myriophyllum aquaticum. SETAC-GLB, 12. Jahrestagung Leipzig, 13.-15. September 2007.

Feiler, U., Spira, D., Heininger, P (2008): The SeKT joint research project (TV1): Investigation of natural anthropogenically polluted sediments with the sediment contact test with Myriophyllum aquaticum. SETAC Europe 18th Annual Meeting, Warsaw, Poland, 25.-29. May 2008.

III.1.1.5.2. Vorträge auf Fachtagungen

Spira, D., Heininger, P., Feiler, U. (2008): SeKT Verbundprojekt (TV1): Untersuchung von natürlichen, anthropogen belasteten Sedimenten mit dem Sedimentkontakttest mit Myriophyllum aquaticum. 3. Gemeinsame Jahrestagung von SETAC GLB und GDCh Frankfurt, 23.-26. September 2008

III.1.1.5.3. Geplante Veröffentlichungen

s. Kapitel II.5.4 (Geplante Veröffentlichungen des Gesamtverbunds SeKT)

III.1.1.6. Literaturverzeichnis

BfG (unveröffentlicht), Sediment- und Bodenkatster der WSV, Bundsanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

Feiler U, Kirchesch I, Heininger P (2004): A new plant bioassay for aquatic sediments. *J Soils & Sediments* 4, 261-266.

Feiler U, Pelzer J, Heininger P (2006a): Entwicklung und Erprobung eines Sedimentkontakttests mit höheren Pflanzen zur Beurteilung der Gewässerqualität. BfG-1490, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

Feiler U, Krebs F., Heininger P (2006b): Aquatic plant bioassays used in the assessment of water quality in German rivers. *Hydrobiologia* 570, 67-71.

Knauer K, Mohr S, Feiler U (2008) Comparing growth development of *Myriophyllum* spp. in laboratory and field experiments for ecotoxicological testing. Environ Sci Pollut Res 15, 322-331.

Stesevic D, Feiler U, Sundic D, Mijovic S, Erdinger L, Seiler TB, Heininger P, Hollert H, (2007): Comparing growth development of *Myriophyllum* spp. in laboratory and field experiments for ecotoxicological testing. *J Soils &Sediments* 7, 342-349.

III.2 Sedimentkontakttest in Microtiterplatte mit *Arthrobacter globiformis* (gefriergetrocknet) (TV2)

Helga Neumann-Hensel, Kerstin Melbye, Carolina Roeber, Sonja Bley
Dr. Fintelmann und Dr. Meyer GmbH, Hamburg

Die Untersuchungen zum Teilvorhaben 2 (TV2) "Sedimentkontakttest in Mikrotiterplatte mit *Arthrobacter globiformis* (gefriergetrocknet)" waren eingebunden in das Verbundprojekt "Definition von Referenzbedingungen, Kontrollsedimenten und Toxizitätsschwellenwerten für limnische Sedimentkontakttests (SeKT)".
Aufgabenstellung, Struktur und Voraussetzungen unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde, Planung und Ablauf des Vorhabens sowie Zusammenarbeit mit anderen Stellen sind die Gleichen wie für das Gesamtprojekt und wurden bereits in Kapitel I ausführlich dargelegt.

III.2.1 Wissenschaftlicher und technischer Stand an den angeknüpft wurde

Der Bakterienkontakttest mit *Arthrobacter globiformis* liefert Aussagen zur direkten Boden- bzw. Sedimenttoxizität. Das Prinzip der Methode ist die Ermittlung der Hemmung der Dehydrogenaseaktivität zugesetzter Testbakterien in der zu untersuchenden Matrix bezogen auf eine Negativkontrolle. Neben der Wirkung gelöster Schadstoffe wird ebenso die Wirkung feststoffgebundener Schadstoffe in verschiedenen Festmatrices erfasst, ohne dass Einflüsse wie die Anpassung der Organismen an eine Kontamination oder die Veränderung der Zusammensetzung der Mikroorganismengemeinschaft eine Rolle spielen.
Der als Norm (DIN 38412-48) vorliegende Bakterienkontakttest wird seit Jahren regelmäßig in unserem Hause für die Hamburg Port Authority (HPA) zur Bewertung des Baggerguts des Hamburger Hafens eingesetzt. Der im Projekt ERNTE (Römbke et al., 2006) weiterentwickelte Bakterienkontakttest erhöht durch den Einsatz von lyophilisierten Bakterien die Standardisierung und Vergleichbarkeit ökotoxikologischer Testergebnisse. Die Miniaturisierung des Verfahrens und der Einsatz gefriergetrockneter Bakterien erlaubt die Durchführung des Bakterienkontakttest in einer Gesamtzeit von 6-8 Stunden, so dass auch größere Probenmengen zeitnah bearbeitet werden können. Zur Durchführung des Bakterienkontakttests in Mikrotiterplatten wurde das Messverfahren umgestellt. Anstelle der photometrischen Messung der Substratabnahme (Resazurin) wird jetzt die Produktzunahme des Resorufins fluorimetrisch erfasst. Diese Messung kann in der Feststoffsuspension, d. h. direkt in der Mikrotiterplatte erfolgen. Es entfallen die arbeitsintensiven Schritte der Zentrifugation und der Filtration. Durch eine Messung der relativen Fluoreszenz im Abstand von 15 min wird eine Kinetik aufgenommen, die gegenüber der Endpunktbestimmung weitergehende Informationen liefert (BfG, 2005).
Die gefriergetrockneten Bakterien werden mit einer Reaktivierungslösung reaktiviert und können sofort im Kontakttest eingesetzt werden. Neben der Zeitersparnis ist ein weiterer Vorteil die Handhabung und Konservierung der gefriergetrockneten Bakterien. Der Einsatz des Bakterienkontakttests mit *A. globiformis* ist somit auch in Laboratorien ohne mikrobiologische Einrichtung und Erfahrung möglich, da z.B. die Stammhaltung bei -70°C und die Anzucht der Bakterien entfallen.

III.2.2 Material und Methoden

III.2.2.1. Sedimentkontakttest mit *Arthrobacter globiformis* (gefriergetrocknet)

Der Sedimentkontakttest mit *A.globiformis* beruht auf dem 1992 von Rönnpagel (Rönnpagel, 1992, Rönnpagel et al., 1995) entwickelten Feststoffkontakttest, welcher seit 2002 als DIN Vorschrift vorliegt (DIN 38412-48, 2002). In diesem Teilvorhaben wurde die optimierte Methode in Mikrotiterplatten mit gefriergetrockneten Bakterien eingesetzt (Neumann-Hensel & Melbye, 2006). Der Testorganismus *Arthrobacter globiformis* zählt mengenmäßig zu den dominierenden Vertretern der autochthonen Bodenmikroflora. Zur Gattung *Arthrobacter* werden mehrere obligat aerobe, chemoheterotroph lebende coryneforme Bakterien zusammengefasst. Das Testkriterium ist die Dehydrogenaseaktivität im Vergleich zu einem Kontrollansatz. Zur Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität wird der Redoxfarbstoff Resazurin als Substrat in die Testansätze gegeben. Resazurin wird in Abhängigkeit der Dehydrogenaseaktivität zu Resorufin reduziert (siehe Abbildung III.2-1). Resorufin kann fluorimetrisch bei einer Wellenlänge von 590 nm nach Anregung mit Licht mit einer Wellenlänge von 535 nm direkt in dem Testansatz gemessen werden.

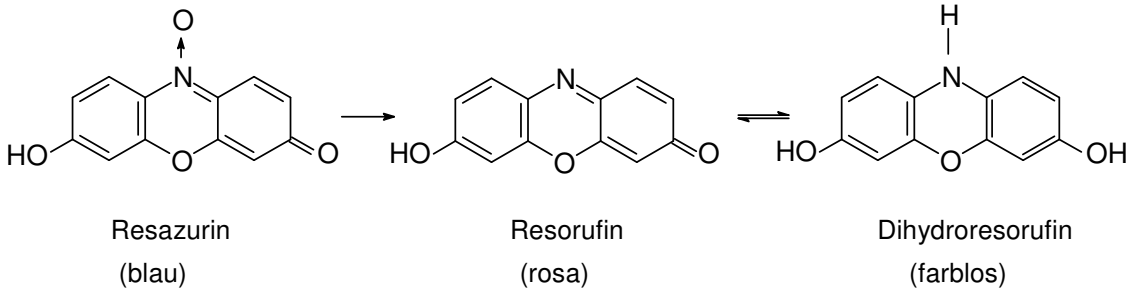


Abbildung III.2-1: Redoxreaktion des Resazurins

Für die Testdurchführung wurden je Vertiefung 0,6 g Sediment mit vier Parallelen in die Mikrotiterplatte eingewogen. Anschließend wurden 0,6 ml Wasser auf den Boden gegeben und homogenisiert. Die verschlossenen Mikrotiterplatten wurden im Wasserbad zweimal auf 85°C erhitzt und zwischendurch abgekühlt, um die sedimenteigene Dehydrogenaseaktivität zu unterdrücken. Nach Abkühlen des Sediments wurden 0,4 ml Inokulum (gefriergetrocknete Bakterien) zugefügt und 2 h im Dunkeln im Klimaschrank bei 30°C auf dem Horizontal-Schüttler inkubiert. Für die Herstellung des Inokulums wurden gefriergetrocknete Bakterien eingesetzt. Zur Rekonstitution wurden 0,5 ml kaltes steriles vollentionisiertes Wasser auf das Lyophilisat gegeben und für 15 bis 30 min in den Kühlschrank gestellt. Anschließend wurden diese 0,5 ml Bakteriensuspension in 20 ml auf 30°C vortemperiertes Nährmedium B (siehe Tabelle III.2-1) gegeben. Für die Sterilitätskontrolle wird anstelle des Inokulums Nährmedium B verwendet. Nach der Kontaktzeit von 2 h wurde jede Vertiefung mit 0,8 ml Resazurin (siehe Tabelle III.2-4) versetzt und sofort die relative Fluoreszenz des gebildeten Resorufins bei einer Wellenlänge von 590 nm nach Anregung mit Licht einer Wellenlänge von 535 nm gemessen. Diese Messung wurde im Abstand von 15 Minuten eine Stunde lang wiederholt, wobei die Zunahme des Resorufins proportional zur Enzymaktivität ist. Zur Ermittlung der durch Schadstoffe hervorgerufenen Hemmung der Dehydrogenaseaktivität wurde die Steigung der Resorufin-Zunahme im linearen Bereich von 15 bis 45 Minuten für die Feststoffe

berechnet und die Steigungen der Sedimentproben auf die Steigung eines Kontrollsediments bezogen.

Zum Ansetzen aller Medien und Stammlösungen wird vollentionisiertes Wasser verwendet. In den folgenden Tabellen sind die für den Feststoffkontakttest verwendeten Medien aufgeführt.

Tabelle III.2-1: Nährmedium A für *A. globiformis* für die Stammkultur

Zusammensetzung	Konzentration
Pepton aus Casein (tryptisch verdaut)	10,00 g/L
Hefeextrakt	5,00 g/L
D(+)-Glucose	5,00 g/L
NaCl	5,00 g/L

Tabelle III.2-2: Nährmedium B für *A. globiformis*

Zusammensetzung	Konzentration
Pepton aus Casein (tryptisch verdaut)	3,33 g/L
Hefeextrakt	1,67 g/L
D(+)-Glucose	1,67 g/L
NaCl	1,67 g/L

Nährmedium A und Nährmedium B werden ggf. mit 0,1M HCl bzw. 0,1M NaOH auf pH=7,0 ± 0,2 eingestellt und anschließend bei 121°C 20 Minuten autoklaviert.

Tabelle III.2-3: Phosphatpuffer

Zusammensetzung	Konzentration
$KH_2PO_4 \cdot H_2O$	8,20 g/L
$K_2HPO_4 \cdot H_2O$	13,24 g/L
Natriumacetat (wasserfrei)	2,00 g/L
D(+)-Glucose	2,00 g/L

Der pH-Wert wird auf 7,0 ± 0,2 eingestellt und anschließend bei 121°C 20 Minuten autoklaviert.

Tabelle III.2-4: Resazurinlösung

Zusammensetzung	Konzentration
Resazurin	45 mg/L Phosphatpuffer

Die Resazurinlösung ist im Dunkeln im Kühlschrank bis zu einer Woche haltbar.

III.2.2.2. Charakterisierung der verwendeten Sedimente

III.2.2.2.1. Künstliche Sedimente

Die künstlichen Sedimente sollten Sorptionseigenschaften natürlicher Sedimente haben, aus diesem Grund wurden Ton- und organische Anteile benötigt. Zur Infiltration wurden die künstlichen Sedimente mit Carboxylmethyl-Cellulose gecoatet und zusätzlich getestet.
Die künstlichen Sedimente wurden von der BfG und der ECT Ökotoxikologie GmbH hergestellt und verschickt. Die Zusammensetzung der künstlichen Sedimente und weitere Eigenschaften sind Tabelle III.2-5 zu entnehmen.

Tabelle III.2-5: Zusammensetzung der künstlichen Sedimente

Name	Zusammensetzung	Zusatzinformationen
Sediment 1 Nematodensediment	s. Anhang A, Tab. A.1, Sediment 1	40 % Wassergehalt 2,1 % TOC 4,5 % Ton 54,5 % Schluff 41 % Sand
Sediment 2 + CMC Nematodensediment	s. oben, aber mit CMC-Coating	-
Sediment 3 Nematodensediment Cellulose	s. Anhang A, Tab. A.1, Sediment 3	Torf ersetzt durch Cellulose
Sediment 4 + CMC Nematodensediment Cellulose	s. oben, aber mit CMC-Coating	-
Sediment 5 OECD 218/19	s. Anhang A, Tab. A.1, Sediment 7	C_{org}: 2 ± 0.5 (eingestellt durch Zugabe von Torf und Sand); pH: 6.5 ± 0.5; Feuchte: 30 – 50%; Zugabe des Torfs zu den restlichen Sedimentbestandteilen in Form einer wässrigen Suspension; Konditionierung: 7d; Equilibrierung: 7d
Sediment 6 + CMC OECD 218/19	s. oben, aber mit CMC-Coating	-
Sediment 7 OECD 218/19 Bentonit	s. Anhang A, Tab. A.1, Sediment 9	Kaolin ersetzt durch Bentonit
Sediment 8 + CMC OECD 218/19 Bentonit	s. oben, aber mit CMC-Coating	-
Sediment 9 Sediment V	s. Anhang A, Tab. A.1 Sediment 5	-
Sediment 10 + CMC Sediment V	s. oben, aber mit CMC-Coating	-

III.2.2.2.2. Natürliche gering belastete Sedimente

Zur Identifizierung möglicher natürlicher Kontroll- und Referenzsedimente wurden im Rahmen des Verbundprojektes 12 natürliche Sedimente zur Untersuchung mit den verschiedenen Sedimentkontakttests ausgewählt. Dabei wurde berücksichtigt, dass eine große Spannbreite der zentralen Parameter abgedeckt wird. Es wurden Sedimente aus verschiedenen Flusseinzugsgebieten und Seen ausgesucht, die sich hinsichtlich der Sedimenteigenschaften wie z.B. Korngrößenverteilung und TOC deutlich unterscheiden. Die detaillierte Beschreibung der Auswahlkriterien und Sedimentproben finden sich in Anhang A und Anhang B. Eine Übersicht über die eingesetzten Sedimente ist in Tabelle III.2-6 gegeben.

Tabelle III.2-6: Übersicht der natürlichen, gering belasteten Sedimente

Referenzstelle	Gewässer	Probencode
Parchim	Müritz-Elbe-Wasserstrasse	PA-R
Possenhofen (Starnberg, Lithoral)	Starnberger See	PO-L
Starnberg (Profundal)	Starnberger See	ST-L
Bad Abbach	Donau	BA-R
Jochenstein	Donau	JO-R
Drontermeer	Drontermeer/NL	DM-L
Lohmen	Lohmer See	LO-L
Neuglobsow-Steg	Stechlinsee	N1-L
Langwedel	Weser	LW-R
Altrip/Altarm	Rhein	AA-R
Ehrenbreitstein	Rhein	EB-R
Neuglobsow-Stelle	Stechlinsee	N2-L

III.2.2.2.3. Natürliche belastete Sedimente

Die eingesetzten natürlich belasteten Sedimente sind in Tabelle III.2-7 zusammengestellt. Eine detaillierte Beschreibung der Sedimente befindet sich in den Anhängen A und B.

Tabelle III.2-7: Übersicht der natürlichen, belasteten Sedimente

Referenzstelle	Gewässer	Probencode
Tiefer See	Havel	TS-L
Calbe	Saale	CA-R
Alte Elbe	Elbe	AE-R
Dömitz	Müritz-Elde Wasserstrasse	DÖ-R
Hamburger Hafen	Elbe	HH-R
Palzem	Mosel	PZ-R
Hunte	Nebenfluss der Weser, Werfthafen	HU-R
Kochendorf	Neckar	KO-R
Finow-Kanal	Oder	FK-R
Schiersteiner Hafen	Rhein	SH-R

III.2.2.3. Dotierung der künstlichen und natürlichen, gering belasteten Sedimente

Für die Validierung des Testsystems wurden Dosis-Wirkungsbeziehungen mit ausgewählten Schadstoffgemischen bestimmt. Hierzu wurden ein künstliches (OECD 218 / 219 mit 5 % Kaolin) und ein natürliches gering belastetes Sediment (AA-R) jeweils mit einem organischen Schadstoffgemisch und einem Gemisch von Schwermetallen dotiert. Die Dotierung erfolgte entsprechend den international standardisierten Vorgaben der OECD Richtlinie 218 (2004) sowie der OECD Richtlinie 207 (1984). Die Testkonzentrationen wurden als Konzentrationen der Prüfsubstanz im Sediment (mg/kg Sediment Trockengewicht) berechnet. Die zu testenden Konzentrationsstufen wurden durch unabhängige Dotierung einer Sedimentteilmenge, nicht durch Verdünnungen, hergestellt. Die Dotierung wurde von der ECT Ökotoxikologie GmbH und der BfG durchgeführt und an die Verbundpartner verschickt.

III.2.2.3.1. Range-Finding im künstlichen und natürlichen, gering belasteten Sediment

Die Konzentrationen des organischen Schadstoffgemisches sind der Tabelle III.2-8 zu entnehmen, die Konzentrationen der Schwermetalle sind in Tabelle III.2-9 zusammengestellt.

Tabelle III.2-8: Übersicht der Konzentrationen der organischen Schadstoffe im künstlichen und natürlichen Sediment für das Range-Finding

		Konz. 1	Konz. 2	Konz. 3	Konz. 4	Konz. 5
Diuron	mg/kg TS	100	10	1	0,1	0,01
Parathion-ethyl	mg/kg TS	100	10	1	0,1	0,01
2,4-Dinitrophenol	mg/kg TS	100	10	1	0,1	0,01
Nonylphenol	mg/kg TS	100	10	1	0,1	0,01
Fluoranthene	mg/kg TS	100	10	1	0,1	0,01
Pentachlorphenol	mg/kg TS	100	10	1	0,1	0,01

Als Lösemittel wurde Aceton picograde verwendet. Alle 6 Substanzen wurden in gleichen Konzentrationen angesetzt.

Tabelle III.2-9: Übersicht der Konzentrationen der Schwermetalle im künstlichen und natürlichen Sediment für das Range-Finding

		Konz. 1	Konz. 2	Konz. 3	Konz. 4	Konz. 5
Zink	mg/kg TS	4750	475	47,5	4,75	0,475
Nickel	mg/kg TS	3400	340	34	3,4	0,34
Kupfer	mg/kg TS	2250	225	22,5	2,25	0,225
Cadmium	mg/kg TS	15	1,5	0,15	0,015	0,0015

Als Lösemittel wurde VE-Wasser verwendet. Die eingesetzten Schwermetalle lagen als Chloride vor (Zinkchlorid, Nickel (II) Chlorid Hexahydrat, Kupfer(II) Chlorid Dihydrat, Cadmiumchlorid Monohydrat). Für die Konservierung der Schwermetalllösungen wurde der pH-Wert auf ca. 2 eingestellt, kurz vor dem Dotieren wurden die Lösungen wieder auf einen pH-Wert zwischen 5 und 7 eingestellt.

III.2.2.3.2. Hauptversuch zur Bestimmung der Dosis-Wirkungsbeziehung im künstlichen Sediment

Anhand des Range-Finding wurde der Bereich für die Dotierung festgelegt. Die Konzentrationen der organischen Schadstoffe sind in Tabelle III.2-10 dargestellt, die Konzentrationen der Schwermetalle befinden sich in Tabelle III.2-11. Die Herstellung und Konservierung der Dotierungslösungen erfolgte wie in Kapitel III.2.2.3.1 beschrieben.

Tabelle III.2-10: Übersicht der Konzentrationen der organischen Schadstoffe für den Hauptversuch der Dotierung des künstlichen Sediments

		Konz. 1	Konz. 2	Konz. 3	Konz. 4	Konz. 5
Diuron	mg/kg TS	100	33,3	11,1	3,7	1,2
Parathion-ethyl	mg/kg TS	100	33,3	11,1	3,7	1,2
2,4-Dinitrophenol	mg/kg TS	100	33,3	11,1	3,7	1,2
Nonylphenol	mg/kg TS	100	33,3	11,1	3,7	1,2
Fluoranthene	mg/kg TS	100	33,3	11,1	3,7	1,2
Pentachlorphenol	mg/kg TS	100	33,3	11,1	3,7	1,2

Tabelle III.2-11: Übersicht der Konzentrationen der Schwermetalle für den Hauptversuch der Dotierung des künstlichen Sediments

		Konz. 1	Konz. 2	Konz. 3	Konz. 4	Konz. 5
Zink	mg/kg TS	4750	1581,8	527,3	175,8	58,4
Nickel	mg/kg TS	3400	1132,2	377,4	125,8	41,8
Kupfer	mg/kg TS	2250	749,3	249,8	83,3	27,7
Cadmium	mg/kg TS	15	5,0	1,7	0,6	0,2

III.2.2.3.3. Hauptversuch zur Bestimmung der Dosis-Wirkungsbeziehung im natürlichen, gering belasteten Sediment

Für das natürliche gering belastete Sediment ergaben sich folgende Konzentrationsstufen (siehe Tabelle III.2-12 und Tabelle III.2-13).

Tabelle III.2-12: Übersicht der Konzentrationen der organischen Schadstoffe für den Hauptversuch der Dotierung des natürlichen, gering belasteten Sediments

		Konz. 1	Konz. 2	Konz. 3	Konz. 4	Konz. 5
Diuron	mg/kg TS	1600	800	400	200	100
Parathion-ethyl	mg/kg TS	1600	800	400	200	100
2,4-Dinitrophenol	mg/kg TS	1600	800	400	200	100
Nonylphenol	mg/kg TS	1600	800	400	200	100
Fluoranthene	mg/kg TS	1600	800	400	200	100
Pentachlorphenol	mg/kg TS	1600	800	400	200	100

Tabelle III.2-13: Übersicht der Konzentrationen der Schwermetalle für den Hauptversuch der Dotierung des natürlichen, gering belasteten Sediments

		Konz. 1	Konz. 2	Konz. 3	Konz. 4	Konz. 5
Zink	mg/kg TS	9500	4750	2375	1187,5	593,8
Nickel	mg/kg TS	6800	3400	1700	850,0	425,0
Kupfer	mg/kg TS	4500	2250	1125	562,5	281,3
Cadmium	mg/kg TS	30	15	7,5	3,8	1,9

III.2.3 Ergebnisse

III.2.3.1. Definition eines Referenz- und Kontrollsediments

III.2.3.1.1. Natürliche gering belastete Sedimente

Zur Identifizierung möglicher natürlicher Kontroll- und Referenzsedimente wurden im Rahmen des Verbundprojektes 12 natürliche Sedimente untersucht. Bei der Auswahl der Sedimente wurde berücksichtigt, dass sie sich hinsichtlich der Sedimenteigenschaften wie z.B. Korngrößenverteilung und TOC Gehalt deutlich unterscheiden. Es wurden Sedimente aus verschiedenen Seen und Flusseinzugsgebieten ausgesucht sowie bewährte Referenzsedimente aus stehenden Gewässern anderer Staaten (z.B. Drontermeer, Niederlande) berücksichtigt. Die detaillierte Beschreibung der Sedimente erfolgte in Anhang B.

Probenvorbehandlung

Die Untersuchungen der natürlichen, gering belasteten Sedimente zeigten, dass durch sedimentbedingte Eigenschaften bestimmte Probenvorbereitungsschritte erforderlich waren. Es wurden zunächst verschiedene Methoden zur Inaktivierung der sedimenteigenen Mikroflora untersucht. Die Inaktivierung erfolgte durch zwei- bzw. dreimaliges Erhitzen im Wasserbad bei 85 ± 2 °C für jeweils 10 Minuten und in der Mikrowelle bei unterschiedlichen Leistungen. In Abbildung III.2-2 sind die Ergebnisse von vier gering belasteten Sedimenten dargestellt, die mit verschiedenen Inaktivierungsmethoden behandelt und im Sedimentkontakttest ohne Zugabe von Bakterien eingesetzt wurden. Vergleicht man die Ergebnisse der Abbildung III.2-2a mit den Abbildung III.2-2b-e wird deutlich, dass eine Pasteurisierung notwendig ist. Die Ergebnisse zeigen jedoch auch, dass eine Inaktivierung der Sedimente alleine nicht ausreichend ist. Die relative Fluoreszenz ist zum Zeitpunkt t=0 min bereits >3000, was darauf hindeutet, dass das zugegebene Resazurin direkt in Resorufin umgewandelt wurde. Diese chemische Reaktion kann auf ein negatives Redoxpotenzial der anoxischen Sedimente zurückgeführt werden.

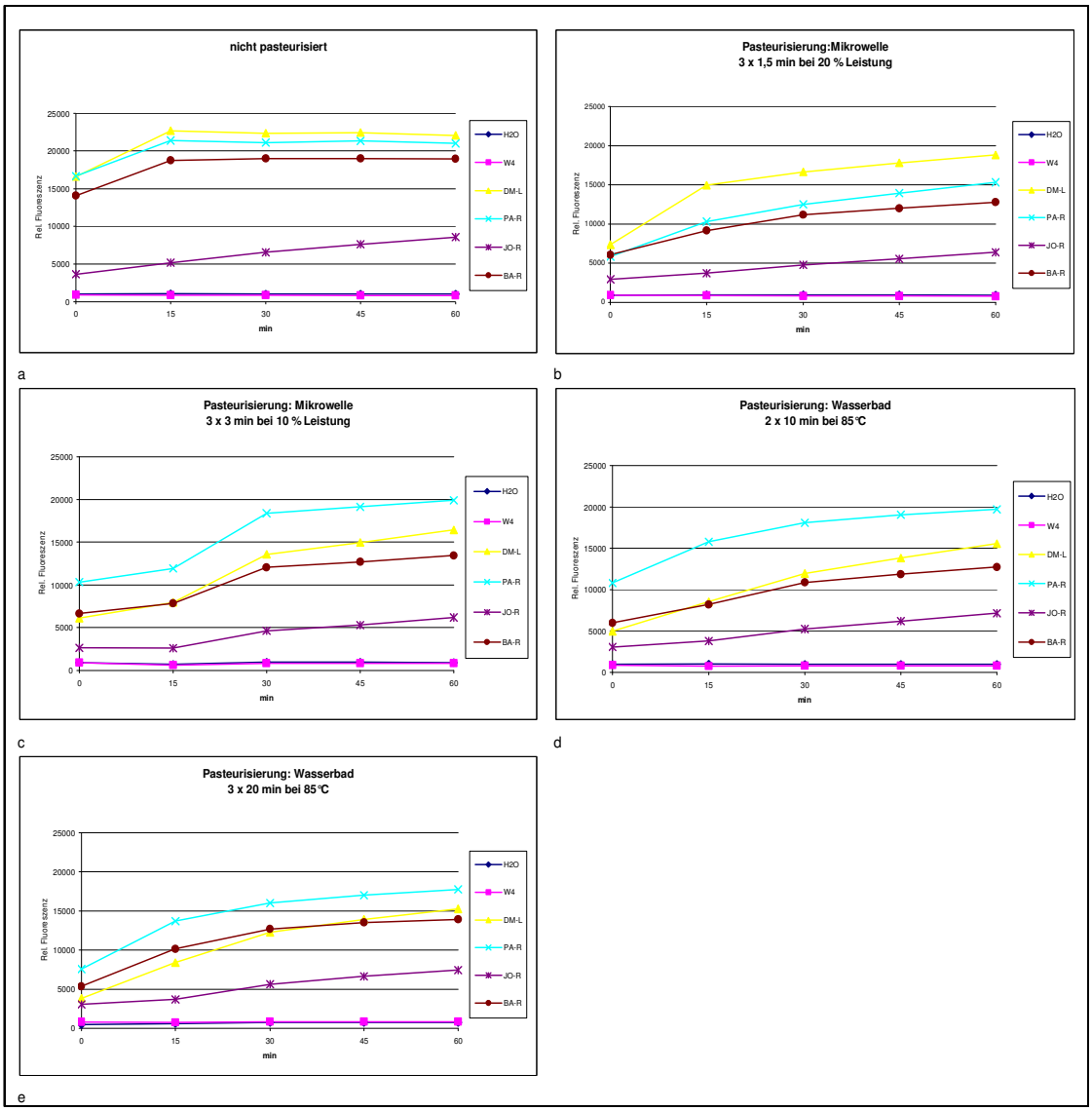


Abbildung III.2-2: Übersicht unterschiedlicher Methoden zur Inaktivierung

Aus diesem Grund wurden Untersuchungen zum Aufoxidieren der Sedimente durchgeführt. Hierzu wurden die Sedimente in die Mikrotiterplatte eingewogen und nach Wasserzugabe über Nacht geschüttelt. Die Platten wurden zum einen über Kopf bei ca. 30 rpm und zum anderen auf einem Horizontalschüttler bei 300 rpm geschüttelt. Am folgenden Tag wurden die Sedimente mit den oben beschriebenen Methoden inaktiviert. Anschließend wurde Inokulum bzw. Nährmedium B (Sterilkontrolle) zugegeben und für 2 h inkubiert. Direkt nach der Zugabe von Resazurin und dann alle 15 Minuten wurde die Fluoreszenz gemessen. Die Ergebnisse sind in Abbildung III.2-3 dargestellt.

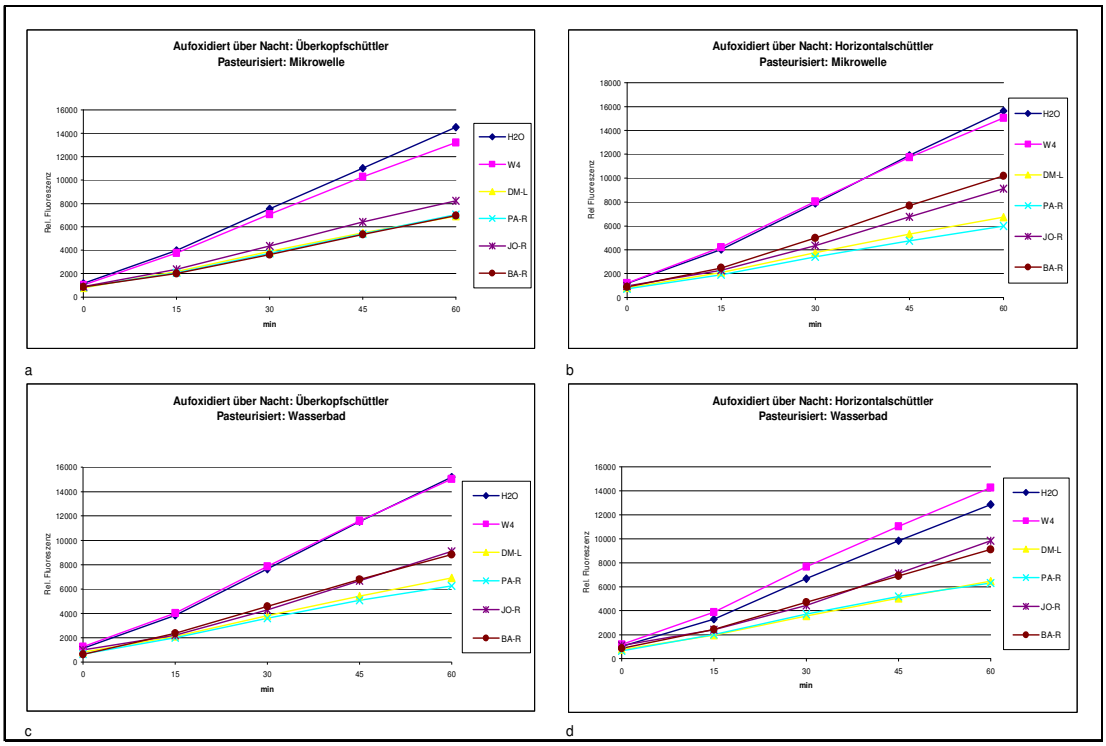


Abbildung III.2-3: Übersicht unterschiedlicher Methoden zur Aufoxidierung

Die Ergebnisse zeigen einen linearen Verlauf der Zunahme des Resorufins. Zum Zeitpunkt t=0 min liegt der Wert der relativen Fluoreszenz unter 1000 und somit geringer als die des künstlichen Quarzsands und des Wassers, was dafür spricht, dass das Aufoxidieren erfolgreich war.
Die Ergebnisse in Tabelle III.2-14 bestätigen, dass die gewählten Methoden zum Aufoxidieren geeignet sind. Das Redoxpotential liegt nach dem Aufoxidieren mit dem Überkopfschüttler zwischen 200 und 270 mV, mit dem Horizontalschüttler zwischen 180 und 240 mV.

Tabelle III.2-14: Gegenüberstellung der Redoxpotentiale der gering belasteten Sedimente mit und ohne Aufoxidieren

Sediment	Eh	Ohne Aufoxidieren	Überkopfschüttler	Horizontalschüttler
DM-L	mV	-40	200	240
PA-R	mV	-80	200	200
JO-R	mV	-20	230	220
BA-R	mV	-80	270	180

Das Redoxpotential wurde mit einer Redoxelektrode gemessen, welche eine Schwankungsbreite von ca. 30 mV hat. Trotz einer hohen Messungenauigkeit bei der Bestimmung des Redoxpotentials geben die Ergebnisse jedoch einen deutlichen Hinweis darauf, dass das Aufoxidieren notwendig ist.

Zur Überprüfung der Inaktivierung wurde den Sedimenten anstelle von Inokulum Nährmedium B (Sterilkontrolle) zugegeben. Die Ergebnisse sind in Tabelle III.2-15 dargestellt.

Tabelle III.2-15: Gegenüberstellung der Inaktivierung bei unterschiedlicher Probenvorbehandlung

	MW-ÜS		MW-HS		WB-ÜS		WB-HS	
	mit I.	ohne I	mit I.	ohne I	mit I.	ohne I	mit I.	ohne I
H2O	235,0	**0,6**	262,8	**0,7**	256,1	**0,2**	218,8	**0,8**
W4	216,7	**0,7**	251,0	**0,0**	252,2	**-1,0**	237,3	**-0,8**
DM-L	109,6	**6,2**	107,2	**8,0**	110,3	**4,2**	103,2	**6,0**
PA-R	110,6	**5,5**	95,1	**3,0**	102,1	**2,7**	105,6	**2,0**
JO-R	134,1	**6,5**	149,6	**4,5**	148,0	**2,7**	156,8	**2,1**
BA-R	110,7	**11,4**	173,4	**14,6**	146,9	**6,6**	149,0	**5,0**

MW: Mikrowelle, WB :Wasserbad, ÜS: Überkopfschüttler, HS: Horizontalschüttler, I: Inokulum

Die Steigung der Sterilkontrollen liegt bei der Inaktivierung in der Mikrowelle zwischen 0 und 14,6, im Wasserbad zwischen -1 und 6,6. Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass die sedimenteigene Aktivität nicht signifikant hoch und damit vernachlässigbar ist.
Für alle weiteren Versuche in diesem Projekt wurden die Sedimente auf dem Horizontalschüttler aufoxidiert und im Wasserbad pasteurisiert. Um eine vollständige Inaktivierung zu erreichen, sollten die Platten zwischen dem Erhitzen ausreichend gekühlt werden, damit auch sich eventuell bildende Sporen im darauf folgenden Erhitzen inaktiviert werden. Das Wasserbad stellt eine schonendere Behandlung dar. Das Aufoxidieren auf dem Horizontalschüttler ist praktikabler, da nicht soviel Sediment an den Deckel der Platte spritzt.

Sedimentkontakttest mit Arthrobacter globiformis
Die Sedimente wurden im Sedimentkontakttest eingesetzt. In Abbildung III.2-4 ist die Steigung der Resorufinbildung mit zugehörigen Abweichungen der 4 Parallelen des Testansatzes dargestellt. Zusätzlich zu den 12 ausgewählten Sedimenten wurde Quarzsand W4 im Test eingesetzt. Bei Untersuchungen von kontaminierten Böden wird der Quarzsand bereits als interne Kontrolle mitgeführt. Er ist geeignet zur Überprüfung des Gültigkeitskriteriums Enzymaktivität im Test. Im Quarzsand W4 ist die Aktivität der Dehydrogenase vergleichbar mit der im Wasser, die Feststoffpartikel besitzen somit keinen Einfluss auf die Messung. Die vier natürlichen Sedimente N2-L, N1-L, EB-R und LO-L weisen die höchste Aktivität der Dehydrogenase auf, sie ist vergleichbar mit der von Quarzsand W4.

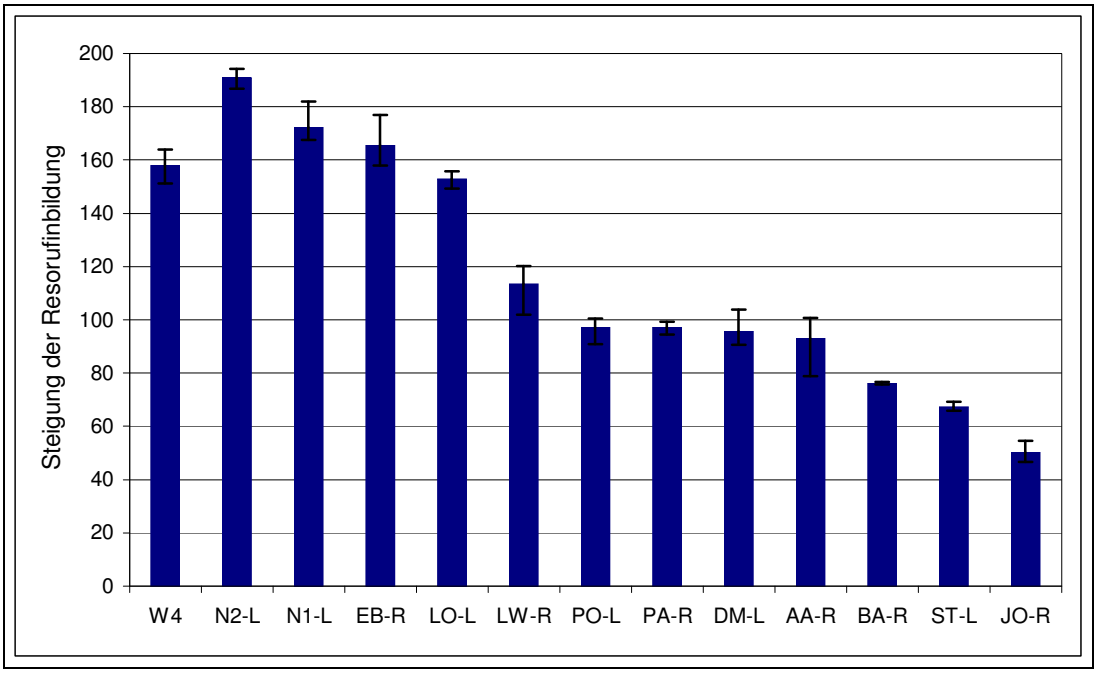


Abbildung III.2-4: Übersicht der natürlichen, gering belasteten Sedimente im Sedimentkontakttest mit *A.globiformis*

Das Sediment W4 ist ein feiner Quarzsand, der immer im Test mitläuft, um die Gültigkeit des Tests zu überprüfen. In den Sedimenten N2-L, N1-L, EB-R und LO-L ist die höchste Aktivität zu verzeichnen. Im mittleren Bereich liegen die Sedimente LW-R, PO-L, DM-L und AA-R. Die genannten Sedimente sind als Kontrollsediment geeignet. BA-R, ST-L und JO-R zeigen eine zu geringe Aktivität. Im Rahmen des Projektes soll ein Kontrollsediment definiert werden, welches für alle im Projekt eingesetzten Testsysteme geeignet ist. Auf dem Projekttreffen in Koblenz am 03.04.2006 wurde entschieden, dass das Sediment AA-R (Altrip) aus folgenden Gründen als Kontrollsediment geeignet ist:

1) Es wird bereits seit langem in der Bundesanstalt für Gewässerkunde als Referenzsediment eingesetzt und weist gleichbleibende Qualität auf

2) Die Probenahme ist durch die räumliche Lage gut zu realisieren.

Festlegung von Toxizitätsschwellenwerten

Der Einfluss der Sedimenteigenschaften muss bei der Festlegung von Toxizitätsschwellenwerten berücksichtigt werden. Die US-EPA gibt hierzu die Richtlinie heraus, dass das zu testende Sediment hinsichtlich seiner Sedimenteigenschaften im für den Testorganismus definierten Bereich liegen muss. Liegt das zu testende Sediment außerhalb des Toleranzbereichs, sollte ein dementsprechendes Referenzsediment mitgetestet werden.

III.2.3.1.2. Künstliche Sedimente

Zur Definition eines künstlichen Kontrollsediments wurden 10 verschiedene bereits anerkannte und testspezifische Sedimente ausgewählt und mit den Testsystemen untersucht. In Abbildung III.2-5 ist die Steigung mit zugehörigen Abweichungen der 4 Parallelen des Testansatzes an drei unterschiedlichen Tagen dargestellt. Diese Werte der Steigung der künstlichen Sedimente sind nicht mit der Steigung der weiteren Versuche zu vergleichen, da die Fluoreszenz-Messungen mit einem alten Gerät durchgeführt worden sind, welches eine andere Größeneinheit der rel. Fluoreszenzeinheiten anzeigte.

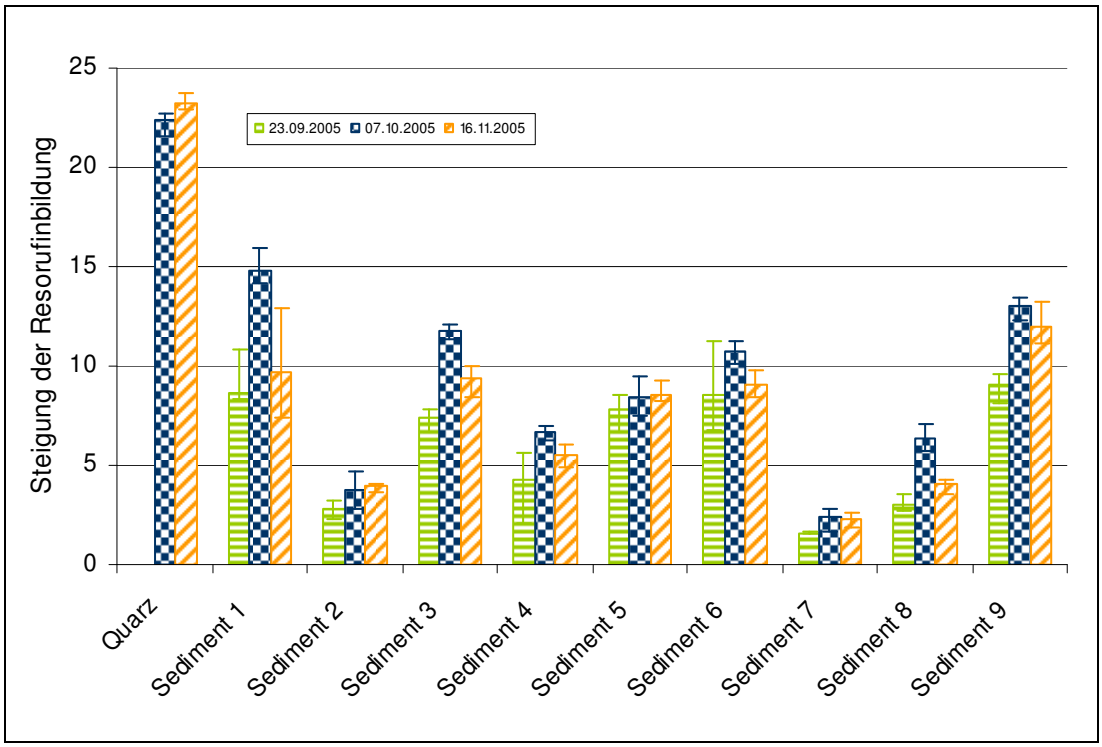


Abbildung III.2-5: Übersicht der künstlichen Sedimente im Sedimentkontakttest mit *A.globiformis*

Das Sediment V + CMC (Sediment 10) zeigte mit einer Steigung von 25 die höchste Aktivität und ist sehr gut mit der Aktivität im Quarz vergleichbar. Die Steigungen der anderen Sedimente lagen im Bereich 2,5 bis 15, was im Vergleich zu Quarz niedrig erscheint. In dem künstlichen Sediment OECD 218/219 (Sediment 5) war die Dehydrogenaseaktivität der zugegebenen Bakterien gering und wäre aus diesem Grunde nicht als Kontrollsediment geeignet. Das OECD-Sediment ist jedoch ein Kontrollsediment für zahlreiche biologische Tests auf internationaler Ebene und war für alle anderen im Projekt untersuchten Testsysteme (außer Nematodentest) gut geeignet. Aus diesem Grund wurden weitere Untersuchungen mit diesem Sediment durchgeführt.

Anpassung des Sediments OECD 218/219 an das Testsystem

Zunächst wurde untersucht, ob der Kaolingehalt ggf. das Testsystem stört. Hierfür wurde das OECD-Sediment mit fünf verschiedenen Kaolingehalten (5, 10, 15, 20 und 25 % Kaolin) versetzt und jeweils getrennt im Kontakttest getestet. Die Ergebnisse sind in Abbildung III.2-6 dargestellt.

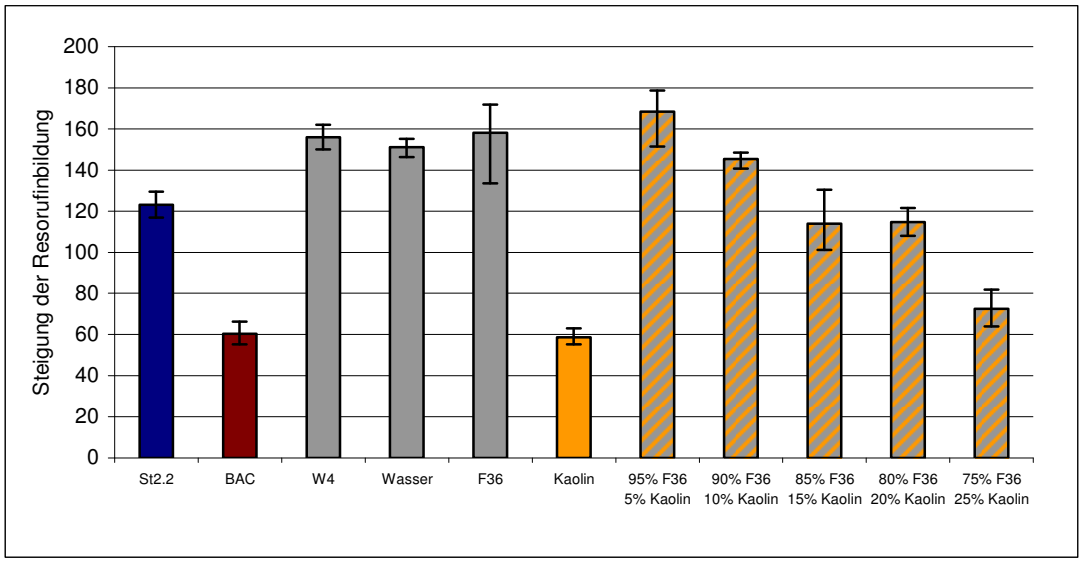


Abbildung III.2-6: Steigung der Resorufinbildung in Quarzsand (F36) mit unterschiedlichem Gehalt an Kaolin

In der Abbildung ist zu erkennen, dass die Dehydrogenaseaktivität mit steigendem Kaolingehalt sinkt. Aus diesem Grund wurde entschieden, dass OECD 218/219, welches einen Kaolingehalt von 20 % aufweist, zu modifizieren, d.h. den Kaolingehalt auf 5 % bzw. 10 % zu reduzieren. ECT Ökoxikologie GmbH hat diese Sedimente hergestellt und den Projektpartnern zur Untersuchung zugeschickt. Die Ergebnisse sind in Abbildung III.2-7 dargestellt.

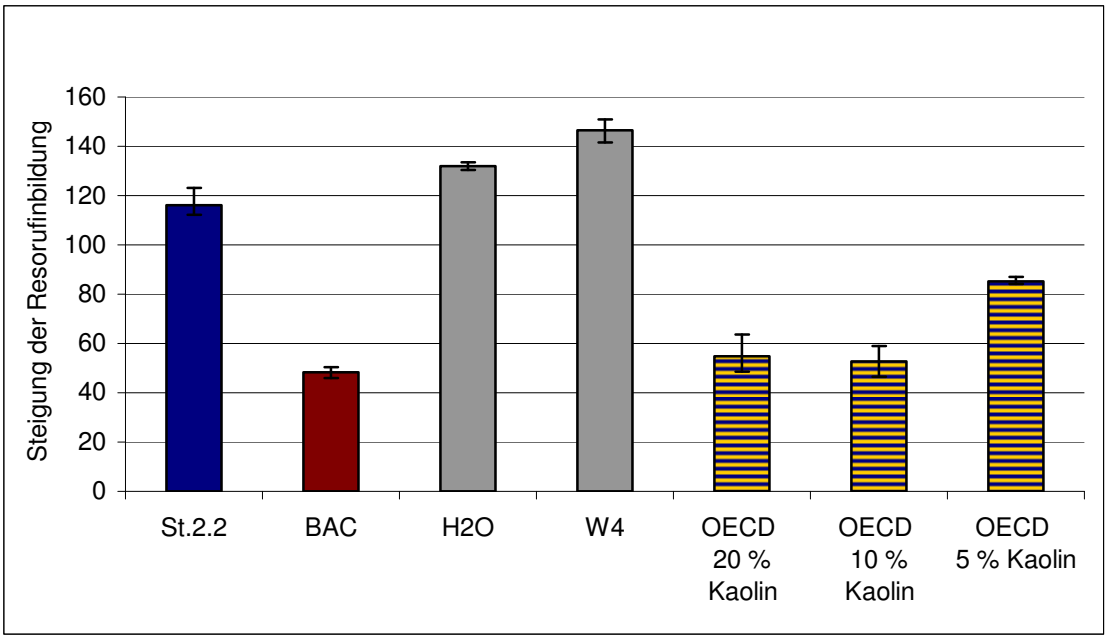


Abbildung III.2-7: Steigung der Resorufinbildung im Sediment OECD 218/219 mit unterschiedlichem Gehalt an Kaolin

Es ist deutlich zu erkennen, dass die DHA-Aktivität mit abnehmendem Kaolingehalt im Sediment zunimmt. Allerdings liegt die Aktivität bei dem OECD-Sediment mit geringstem Kaolinzusatz (5 %) noch deutlich unter der Aktivität die die Bakterien im Quarzsand zeigen.

III.2.3.2. Dotierung

III.2.3.2.1. Dotierung der künstlichen und natürlichen, gering belasteten Sedimente

Um Aussagen zur Empfindlichkeit der Testsysteme zu erhalten, wurden Dosis-Wirkungsbeziehungen mit ausgewählten Schadstoffgemischen untersucht. Hierzu wurden ein künstliches (OECD 218 / 219 mit 5 % Kaolin) und ein natürliches gering belastetes Sediment (AA-R) jeweils mit einem organischen Schadstoffgemisch und einem Gemisch von Schwermetallen dotiert. Die Dotierung erfolgte entsprechend den international standardisierten Vorgaben der OECD Richtlinie 218 (2004) sowie der OECD Richtlinie 207 (1984). Die Testkonzentrationen wurden als Konzentrationen der Prüfsubstanz im Sediment (mg/kg Sediment Trockengewicht) berechnet. Die zu testenden Konzentrationsstufen wurden durch unabhängige Dotierung einer Sedimentteilmenge, nicht durch Verdünnungen, hergestellt. Die Dotierung mit den Schadstoffgemischen wurde von der ECT Ökotoxikologie GmbH und der BfG durchgeführt und an die Verbundpartner verschickt. Die Dotierung der Einzelsubstanzen wurde in unserem Hause durchgeführt.

III.2.3.2.2. Range-Finding im künstlichen und natürlichen, gering belasteten Sediment

Die Konzentrationen des organischen Schadstoffgemisches sind der Tabelle III.2-8 zu entnehmen, die Konzentrationen der Schwermetalle sind in Tabelle III.2-9 zusammengestellt.

Die Ergebnisse der Hemmung der Dehydrogenaseaktivität sind in Abbildung III.2-8 dargestellt.

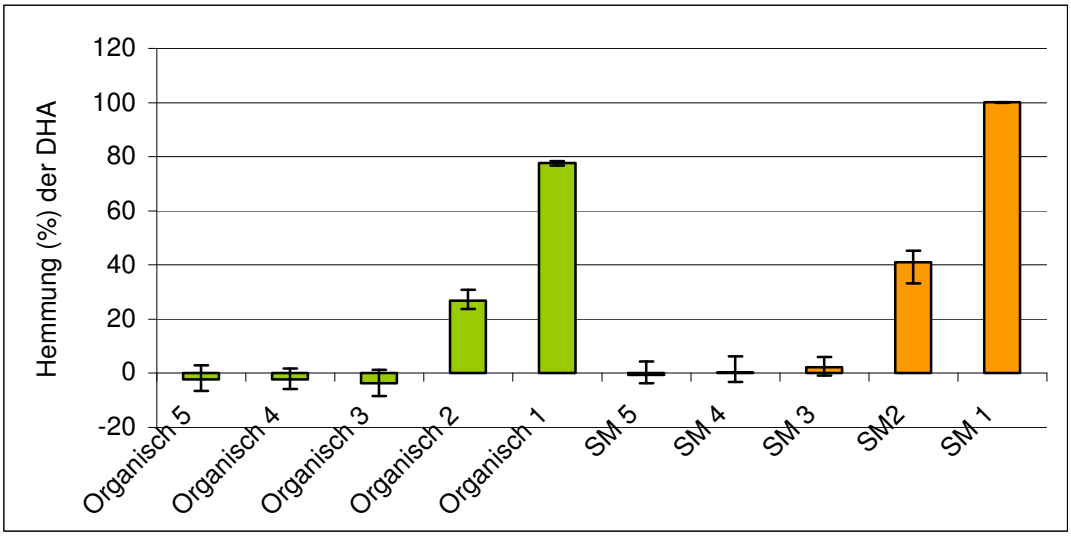


Abbildung III.2-8: Hemmung der Dehydrogenaseaktivität in Prozent des dotierten künstlichen OECD-Sediments bezogen auf die Lösungsmittelkontrolle (organische Schadstoffe) bzw. auf die pH-Kontrolle (Schwermetalle) im Range-Finding

Die Schadstoffgemische O3 bis O5 zeigen eine fördernde Wirkung, O2 zeigt keinen signifikanten Effekt, jedoch O1 mit ca. 80 % Hemmung. Bei der Schwermetalldotierung zeigen die drei niedrigsten Konzentrationen keinen Effekt, SM2 ist mit 40 % Hemmung und SM1 mit 100 % Hemmung als toxisch zu bewerten.

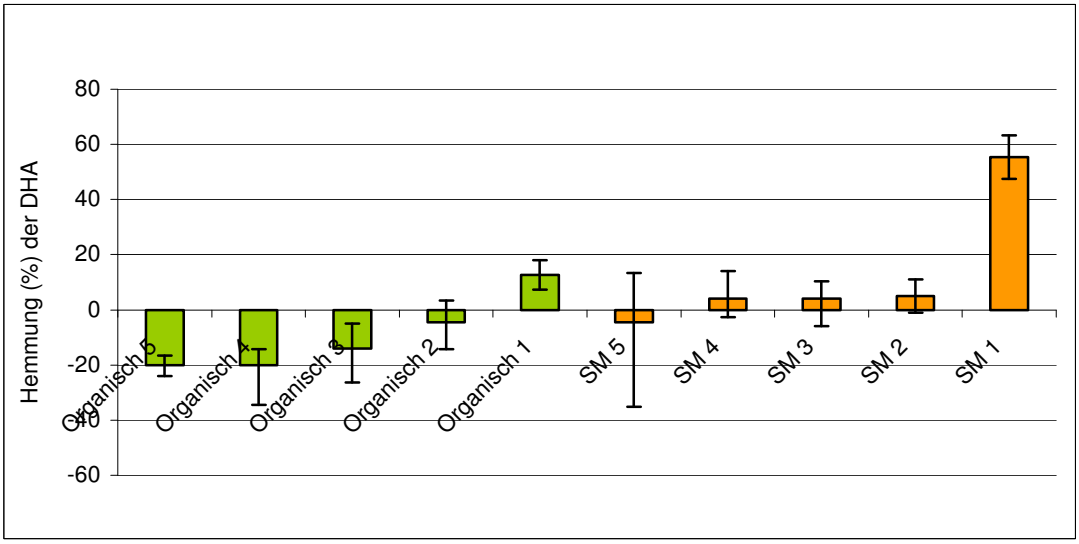


Abbildung III.2-9: Hemmung der Dehydrogenaseaktivität in Prozent des dotierten natürlichen Sediments bezogen auf die Lösungsmittelkontrolle (organische Schadstoffe) bzw. auf die pH-Kontrolle (Schwermetalle) im Range-Finding

III.2.3.2.3. Hauptversuch zur Bestimmung der Dosis-Wirkungsbeziehung im künstlichen Sediment

Anhand des Range-Findings wurde der Bereich für die Dotierung festgelegt. Bei der Dotierung des künstlichen Sediments konnten für die organischen Schadstoffe und für die Schwermetalle gute Konzentrations-Wirkungsbeziehungen erstellt werden. Die Ergebnisse sind in Abbildung III.2-10 dargestellt.

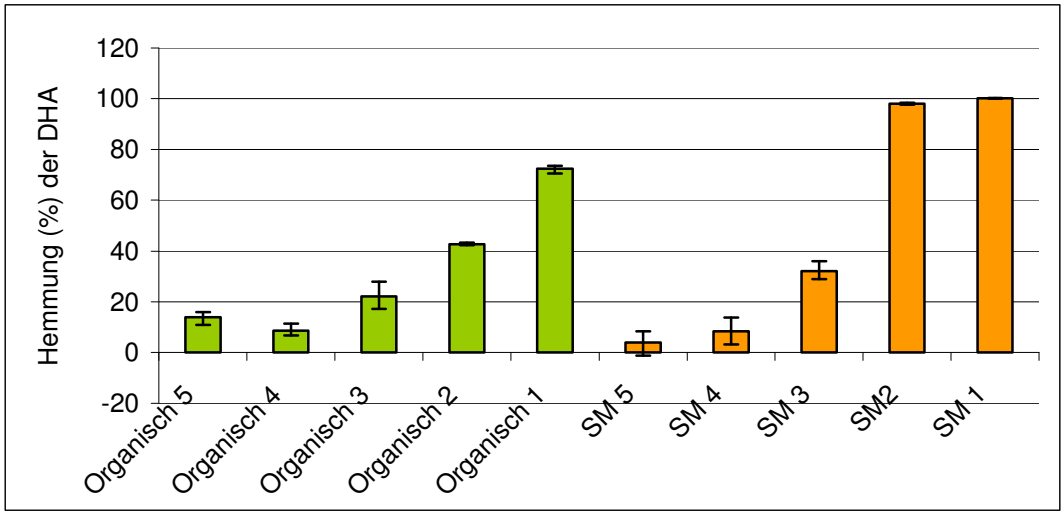


Abbildung III.2-10: Hemmung der Dehydrogenaseaktivität in Prozent des dotierten künstlichen OECD- Sediments bezogen auf die Lösungsmittelkontrolle (organische Schadstoffe) bzw. auf die pH-Kontrolle (Schwermetalle) im Hauptversuch

III.2.3.2.4. Hauptversuch zur Bestimmung der Dosis-Wirkungsbeziehung im natürlichen, gering belasteten Sediment

Die Konzentrationsstufen für das natürliche gering belastete Sediment befinden sich in Tabelle III.2-12 und Tabelle III.2-13. In folgender Abbildung III.2-11 ist zu erkennen, dass die festgelegten Konzentrationsstufen für die organischen Schadstoffgemische gut geeignet waren. Es ist eine deutliche Konzentrations-Wirkungsbeziehung festzustellen. Während bei den Schwermetallen die Konzentrationen SM1 und SM2 eine vollständige Hemmung aufwiesen, war bei SM3 nur eine geringfügige Hemmung zu erfassen. Die Konzentrationen SM4 und SM5 zeigten fördernde Wirkungen.

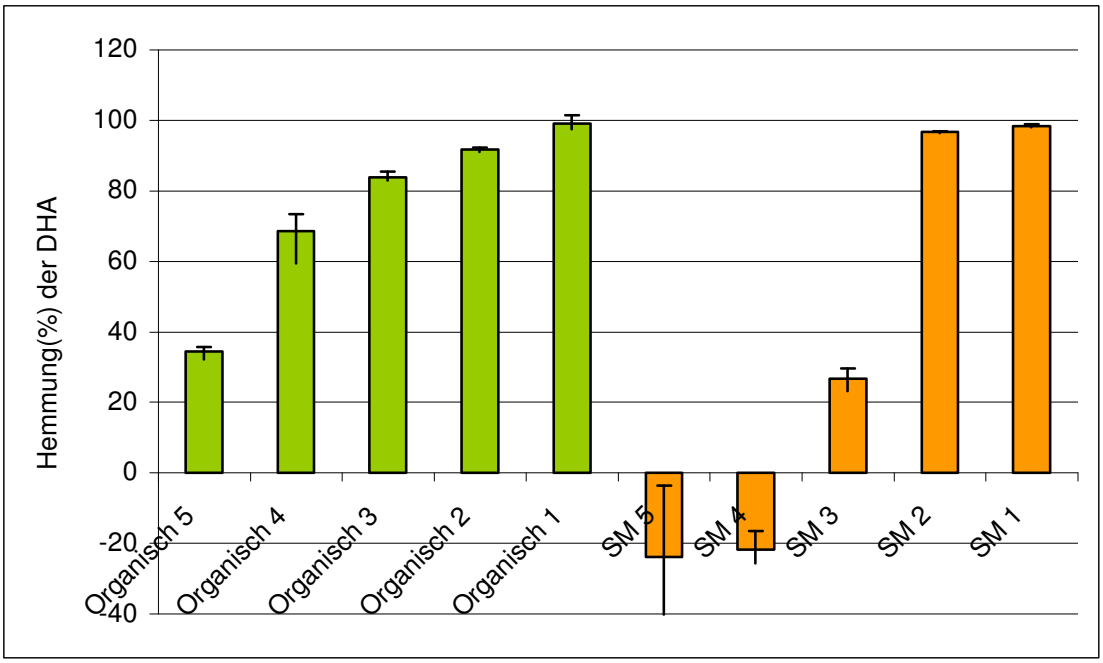


Abbildung III.2-11: Hemmung der Dehydrogenaseaktivität in Prozent des dotierten natürlichen Sediments bezogen auf die Lösungsmittelkontrolle (organische Schadstoffe) bzw. auf die pH-Kontrolle (Schwermetalle) im Hauptversuch

III.2.3.2.5. Dotierungsversuche mit Einzelsubstanzen

Die Konzentrationsstufen der dotierten Sedimente sowie die ermittelten Wirkungen im Bakterienkontakttest befinden sich für die organischen Schadstoffe in Tabelle III.2-12 und Tabelle III.2-16 und für die Schwermetalle in Tabelle III.2-13 und Tabelle III.2-17. Hierbei war mit Ausnahme von Pentachlorphenol nur bei sehr hohen Schadstoffkonzentrationen eine toxische Wirkung zu verzeichnen.

Tabelle III.2-16: Hemmung der DHA der Dotierungsversuche mit organischen Schadstoffen

mg/kg TG Diuron	Hemmung (%)	mg/kg TG Fluoranthen	Hemmung (%)
200	-24,0	200	-2,7
400	-13,8	400	1,1
800	-13,6	800	-38,3
1.600	-13,2	1.600	-21,1
3.200	2,8	3.200	-3,3
mg/kg TG 2,4-Dinitrophenol	Hemmung (%)	mg/kg TG Pentachlorphenol	Hemmung (%)
200	17,2	25	37,8
400	21,9	50	70,2
800	36,6	100	79,7
1.600	43,7	200	86,4
3.200	67,2	400	92,2
mg/kg TG Nonylphenol	Hemmung (%)	mg/kg TG Parathionethyl	Hemmung (%)
200	-28,2	300	-0,7
400	-1,6	600	-4,8
800	19,4	1.200	-13,0
1.600	14,3	1.600	26,2
3.200	86,1	2.400	-29,0

Tabelle III.2-17: Hemmung der DHA der Dotierungsversuche mit Schwermetallen

mg Cd/kg TG	Hemmung (%)	mg Zn/kg TG	Hemmung (%)
0,94	-8,4	296,875	-13,4
1,88	-7,6	500	-25,6
2,5	-4,2	593,75	-23,4
3,75	3,5	1000	-31,0
5	-3,5	1187,5	-19,4
7,5	-2,9	1500	-45,7
10	-0,2	2375	-26,7
15	7,9	3000	-56,6
30	-0,8	5000	-46,6
mg Ni/kg TG	Hemmung (%)	mg Cu/kg TG	Hemmung (%)
212,5	13,3	140,6	-0,3
425	18,8	281,3	0,4
500	5,1	500	3,0
850	17,5	562,5	-1,5
1250	5,1	1000	-7,2
1700	11,9	1125	0,9
2500	3,5	1500	-2,4
5000	3,9	3000	-1,6
7000	18,5	5000	44,7

Dotierung erfolgte durch die BfG; Dotierung erfolgte durch F+M

III.2.3.3. Natürliche belastete Sedimente

Zunächst wurden vier natürliche vermeintlich belastete Sedimente mit dem Sedimentkontakttest mit *A. globiformis* untersucht. Die Steigung der Resorufinbildung als Maß der Dehydrogenaseaktivität von *A. globiformis* ist in folgender Abbildung zusammen mit den Kontrollen dargestellt.

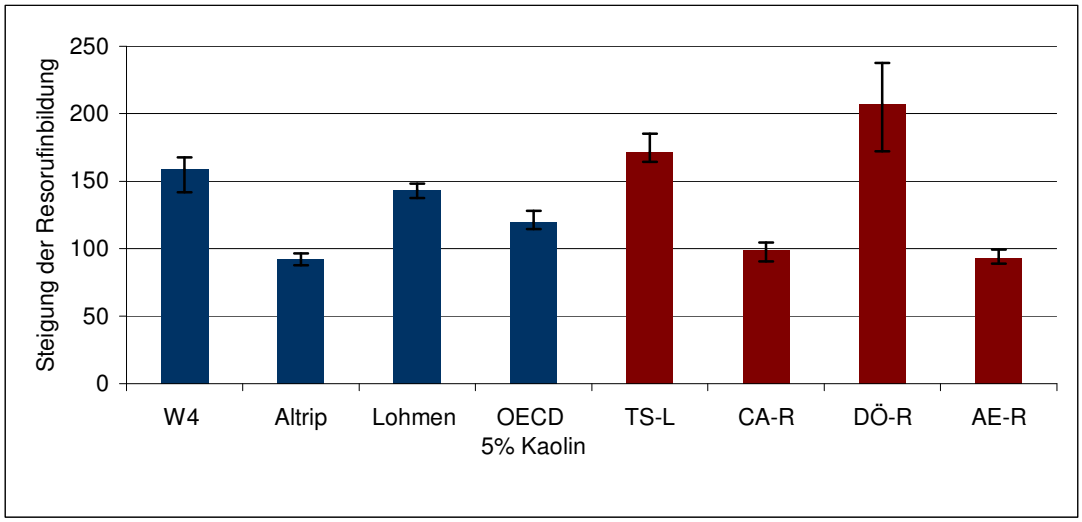


Abbildung III.2-12: Steigung der Resorufinbildung der belasteten Sedimente und verschiedenen Kontrollen

Die Dehydrogenaseaktivität (DHA) der belasteten Sedimente CA-R und AE-R ist vergleichbar mit dem natürlichen Kontrollsediment Altrip. Verglichen mit dieser Kontrolle zeigen die Sedimente TS-L und DÖ-R eine fördernde Wirkung. Die Tatsache, dass die belasteten Sedimente keine hemmende Wirkung im Sedimentkontakttest mit *A. globiformis* zeigen, kann zum einen an einem zu geringen Gehalt der Schadstoffe liegen, dass diese Schadstoffe nicht bioverfügbar sind, oder dass die Schadstoffe bei *A. globiformis* keine hemmende Wirkung hervorrufen.

Da im Rahmen des Verbundprojekts insgesamt 10 belastete Sedimente untersucht werden sollten, wurden weitere 12 natürliche vermeintlich belastete Sedimente ausgewählt. Bevor die umfangreiche Analytik der Sedimente erfolgte wurden die Sedimente mit ausgewählten Sedimentkontakttests untersucht um festzustellen, ob die Sedimente Effekte induzieren. Der Sedimentkontakttest mit *A. globiformis* war aufgrund seiner Sensitivität und seiner schnellen Durchführbarkeit für ein Screening sehr gut geeignet.

Die Ergebnisse der Dehydrogenaseaktivität (DHA) der 12 Sedimente sind in Abbildung III.2-13 dargestellt.

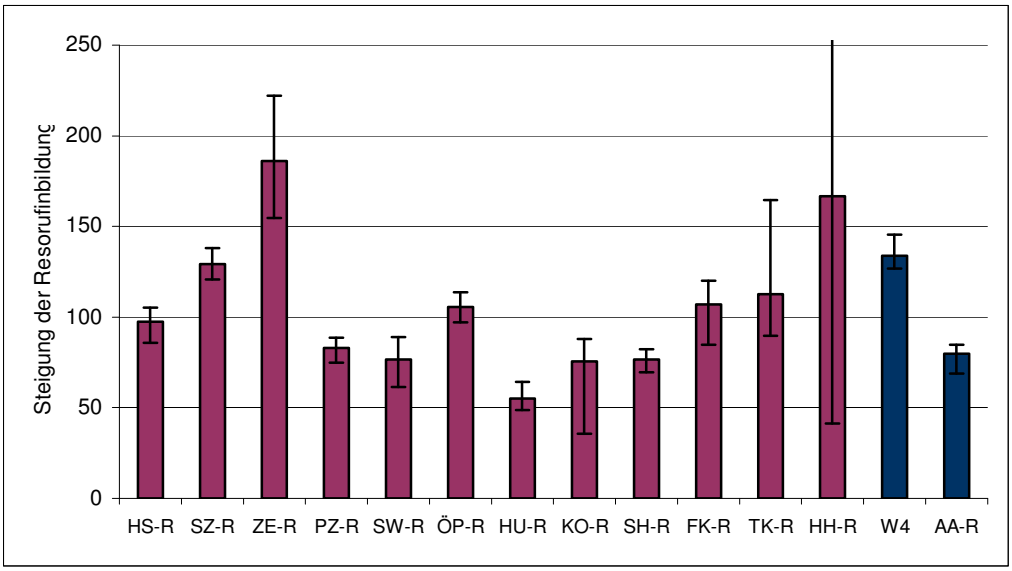


Abbildung III.2-13: Steigung der Resorufinbildung belasteter Sedimente und verschiedenen Kontrollen im Screeningtest

Palzem (PZ-R), Spittelwasser (SW-R), Hunte (HU-R), Kochendorf (KO-R) und Schierstein (SH-R) zeigen geringe Aktivität, jedoch ist dies verglichen mit Altrip (AA-R) nicht als signifikanter Effekt zu bewerten. Die Ergebnisse der Sedimente Zenne (ZE-R) und Hamburger Hafen (HH-R) sind eingeschränkt zu bewerten, da hier keine ausreichende Pasteurisierung stattgefunden hat und die Schwankungsbreite sehr groß ist.

Die Ergebnisse dieses Tests und die Ergebnisse der anderen Screening-Sedimentkontakttests der Verbundpartner wurden zusammengestellt und per E-Mail diskutiert. Die folgende Tabelle zeigt die Auswahl der Sedimente für die Untersuchungen der belasteten Sedimente.

Tabelle III.2-18: Auswahl 6 weiterer belasteter Sedimente

Referenzstelle	Gewässer	Probencode
Hamburger Hafen	Elbe	HH-R
Palzem	Mosel	PZ-R
Hunte	Nebenfluss der Weser, Werfthafen	HU-R
Kochendorf	Neckar	KO-R
Finow-Kanal	Oder	FK-R
Schiersteiner Hafen	Rhein	SH-R

Es erfolgte eine neue Probenahme und die Tests wurden erneut durchgeführt. In folgender Abbildung ist die Steigung der Resorufinbildung als Maß der Dehydrogenaseaktivität dargestellt.

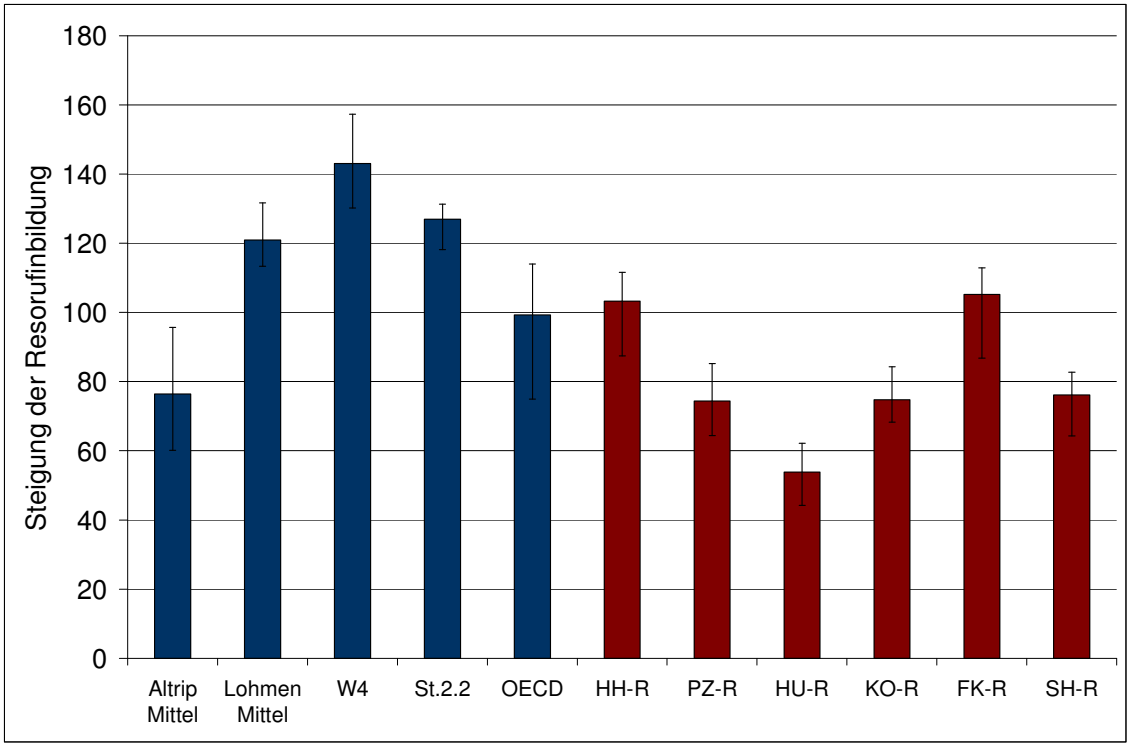


Abbildung III.2-14: Steigung der Resorufinbildung belasteter Sedimente und verschiedenen Kontrollen

Die folgenden Diagramme verdeutlichen, dass die Bewertung je nach Kontrollsediment unterschiedlich ausfällt.

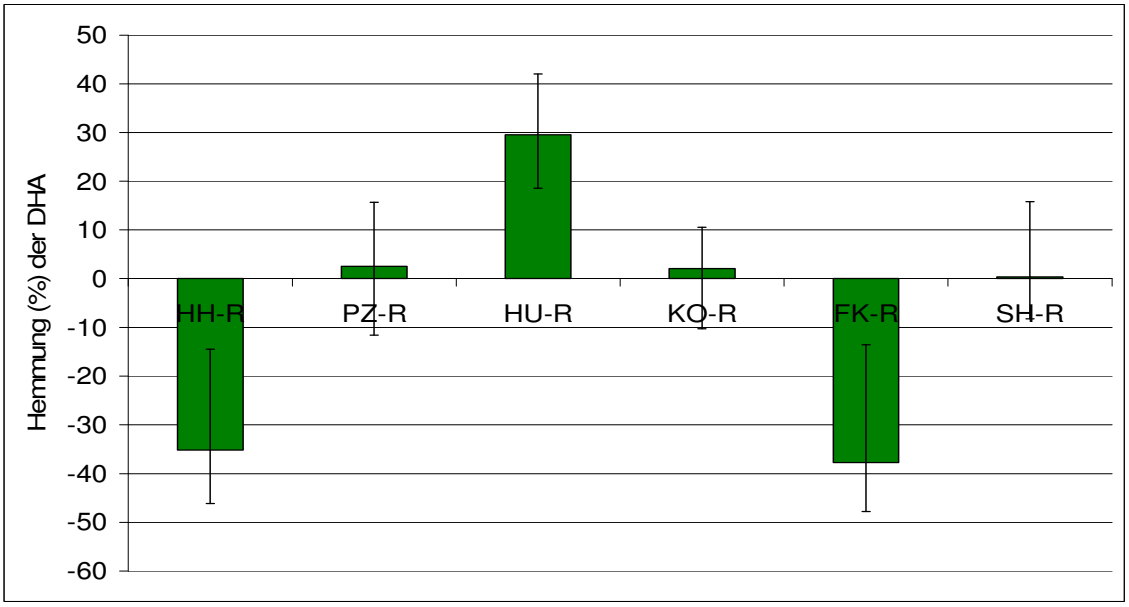


Abbildung III.2-15: Hemmung der Dehydrogenaseaktivität bezogen auf das natürliche Kontrollsediment Altrip

Die Abbildung zeigt, dass die Sedimente bezogen auf das natürliche Sediment Altrip (AA-R) keinen signifikanten Effekt aufweisen. Bezieht man die Steigungen der Resorufinbildung jedoch auf das natürliche Sediment Lohmen (LO-L), so ist bei dem Sediment Hunte (HU-R) ein deutlicher Effekt mit 54 % Hemmung zu sehen (siehe Abbildung III.2-16). Das Sediment aus dem Hamburger Hafen (HH-R) und aus dem Finow-Kanal (FK-R) zeigte keinen toxischen Effekt. Die Sedimente Palzem (PZ-R), Kochendorf (KO-R) und Schierstein (SH-R) haben eine Hemmung von 37-38%.

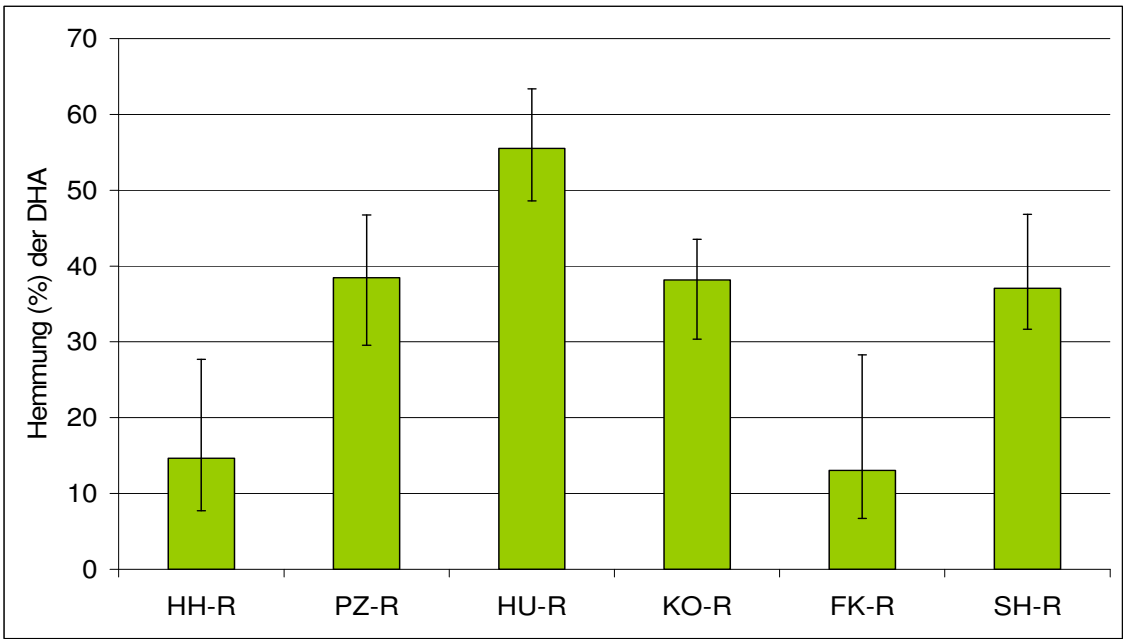


Abbildung III.2-16: Hemmung der Dehydrogenaseaktivität bezogen auf das natürliche Kontrollsediment Lohmen

Neben den natürlichen Kontrollsedimenten wurden ebenfalls künstliche Sedimente mitgeführt. Die Ergebnisse der Hemmung bezogen auf die künstlichen Sedimente sind der Abbildung III.2-17 und der Abbildung III.2-18 zu entnehmen

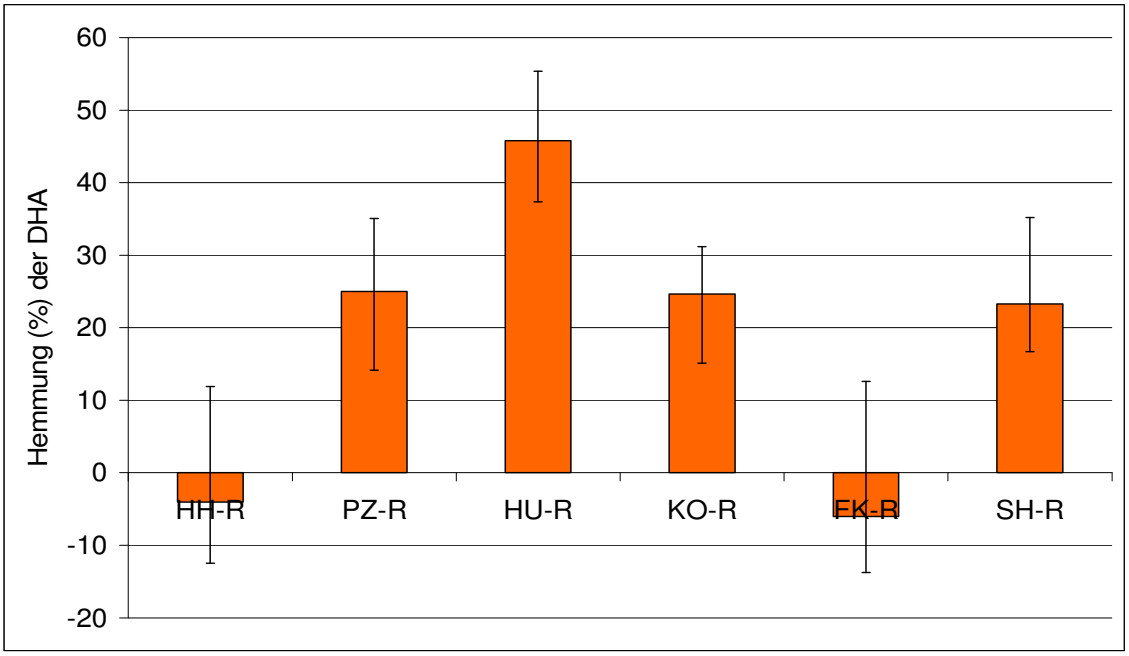


Abbildung III.2-17: Hemmung der Dehydrogenaseaktivität bezogen auf das künstliche Kontrollsediment OECD 218/219 (5 % Kaolin)

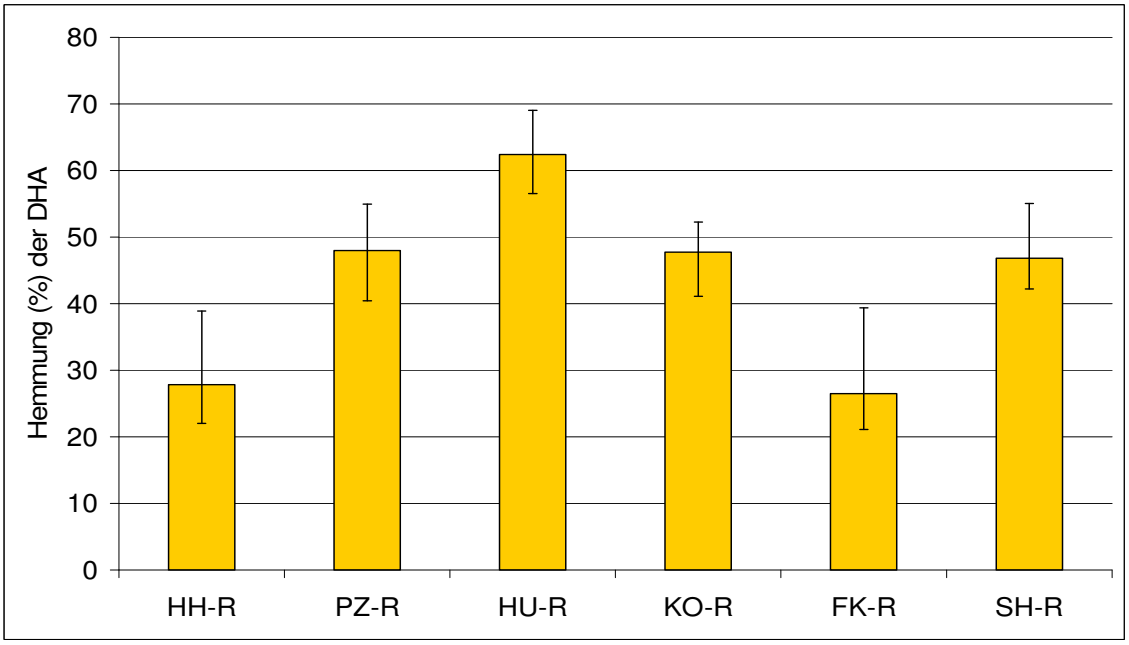


Abbildung III.2-18: Hemmung der Dehydrogenaseaktivität bezogen auf das künstliche Kontrollsediment W4

III.2.4 Diskussion

Die ersten Kontakttests wurden Ende der 70er Jahre mit benthischen Insektenlarven entwickelt, mit der Eintagsfliegenlarve *Hexagenia limbata* (Prater & Anderson, 1977) und der Zuckmückenlarve *Chironomus tentans* (Wentsel et al., 1977). Obwohl mittlerweile viele biologische Verfahren entwickelt wurden, die zur Ermittlung der Toxizität und Bioakkumulation von Schadstoffen in Böden herangezogen werden können, gibt es relativ wenige standardisierte Feststoffkontakttests mit Bakterien. Ein bereits kommerziell erhältlicher Test ist der Microtox-solid contact test, der Leuchtbakterien (*Vibrio fisheri*) nutzt, um die Effekte von Schadstoffen im Boden zu messen. Bei diesem Test müssen für die Messung der Lumineszenz die Leuchtbakterien vom Testgut abgetrennt werden. Die komplette Abtrennung der Bakterien ist schwierig, da die Leuchtbakterien, je nach Bodenmaterial, unterschiedlich stark binden. Die unvollständige Abtrennung der Bakterien kann eine Verminderung der Lumineszenz hervorrufen, da weniger Bakterien in der für die Lumineszenzmessung hergestellten Lösung sind. Dies würde ein falsch positives Ergebnis anzeigen (Ringwood et al. 1997). Beim bereits als DIN vorliegenden Bakterienkontakttest mit *A. globiformis* ist eine Abtrennung der Bakterien nicht notwendig, da als Testparameter die Dehydrogenaseaktivität betrachtet und der Umsatz von Resazurin zu Resorufin verfolgt wird. Dabei wird im klassischen Verfahren nach DIN der Feststoff abgetrennt und im wässrigen Überstand die Resazurinkonzentration ermittelt. Als Testkriterium gilt die Dehydrogenase im Vergleich zu einer unkontaminierten Kontrolle. Bei dem DIN-Verfahren ist immer ein so genannter Blindansatz der Probe bzw. der Kontrolle notwendig, bei dem anstelle von Bakterien der Testansatz mit Nährmedium versetzt wird. Dieser Blindansatz wird bei der Berechung der Hemmung berücksichtigt.

Ein Fokus der Untersuchungen war die Probenvorbehandlung. Bestimmte Sedimenteigenschaften erforderten Probenvorbehandlungsschritte. So ist z.B. zu gewährleisten, dass die Dehydrogenaseaktivität der standorteigenen Bakterien unterdrückt wird, aber auch das Redoxpotential des Sedimentes keinen Einfluss auf das Testergebnis hat. Bei Vorbehandlungsschritten ist immer das Spannungsfeld zu beachten, dass die Vorbehandlung allen Anforderungen entspricht, aber auch sehr schonend sein sollte, damit die Sedimentprobe in ihren Eigenschaften nicht zu stark verändert wird. Als Vorbehandlungsschritte wurden sowohl eine Aufoxidierung auf dem Horizontalschüttler und eine Pasteurisierung der Probe im Wasserbad etabliert und diese in der Methodenbeschreibung als obligatorisch mit aufgenommen.

Im Rahmen des Forschungsprojektes wurden zur Identifizierung von Kontroll- und Referenzsedimenten natürliche unkontaminierte Sedimente untersucht. Dabei wurden verschiedene Sedimente berücksichtigt, die sich deutlich in den Sedimenteigenschaften unterscheiden. Das Sediment V + CMC zeigte die höchste Aktivität und ist sehr gut mit der Aktivität im Quarz vergleichbar. Die Steigungen der anderen Sedimente liegen im Vergleich zu Quarz deutlich niedriger. In dem künstlichen Sediment OECD 218/219 war die Dehydrogenaseaktivität der zugegebenen Bakterien gering, weswegen es nicht als Kontrollsediment geeignet war. Das OECD 218/219 Sediment ist ein Kontrollsediment für zahlreiche biologische Tests auf internationaler Ebene und ist für alle anderen im Projekt untersuchten Testsyteme (außer Nematodentest) gut geeignet. Aus diesem Grund wurden weitere Untersuchungen mit diesem Sediment durchgeführt. Abschließend konnte festgestellt werden, dass nicht allein das Kaolin

im Testsystem störend wirkt, sondern auch der Torfgehalt einen Einfluss auf das Testergebnis hat. Für die Dotierungsversuche eines künstlichen Sediments wurde das OECD Sediment mit 5 % Kaolin ausgewählt.

Wie bereits in der Aufgabenstellung formuliert, ist eine wesentliche Anforderung an Biotests, dass sie in der Lage sein sollten, anthropogene Störungen vom Einfluss natürlicher Faktoren zu unterscheiden. Zur Beantwortung dieser Frage wurden im Rahmen des Verbundprojektes verschiedene natürliche, unkontaminierte Sedimente (See und Fluss) untersucht. Die Sedimente unterscheiden sich hinsichtlich ihres TOC-Gehaltes von 42,2 g/kg (KO-R) bis 140,3 g/kg (FK-R) und ihrer Korngrößenverteilung. Es gibt sandige Sedimente (KO-R, FK-R) und weniger sandige Sedimente (HH-R, HU-L). Der Anteil an Ton variiert ebenfalls sehr stark. FK-R hat einen Tonanteil von 16,2 % und HU-L von 38,6 %. Die pH-Werte liegen zwischen 7,4 und 7,8.

Die dargestellten Ergebnisse weisen darauf hin, dass natürliche Sedimenteigenschaften einen Einfluss auf das Ergebnis im Bakterienkontakttest haben können. Die Daten wurden im Rahmen des Teilprojektes der RWTH Aachen analysiert und sind dort im Bericht (Anlage C) dargestellt.

Für die Validierung des Testsystems wurden Dosis-Wirkungsbeziehungen mit ausgewählten Schadstoffgemischen bestimmt. Dazu wurden sowohl Vorversuche, Range- Finding als auch Hauptversuche durchgeführt. Die Hauptversuche wurden mit dem natürlichen Sediment Altrip und dem künstlichen OECD-Sediment (5 % Kaolin) durchgeführt.
Für das organische Schadstoffgemisch konnten Konzentrations-Wirkungskurven aufgestellt werden. Für das Schwermetallgemisch konnten im Test keine Wirkungskurven erstellt werden. Bei den eingesetzten Konzentrationen wurde eine hohe bzw. keine Hemmung beobachtet, so dass zu vermuten ist, dass der Verlauf der Konzentrations-Wirkungskurve sehr steil ist. Die vergleichende Diskussion aller SeKT-Test-Ergebnisse erfolgte im Abschlußbericht der Koordinatorin in Kapitel II.
Es wurden in einem nächsten Schritt belastete Sedimentproben mit allen Sedimentkontakttests untersucht. Mit Hilfe von Screeninguntersuchungen wurden geeignete Sedimente ausgewählt. Als Bezugsgröße wurde das natürliche Sediment Altrip und Lohmen eingesetzt. Daneben wurden auch künstliche Kontrollsedimente mit untersucht. Die künstlichen Kontrollsedimente wie Quarzsand bieten optimale Testbedingungen und wie alle im TV2 durchgeführten Untersuchungen bestätigten, ist hier die höchste Aktivität der Bakterien zu verzeichnen. Die ausgewählte Kontrolle hat einen erheblichen Einfluss auf das Ergebnis im Kontakttest. Wird das natürliche Kontrollsediment Altrip gewählt, so sind alle Sedimente als unproblematisch einzustufen. Berücksichtigt man Lohmen als Bezugsgröße, so ist bei dem Sediment Hunte eine deutliche Hemmung zu identifizieren. Wird Quarzsand W 4 als Bezugsgröße berücksichtigt, so sind in allen belasteten Umweltproben Effekte über 20 % Hemmung zu verzeichnen.

Aus Sicht der Standardisierung von ökotoxikologischen Verfahren sollte die Kontrolle so gewählt werden, dass für den Testorganismus optimale Bedingungen vorherrschen, um auch fördernde Effekte in Umweltproben zu vermeiden. Zur Vereinheitlichung von Verfahren ist

ein gut verfügbares künstliches Kontrollsediment die bevorzugte Lösung. Für den Bakterienkontakttest mit *A. globiformis* kann auf Grundlage der Ergebnisse Quarzsand W4 empfohlen werden. Natürliche Sedimente können als so genannte Referenzsedimente mit untersucht werden. Dabei sollten die Referenzsedimente im Hinblick auf vergleichbare Sedimenteigenschaften der zu untersuchenden Probe ausgewählt werden.

Umweltproben können mit einem Medium vermischt werden. Die gemessene Hemmung nimmt analog dem geringer eingesetzten Probenanteil ab. Man erhält dadurch Informationen zu Dosis-Wirkungsbeziehungen. Dabei spielt das Verdünnungsmedium eine entscheidende Rolle. Allerdings sind Schwierigkeiten bei der Untersuchung von Feststoffen mit dem Verdünnungsstufenansatz zu berücksichtigen. Zum einen ist die Auswahl des geeigneten Verdünnungsmediums schwierig, zum anderen besteht eine große Unkenntnis darüber, was passiert, wenn Feststoffe miteinander vermischt werden. Eine weitere Schwierigkeit bei der Verdünnung von Umweltproben besteht darin, das Umweltproben meist eine bestimmte Feuchtigkeit besitzen. Hier muss grundsätzlich festgelegt werden, ob das Feuchtgewicht bei der Herstellung der Verdünnungsstufen berücksichtigt, oder ob auf die Trocknung zurückgerechnet wird. Gleiches gilt für das Verdünnungsmedium. Hier kann das Verdünnungsmedium auf den gleichen Wassergehalt der Probe eingestellt werden, oder z.B. bei Quarzsand der trockene Feststoff zum Einsatz kommen. Untersuchungen zu dieser Fragestellung zeigten, dass die Berücksichtigung der Feuchtigkeit der Probe einen erheblichen Einfluss auf das Testergebnis hat.

Abschließend ist anzumerken, dass Feststoffe verdünnt werden können und damit eine Abnahme der Hemmung erzielt wird. Hier könnte analog wie bei Wasserproben als Ergebnisangabe die Verdünnungsstufe gewählt werden, bei der eine Hemmung < 20 % erreicht wird. Da, wie bereits dargestellt, bei der Vermischung von Umweltproben mit einem Verdünnungsmedium sehr viele Unwägbarkeiten identifiziert wurden und auch der Verdünnungsansatz nicht gewährleistet ist, sondern eher als ein Mischansatz betrachtet werden kann wurde im Verbund vereinbart, dass bei Feststoffumweltproben der Verdünnungsansatz wenig sinnvoll ist und als Ergebnisangabe die Hemmung in der unverdünnten Probe zur Beurteilung der Toxizität herangezogen werden soll und nicht das Verdünnungsstufenmodell. An Stelle des Verdünnungsansatzes zur Sedimentbewertung wurde in Kapitel II.3 ein Klassifizierungssystem zur Sedimentbewertung, basierend auf den Ergebnissen der Untersuchungen der belasteten Sedimente mit der SeKT-Testbatterie, vorgestellt.

III.2.5 Nutzen des Vorhabens

Das Projekt war eingebettet im Forschungsverbund „Definition von Referenzbedingungen, Kontrollsedimenten und Toxizitätsschwellenwerten für limnische Sedimentkontakttests“. Das Verbundprojekt hatte zum Ziel, die Nutzung ökotoxikologischer Testverfahren für den Bereich Sedimentbewertung aufzuzeigen und zu einer Vereinheitlichung der Referenzbedingungen sowie Kontrollen bei den einzelnen zur Verfügung stehenden Kontakttesten beizutragen. Im Gesamtverbund wurden mit Hilfe von statistischen Auswertemethoden belastbare Toxizitätsschwellenwerte ermittelt.
Die Optimierung des Bakterienkontakttestes für die Bewertung von Feststoffen sowohl Se-

diment, als auch Boden und Abfall fließen gegenwärtig in Testrichtlinien zur Beurteilung der Qualität dieser Feststoffe ein, vor allem im Rahmen der ISO-Normierung.
Durch die Optimierung und Miniaturisierung wurde eine kostengünstige Screening-Methode entwickelt. Durch das Aufzeigen des erfolgreichen Einsatzes von lyophilisierten Bakterien wurde das Interesse an ein so genanntes „ready to use“ Testkit geweckt, analog zum Testkit für den Leuchtbakterientest. Alle benötigten Elemente zur Durchführung des Kontakttests wie Lösungen, Substrat, Bakterien und Mikrotiterplatten sollen den Nutzern zur Verfügung gestellt werden. Firmen haben schon Interesse an der Vermarktung des Testkits angemeldet und erste Gespräche wurden bereits geführt.
Die Ergebnisse des Bakterienkontakttests wurden sowohl einzeln als auch im Kontext des Gesamtverbundes auf nationalen und internationalen wissenschaftlichen Konferenzen und in Fachzeitschriften vorgestellt. Das Haus Dr. Fintelmann und Dr. Meyer GmbH (F+M) wickelt Auftragsanalytik bei chemischen und biologischen Fragestellungen ab. Die Akzeptanz ökotoxikologischer Testsysteme zur Bewertung von kontaminierten Böden kann Aufträge im Bereich Ökotoxikologie begünstigen. Damit wird F+M in die Lage versetzt, Tests für die Qualitätsbewertung kontaminierter Sedimente vermehrt als Dienstleistung anzubieten, sowie modernisierte Testeinrichtungen zu schaffen.

III.2.6 Während des Vorhabens bekannt gewordene Fortschritte auf dem Gebiet

Grundlegende neue Erkenntnisse, die nicht in dem Vorhaben bzw. in dem Gesamtverbund „SeKT“ erarbeitet wurden, konnten nicht ermittelt werden.

III.2.7 Zusammenfassung

Der Bakterienkontakttest konnte in dem Projekt als neu entwickeltes miniaturisiertes Verfahren erfolgreich eingesetzt werden. Zur Durchführung des Bakterienkontakttests in Mikrotiterplatten wurde das Messverfahren umgestellt. Anstelle der photometrischen Messung der Substratabnahme wird jetzt die Produktzunahme des Resorufins fluorimetrisch erfasst. Diese Messung kann in der Sedimentsuspension, d.h. direkt in der Mikrotiterplatte erfolgen. Es entfallen die arbeitsintensiven Schritte der Zentrifugation und der Filtration. Durch eine Messung der relativen Fluoreszenz im Abstand von 15 min wird eine Kinetik aufgenommen, die gegenüber der Endpunktbestimmung weitergehende Informationen liefert.

Der Bakterienkontakttest mit *Arthrobacter globiformis* nach DIN 38412-48 wird mit Bakterien einer Übernachtkultur durchgeführt. Bei den hier durchgeführten Untersuchungen wurden ausschließlich selbst hergestellte lyophilisierte Bakterien eingesetzt. Die Bakterien werden mit einer Reaktivierungslösung reaktiviert und sind sofort für den Einsatz im Kontakttest bereit. Neben der Zeitersparnis ist die Handhabung und Konservierung der gefriergetrockneten Bakterien ein weiterer Vorteil dieses Verfahrens. Der Einsatz des Bakterienkontakttests mit *A. globiformis* ist somit auch in Laboratorien ohne mikrobiologische Einrichtung und Erfahrung möglich, da z.B. die Stammhaltung bei -70°C entfällt. Dieses verbesserte Verfahren befindet sich jetzt in der ISO-Normierung (ISO/CD 10871 Water quality – Determination of the inhibition of dehydrogenase activity of Arthrobacter globiformis – Solid contact test using the redox dye resazurine, Normierungsverfahren).

Es wurden unkontaminierte Sedimente, die sich in ihren Sedimenteigenschaften stark unterschieden, mit dem Bakterienkontakttest untersucht und die Dehydrogenaseaktivität des Testbakteriums ermittelt. Die Ergebnisse zeigen, dass natürliche Sedimenteigenschaften einen Einfluss auf das Testsystem haben. Dieser Einfluss muss bei der Festlegung eines Schwellenwertes berücksichtigt werden.

Im Rahmen des Projektes wurde weiterhin eine Auswahl von Sedimenten unterschiedlicher Sedimenteigenschaften untersucht, die sich hinsichtlich ihrer Kontamination unterschieden.

Der Bakterienkontakttest ist zum einen durch die einfache Handhabung und zum anderen durch die kurze Testdauer als Screening Verfahren zur Bewertung von Sedimenten geeignet. Insgesamt konnte gezeigt werden, dass der Bakterienkontakttest mit *A. globiformis* wichtige Zusatzinformationen bei der Bewertung belasteter Sedimente liefern kann. Er stellt eine gute Ergänzung zu Eluattests und Tests mit höheren Organismen dar und sollte in einer Basistestbatterie Berücksichtigung finden.

III.2.8 Veröffentlichung der Ergebnisse

Vorträge:

Melbye, K.; Neumann-Hensel, H. (2006): Miniaturized Test Kit with *Arthrobacter globiformis* for the Risk Assessment of Sediments. International Symposium on Sediment Dynamics and Pollutant Mobility in River Basins, 26.-29.03.2006, Hamburg.

Poster:

Neumann-Hensel H, Melbye K (2006): The SeKT joint research project - TV2: Reference conditions and control sediments for the miniaturized sediment contact test with *Arthrobacter globiformis* (freeze-dried), SETAC Europe 16th Annual Meeting, Den Haag, Niederlande.

Neumann-Hensel H, Melbye K (2006): Verbundprojekt SeKT - Sedimentkontakttest in Mikrotiterplatten mit *Arthrobacter globiformis* (gefriergetrocknet). 11. Jahrestagung der SETAC-GLB in Landau.

Neumann-Hensel H, Melbye K, Spira D (2007): Verbundprojekt SeKT - Wirkung von dotierten künstlichen und natürlichen Sedimenten im Sedimentkontakttest in Mikrotiterplatten mit *Arthrobacter globiformis* (gefriergetrocknet). 12. Jahrestagung des SETAC-GLB in Leipzig.

Neumann-Hensel H, Melbye K (2007): The SeKT joint research project - Sediment contact assay in microplates with *Arthrobacter globiformis* (freeze-dried). SETAC Europe 17th Annual Meeting in Porto, Portugal.

Neumann-Hensel H, Melbye K, Roeber C (2008): The SeKT joint research project - Effect of 10 natural anthropogenic contaminated sediments at the miniaturized sediment contact test with *Arthrobacter globiformis* (freeze-dried). SETAC Europe 18th Annual Meeting, Warschau, Polen

III.2.9 Literaturverzeichnis

BfG-Merkblatt (2005): „Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung“, Anlage zum Leistungskatalog Teil 5 der AVEU 5/94. “Gewinnung sowie physikalische, chemische und biologische Untersuchung von Eluaten und Porenwässern“.

DIN 38412-48 (2002): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L) - Teil 48: *Arthrobacter globiformis*-Kontakttest für kontaminierte Feststoffe.

DIN ISO 11466: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von Cadmium, Chrom, Cobalt, Kupfer, Blei, Mangan, Nickel und Zink im Königswasserextrakt - Flammen- und elektrothermisches atomabsorptionsspektrometrisches Verfahren.

ISO/CD 10871: Water quality — Determination of the inhibition of dehydrogenase activity of *Arthrobacter globiformis* — Solid contact test using the redox dye resazurine, Normierungsverfahren

Neumann-Hensel, H.; Melbye,K. (2006): Optimization of the Solid-contact test with *Arthrobacter globiformis*. JSS – J Soils & Sediments (4), 201-207.

OECD (1984): OECD-Guideline for Testing of Chemicals No. 207. Earthworm Acute Toxicity Test. Paris.

OECD (2004): OECD-Guideline for Testing of Chemicals No. 218. Sediment-Water Chironomid Toxicity Test. Using Spiked Sediments. (Original Guideline adopted, 13th April 2004), Paris.

Prater, B., Anderson, M.A. (1977): A 96-hour sediment bioassay of Duluth and Superior harbor basins (Minnesota) using Hexagenia limbata , Asselus communis, Daphnia magna, and Pimephales promelas as test organisms. Bull.Environ.Contam.Toxicol. 18, 159-169.

Ringwood A, DeLorenzo M, Ross P, Holland A, 1997: Interpretation of Microtox® solid-phase toxicity tests: the effects of sediment composition. Environmental Toxicology and Chemistry: Vol. 16, No. 6, pp. 1135–1140.

Römbke J, Eisenträger A, Hund-Rinke K, Jänsch S, Neumann-Hensel H, Schallnaß, H-J (2006): Erprobung und Vorbreitung einer praktischen Nutzung ökotoxikologischer Testsysteme (ERNTE), Sidus Verlag.

Rönnpagel, K. (1992): Wechselwirkungen feststoffgebundener PAKs und ihrer derivate in einem modifizierten Toxizitätstest mit Bacillus cereus. Diplomarbeit TU Braunschweig.

Rönnpagel K, Liss W, Ahlf W (1995): Microbial bioassay to assess the toxicity of solid-associated contaminants. Ecotoxicol.Environ.Saf. 31, 99-103.

Wentsel, R., McIntosh, A., Atchison, G. (1977): Sublethal effects of heavy metal contaminated sediment on midge larvae (Chironomus tentans). Hydrobiologia 56, 153-15.

III.3 Sedimentkontakttest mit *Caenorhabditis elegans* (Nematoda) (TV3)

Sebastian Höss
Institut für Biodiversität Netzwerk (ibn), Regensburg und Ecossa, Starnberg

Der Sedimentkontakttest mit *Caenorhabditis elegans* wurde vor ca. 15 Jahren entwickelt (Traunspurger et al. 1997). Die Basis bildete ein in den USA entwickelter Toxizitätstests, der die Untersuchung von wässrigem Medium (Williams and Dusenbery, 1990) und Boden (Donkin and Dusenbery, 1994) mit dem Toxizitätsparameter Mortalität ermöglichte. Die Weiterentwicklung für aquatische Sedimente und subletale Toxizitätsparameter erforderte eine langjährige Standardisierungsarbeit, die in die Erarbeitung einer ISO-Norm mündete (ISO/DIS 10872; siehe Abbildung III.3-1). Ein kritischer Punkt war immer die Variabilität der subletalen Toxizitätsparameter in unbelasteten Sedimenten. Studien zeigten eine Abhängigkeit von natürlichen Faktoren, wie z.B. Korngröße und organischem Gehalt (Höss et al. 1999; Höss et al. 2001). Deshalb halfen die in diesem Projekt erarbeiteten Ergebnisse dabei, die Aussagekraft des Tests zu stärken und die Brauchbarkeit des Tests für eine Sedimentkontakttest-Batterie zu bestätigen.

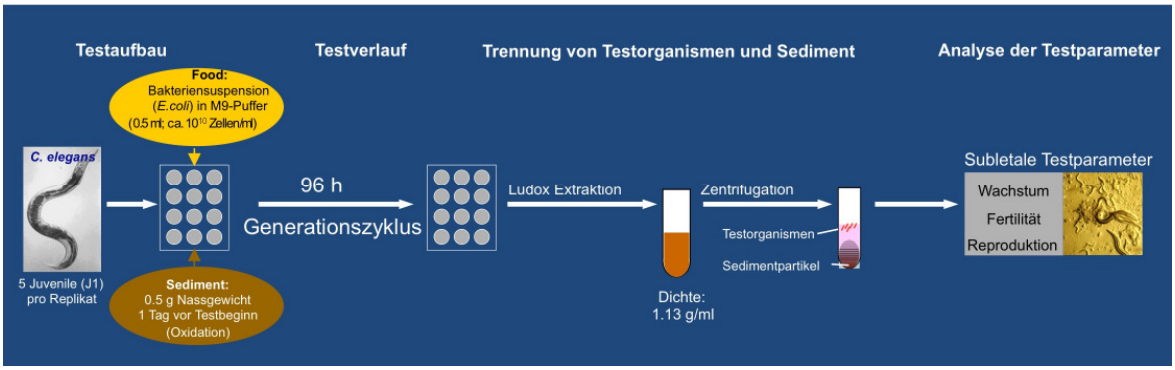


Abbildung III.3-1: Schematische Darstellung des Nematodentests

III.3.1 Erzielte Ergebnisse

III.3.1.1. Gering belastete Sedimente

Im ersten Arbeitspaket des Verbundprojekts sollten gering belastete künstliche und natürliche Sedimente untersucht werden, um (1) die Schwankungsbreite (und Grenzen) der einzelnen Testsysteme zu untersuchen und (2) für alle Testsysteme geeignete Kontrollsedimente zu entwickeln bzw. zu ermitteln.
In diesem Teilprojekt wurden dazu 13 verschiedene künstliche Sedimente und 12 verschiedene gering belastete natürliche Sedimente mit dem Sedimentkontakttest mit *Caenorhabditis ele-gans* (Nematodentest) untersucht.

III.3.1.1.1. Künstliche Sedimente

Einfluss von CMC-Coating auf das Ergebnis des Nematodentests

Verschiedene künstliche Sediment, die aus einzelnen, kommerziell erwerblichen Komponenten zusammengesetzt wurden, wurden mit allen Sedimentkontakttests untersucht, um ein für die gesamte Testbatterie geeignetes Kontrollsediment zu finden. Um die Kohlenstoffquelle (Torf, Cellulose) der künstlichen Sedimenten besser an die anderen mineralischen Bestandteile zu binden, wurde als Versuch Carboxylmethylcellulose (CMC) zu den Sedimenten gemischt. CMC überzieht die Oberfläche der Sedimentpartikel und simuliert ein organisches Coating bei natürlichen Sedimenten. Alle Sedimente wurden mit und ohne CMC-Coating getestet.

Tabelle III.3-1: Zusammensetzung der künstlichen Sedimente

Künstliches Sediment	Ursprung	Zusammensetzung	CMC
OECD 218/219 (OECD)	Chironomidentest	s. Anhang A, Tab. A.1, Sediment 7/8	+/-
OECD 218/219 mit Benthonit (OECD B)	Chironomidentest	Wie oben, aber 20 % Benthonit statt Kaolin	+/-
Sediment V (SedV)	Makrophytentest	s. Anhang A, Tab. A.1, Sediment 5/6	+/-
Nematodentestsediment mit Torf (NT)	Nematodentest	s. Anhang A, Tab. A.1, Sediment 1/2	+/-
Nematodentestsediment mit Cellulose (NC)	Nematodentest	Wie oben, aber 4 % Cellulose statt Torf	+/-

Die Zusammensetzung der künstlichen Sedimente ist ausführlich in Anlage A beschrieben. Die zwei Nematodentestsedimente (NT, NC) eigenen sich sehr gut als Kontrollsediment für den Nematodentest, wobei sich die Nematoden im Sediment mit Cellulose (NC) als organisches Material besser entwickelten als im Sediment mit Torf (NT; Tabelle III.3-1). Die Unterschiede zum testspezifischen Kontrollsediment (KS), das ja eigentlich die gleiche Zusammensetzung hat wie NT, liegt wahrscheinlich an der unterschiedlichen Bezugsquelle für einen Sedimentbestandteil (Eisenoxid). Das Chironomiden-OECD-Sediment war eingeschränkt geeignet. Die Nematoden konnten sich zwar reproduzieren, zeigten allerdings eine sehr geringe Anzahl an Nachkommen (Reproduktion). OECD mit Benthonit statt Kaolin, sowie Sediment V (Sed V) waren für den Nematodentest nicht geeignet.

Die Sedimente mit CMC-Coating (Abbildung III.3-2: Wachstum: weiße Balken) zeigten die gleichen Ergebnisse (oder schlechtere: Sed V) wie die Sedimente ohne CMC-Coating (Abbildung III.3-2: Wachstum: schwarze Balken).

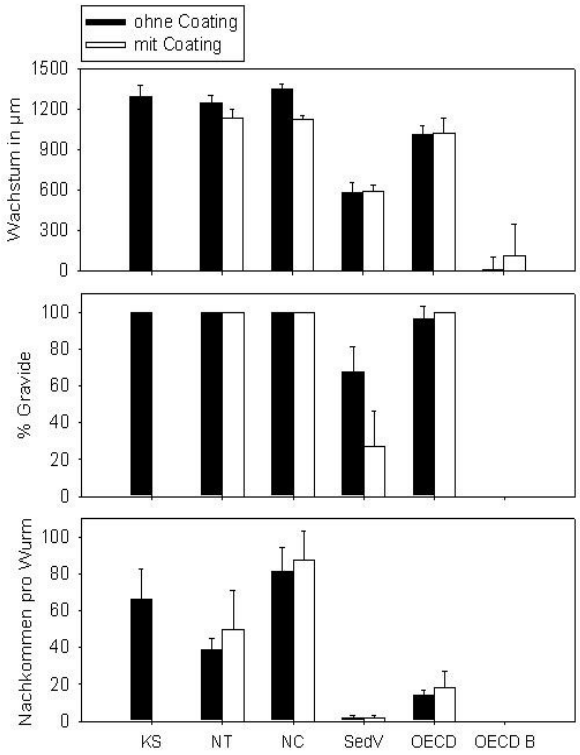


Abbildung III.3-2: Wachstum , Fertilität und Reproduktion von *C. elegans* nach 96 h Exposition in verschiedenen künstlichen Sedimenten mit (weiße Balken) und ohne (schwarze Balken) CMC Coating; Balken = Mittelwert; Fehlerbalken = Standardabweichung.

Einfluss des Trockengewichts der Sedimente

Die verschiedenen künstlichen Sedimente wiesen am Termin des Testbeginns unterschiedliche Trockengewichte auf (60 bis 79 %). Da das Trockengewicht, bzw. der Wassergehalt der Sedimente die Parameter im Nematodentest beeinflussen kann, wurden Wachstum und Reproduktion gegen das Trockengewicht aufgetragen (Abbildung III.3-3). Sieht man von den zwei Sedimenten mit dem geringsten Wachstum ab, kann man den Trend erkennen, dass die Nematoden sich besser entwickelten je geringer das Trockengewicht des Sediments war. Das Trockengewicht der künstlichen Sedimente wurde deshalb im weiteren Verlauf des Projekts auf ein bestimmtes Trockengewicht (60 %) eingestellt.

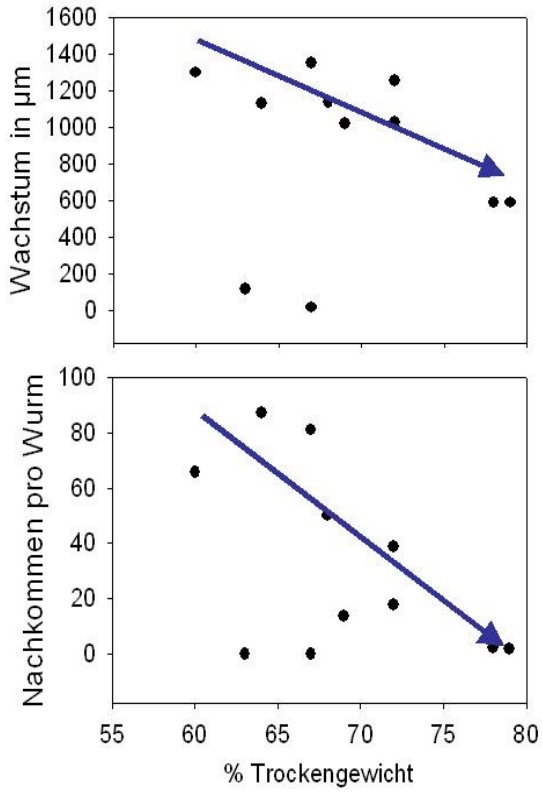


Abbildung III.3-3: Wachstum (in µm) und Reproduktion (Nachkommen pro Wurm) von *C. elegans* aufgetragen gegen das Trockengewicht der verschiedenen künstlichen Sedimente.

Ein einem zweiten Versuch wurden die gleichen künstlichen Sedimente nochmals getestet (mit Ausnahme von OECD B, da zu geringes Wachstum im 1. Versuch), diesmal allerdings nur ohne CMC-Coating und mit eingestelltem Trockengewicht von 60 %. Außerdem sollte noch ein "minimales" künstliches Sediment, nämlich Quarzsand (QS), dazugenommen werden. Als Quarzsand wurde ein sehr feiner Sand (W4) mit einer mittleren Korngröße < 100 µm verwendet.

Abbildung III.3-4 zeigt, dass sich durch die Einstellung des Trockengewichts nicht viel geändert hat. Quarzsand (W4) war nur eingeschränkt als Kontrollsediment geeignet (niedrige Reproduktion). Die Aussage über die Eignung als Kontrollsediment beim Nematodentest bleibt also unverändert: geeignet sind NT und NC; eingeschränkt geeignet sind OECD und QS W4; nicht geeignet sind Sed V und OECD B.

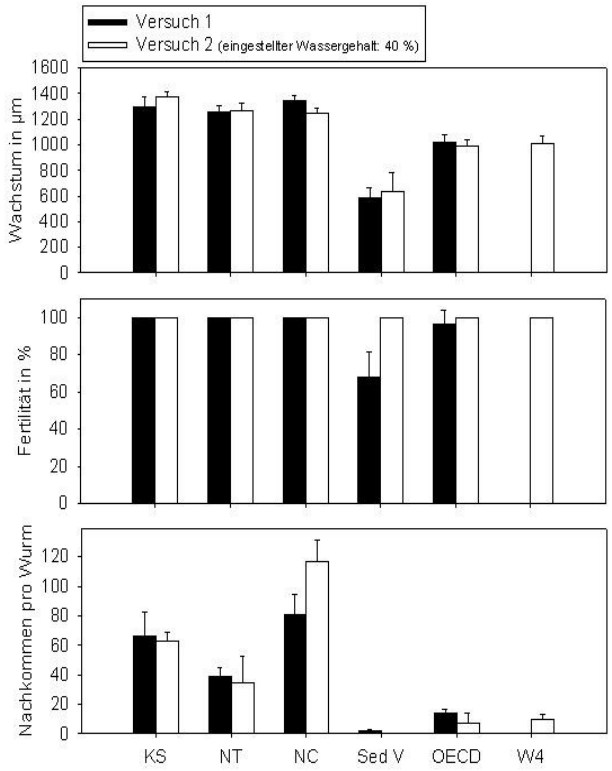


Abbildung III.3-4: Wachstum (in µm), Fertilität und Reproduktion von *C. elegans* nach 96 h Exposition in verschiedenen künstlichen Sedimente; schwarze Balken = 1. Versuch (original Trockengewichte); weiße Balken = 2. Versuch (einstelltes Trockengewicht: 60 %).

Veränderung der Zusammensetzung des OECD-Sediments und des Quarzsands

Da sich im Projektverbund herausgestellt hat, dass nur das OECD-Sediment für alle Testsysteme geeignet ist (eingeschränkte Eignung für Nematoden- und Bakterienkontakttest) wurde der Versuch mit OECD-Sediment wiederholt. Diesmal wurde der Einfluss des Kaolingehalts untersucht, indem zu dem OECD-Sediment mit 20 % Kaolin ein modifiziertes OECD-Sediment mit 10 % Kaolin und, in einem zweiten Versuch mit 5 % Kaolin, getestet wurde. Außerdem wurde ein gröberer Quarzsand (F36) als "minimales" künstliches Kontrollsediment untersucht, um die Palette der generell geeigneten Kontrollsedimente zu erweitern. Die Ergebnisse zeigen, dass (1) der F36-Quarzsand im Nematodentest sehr gut als künstliches Kontrollsediment geeignet ist, (2) die Reduzierung des Kaolingehalts beim OECD-Sediment das Wachstum der Nematoden befördert (Abbildung III.3-5). Abbildung III.3-6 zeigt, dass durch eine weitere Reduzierung des Kaolingehalts auf 5 %, die Ergebnisse für Reproduktion und Wachstum der Nematoden nochmals deutlich gesteigert werden konnten. Die Gültigkeitskriterien (>80 % Fertilität; >30 Nachkommen / Testorganismus) konnten nun erfüllt werden.

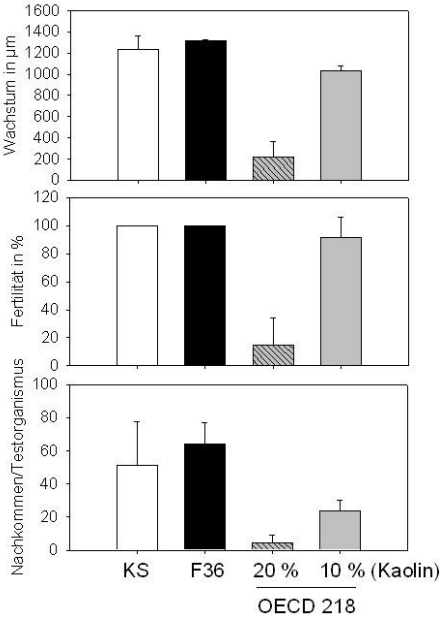


Abbildung III.3-5: Wachstum (in µm), Fertilität und Reproduktion von *C. elegans* nach 96 h Exposition in KS, Quarzsand F36, OECD 218 mit 20 % und 10 % Kaolin (einstelltes Trockengewicht: 60 %).

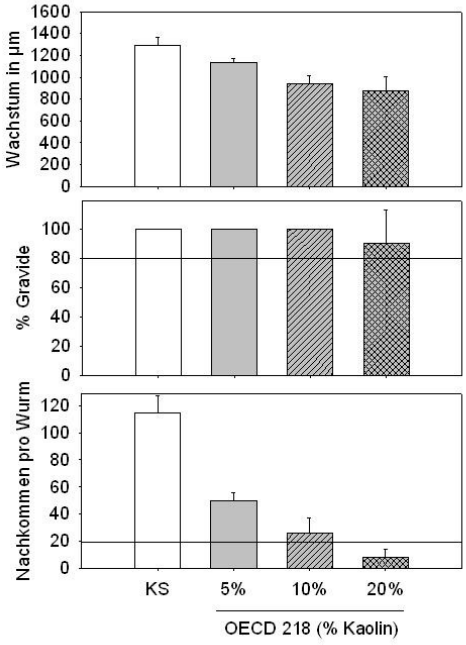


Abbildung III.3-6: Wachstum, Fertilität und Reproduktion von *C. elegans* nach 96 h Exposition in verschiedenen künstlichen Sedimenten; Balken = Mittelwert; Fehlerbalken = Standardabweichung; horizontale Linien markieren die Validitätskriterien im Nematodentest.

III.3.1.2. Natürliche Sedimente mit geringer Belastung

Um (1) die Variation der Sedimentkontakttests in natürlichen Sedimenten zu untersuchen und (2) ein geeignetes natürliches Kontrollsediment für die gesamte Testbatterie zu ermitteln, wurden 12 Sedimente aus verschiedenen Gewässertypen und mit unterschiedlichen Sedimenteigenschaften mit allen Testsystemen untersucht. Folgende natürlichen Sedimente wurden ausgewählt:

Tabelle III.3-2: Untersuchte natürliche Referenzsedimente; in den Abkürzungen steht R für River (Fluss) und L für Lake (See).

Abkürzung	Quelle	Einzugsgebiet	Gewässertyp
PA-R	Müritz-Elde-Wasserstrasse (Parchim)	Elbe	Fluss
PO-L	Starnberger See Litoral (Possenhofen)	Donau	See
ST-L	Starnberger See Profundal	Donau	See
BA-R	Donau (Bad Abbach)	Donau	Fluss
JO-R	Donau (Jochenstein)	Donau	Fluss
DM-L	Drontermeer (Holland)	Rhein	See
LO-L	Lohmer See	Warnow-Peene	See
N1-L	Stechlin See (Neuglobsow)	Elbe	See
LW-R	Weser (Langwedel)	Weser	Fluss
AA-R	Rhein (Altrip/Altrhein)	Rhein	Fluss
EB-R	Rhein (Ehrenbreitstein)	Rhein	Fluss
N2-L	Stechlin See (Neuglobsow)	Elbe	See

Sedimente der ersten Probenahme (Oktober 2005)

Der erste Versuch mit der ersten Charge an Sedimenten (Oktober 05) zeigte, dass alle Sedimente das Validitätskriterien "> 80 % Fertilität" erfüllten, die Nematoden allerdings nicht in allen Sedimenten > 30 Nachkommen/Testorganimus erreichten. Sowohl das Wachstum als auch die Reproduktion wiesen z. T. deutliche Unterschiede zum Kontrollsediment auf (Abbildung III.3-7).

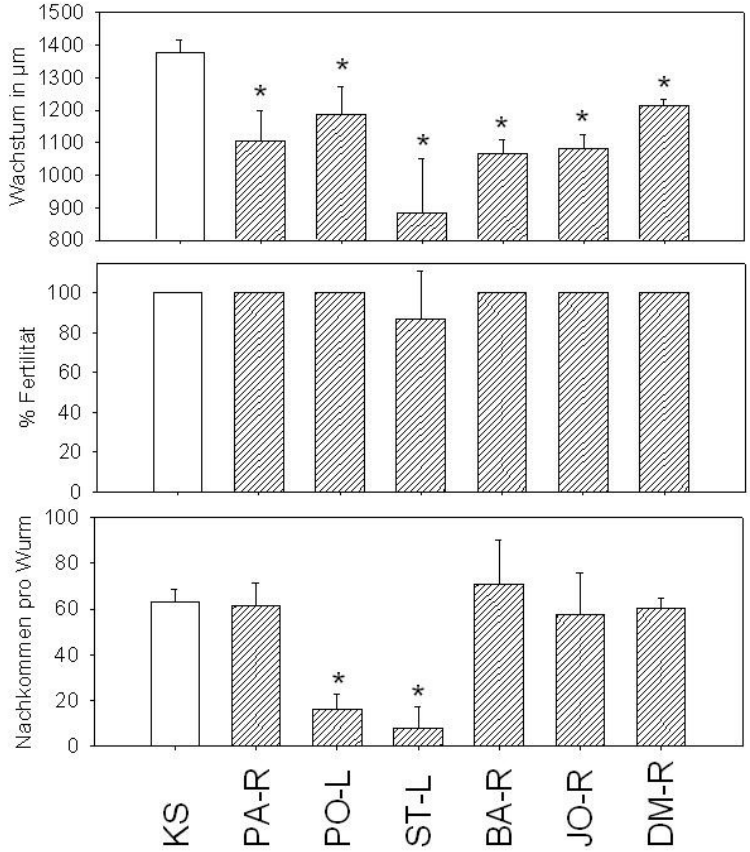


Abbildung III.3-7: Wachstum (in µm), Fertilität und Reproduktion von *C. elegans* nach 96 h Exposition in KS (künstliches Kontrollsediment) und verschiedenen natürlichen Referenzsedimenten (siehe Tab. 2); * = signifikanter Unterschied zu KS (p < 0,05; one-way ANOVA; posthoc Dunnett).

Einfluss des Oxidationszustands der Sedimente

Beim ersten Versuch war auffällig, dass im Aufbewahrungsgefäß die oberste Schicht von Sediment ST-L (Profundal des Starnberger See) sich durch ihre hellbraune Farbe vom Rest des Sediments unterschied. Dies lies den Schluss zu, dass das Sediment in der obersten Schicht oxidiert war, der Rest des Sediments allerdings anoxisch war. Da normaler Weise das Sediment vor dem Einwiegen in die Testgefäße durchmischt wird, ist anzunehmen, dass das im Test verwendete Sediment bei Testbeginn anoxisch war. Um den Einfluss des Oxidationsgrades auf die Testparameter abschätzen zu können, wurde das Sediment ST-L in einem weiteren Versuch in drei verschiedenen Ansätzen mit dem Nematodentest untersucht: (1) wie üblich das durchmischte Sediment, (2) nur die oxidierte (helle) Schicht, (3) das durchmischte Sediment wurde bereits einen Tag vor Testbeginn in die Testgefäße eingewogen, um die Oxidation der dünnen Schicht bis zum Testbeginn zu ermöglichen.

Abbildung III.3-8 zeigt, dass die „Oxidationsbehandlung“ zu einem besseren Ergebnis im Nemtodentest führt. Dabei ist es egal, ob die bereits oxidierte Schicht aus dem Aufbewahrungsgefäß genommen wird oder das durchmischte Sediment einen Tag vorher eingewogen wird. Dies zeigt, dass es sinnvoll ist, generell die Sedimente einen Tag vor Testbeginn einzuwiegen. So soll auch im weiteren Verlauf des Projekts verfahren werden.

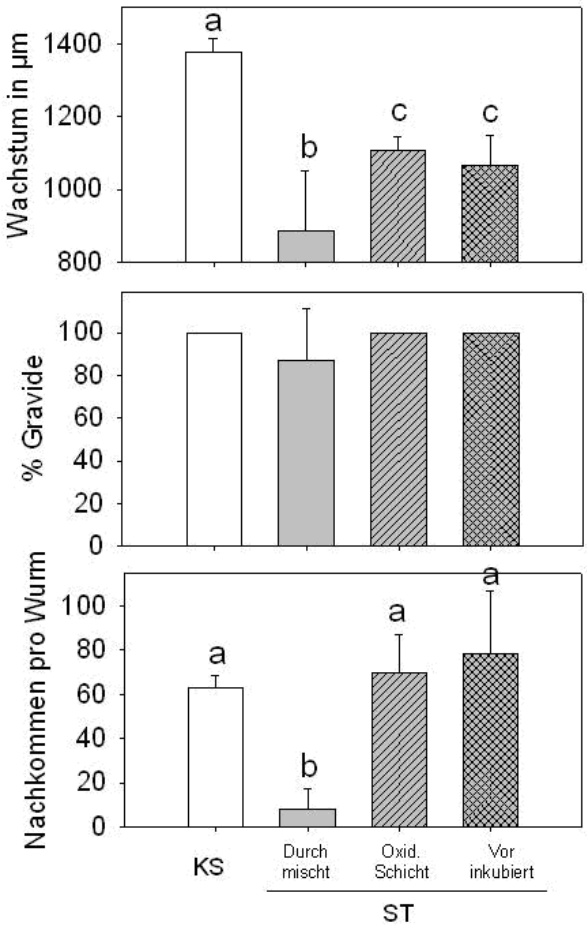


Abbildung III.3-8: Wachstum (in µm), Fertilität und Reproduktion von *C. elegans* nach 96 h Exposition in KS (künstliches Kontrollsediment) und ST nach unterschiedlicher Vorbehandlung; verschiedene Buchstaben bedeuten einen signifikanten Unterschied (p < 0,05; one-way ANOVA; posthoc Tukey).

Sedimente der ersten und zweiten Probennahme (Oktober 2005 / Februar 2006)

Mit der zweiten Charge an Sedimenten (Februar 06) wurde auch die erste Charge (Oktober 05) nochmals mit getestet, um alle Sedimente unter einheitlichen Bedingungen (Vorbehandlung: Oxidation) zu untersuchen.

Die Ergebnisse (Abbildung III.3-9) zeigen, dass fast alle Sedimente die Validitätskriterien erreicht haben (Fertilität > 80 %; >30 Nachkommen/Testorganimus). Nur in den Sedimenten BA-R und LW-R verfehlten die Nematoden knapp das Validitätskriterium von > 30 Nachkommen/Testorganismen. Das Wachstum variierte in einem Bereich von 850 bis 1360 µm, wobei das Wachstum im Kontrollsediment 1236 µm betrug. Die Sedimente BA-R, LW-R und AA-R unterschieden sich hinsichtlich des Nematodenwachstums signifikant vom Kontrollsediment. Die Reproduktion schwankte von 25 bis 130, wobei die Reproduktion im Kontrollsediment 51 betrug. Die beiden Sedimente aus dem Stechlinsee (N1-L, N2-L) zeigten eine signifikant höhere Reproduktion als im Kontrollsediment.

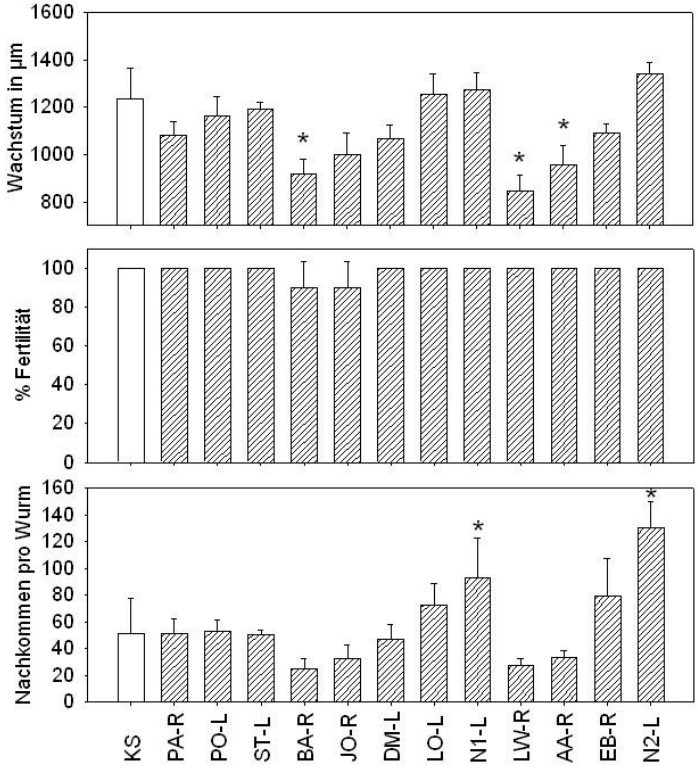


Abbildung III.3-9: Wachstum (in µm), Fertilität und Reproduktion von *C. elegans* nach 96 h Exposition in KS (künstliches Kontrollsediment) und verschiedenen natürlichen Referenzsedimenten (siehe Tab. 2); * = signifikanter Unterschied zu KS (p < 0,05; one-way ANOVA; posthoc Dunnett).

III.3.1.2.1. Vergleich aller potentiellen Kontrollsedimente

Beim Verbundtreffen im April 2006 (Koblenz) wurde versucht, mögliche Kandidaten für gemeinsame (für alle Kontakttests geeignete) Kontrollsedimente zu finden. Sedimente, die für alle Tests gut geeignet waren, konnten nur schwer gefunden werden. Zwei der untersuchten natürlichen, gering belasteten Sedimente wurden als potentielle Kontrollsedimente ausgewählt (AA-R; LO-L), also ein Fluss- und ein Seesediment. Deshalb wurden nun alle für den Verbund möglichen und für den Nematodentest üblichen Kontrollsedimente vergleichend in zwei aufeinander folgenden Tests (1 Monat Abstand) mit dem Nematodentest untersucht. Das Ergebnis zeigt, dass die Daten für die Kontrollsedimente im Nematodentest gut reproduzierbar sind (Abbildung III.3-10), aber auch, dass sich die Sedimente nur bedingt als Kontrollsedimente für den Nematodetest eignen. Die Fertilität betrug in allen Sedimenten und Versuchen 100 %. Das Wachstum der Nematoden unterschied sich nur beim Sediment vom Lohmer See (LO-L) signifikant zwischen den beiden Versuchen. Die Reproduktion unterschied sich sowohl bei KS (Nematodentest-spezifisches Kontrollsediment) als auch bei LO-L zwischen den beiden Versuchen. Beim natürlichen Sediment könnte dieser Unterschied durch einen Lagerungseffekt hervorgerufen worden sein.
Auch wenn die gewählten Sedimente im Nematodentest nicht als Kontrollsedimente verwendet werden können, so können sie aber auf jeden Fall als Matrix in den Dotierungsversuchen Anwendung finden (siehe Kapitel III.3.1.4).

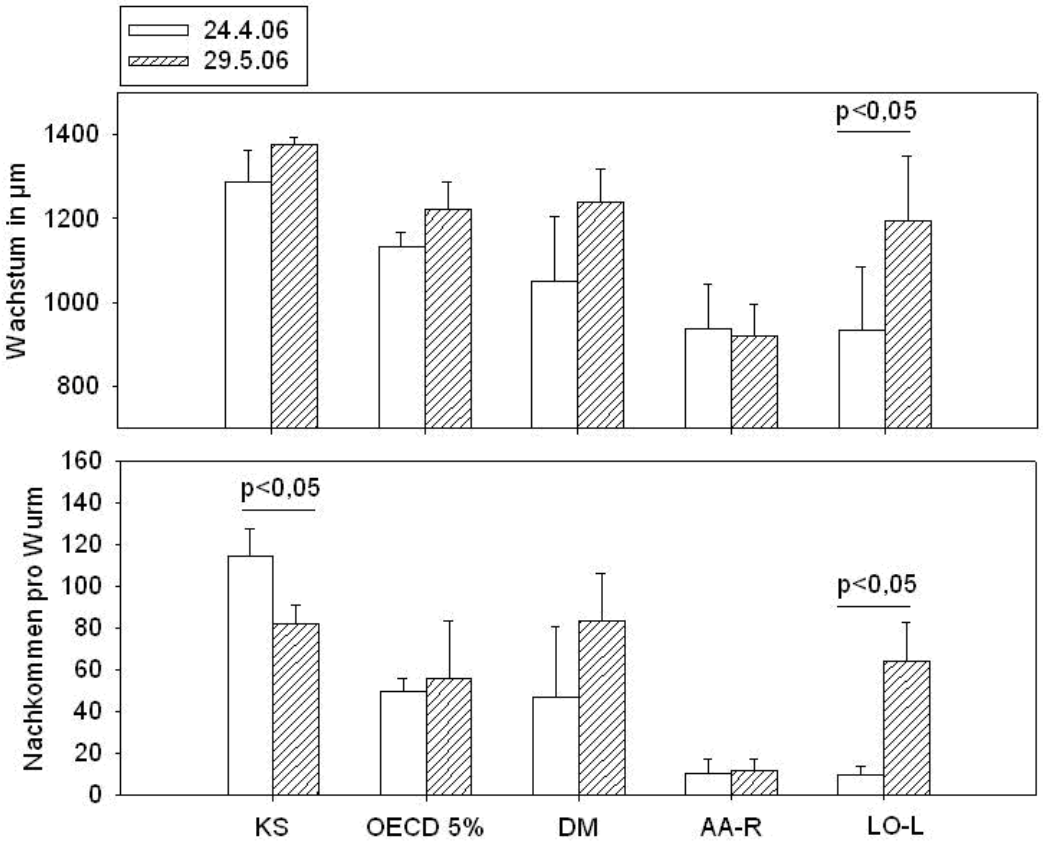


Abbildung III.3-10: Wachstum und Reproduktion von *C. elegans* nach 96 h Exposition in verschiedenen künstlichen und natürlichen Kontrollsedimenten in zwei Versuchen; Balken = Mittelwert; Fehlerbalken = Standardabweichung; horizontale Linien markieren die Validitätskriterien im Nematodentest.

III.3.1.3. Varianz der Testparameter

Um die Varianz der Testparameter abzuschätzen, wurden zwei Varianzkoeffizienten errechnet (Tabelle III.3-3; vgl. auch Kapitel II.1.1.2.2)[6]:

a) Der Test inherente Variationskoeffizient (VK_i): Er gibt die Variabilität eines Testparameters zwischen den Replikaten eines Sediments wieder. Er ist also nicht abhängig von den Sedimenteigenschaften.

b) Der Sediment-Variationskoeffizient (VK_s): Er gibt die Variabilität eines Testparameters zwischen den verschiedenen Sedimenten an. Er gibt also den Grad des Einflusses der Sedimenteigenschaften auf den Testorganismus, bzw. die Testparameter an.
Für die zugrunde liegenden Formeln siehe Kapitel II.1.1.2.2.

[6] Für die Berechnung der Variationskoeffizienten wurde ein Sediment (LW-R) ausgeschlossen, da die chemische Analyse ergeben hat, dass das Sediment eine relativ hohe Schwermetallbelastung aufwies, und deshalb nicht ausgeschlossen werden kann, dass die niedrigen Werte in Wachstum und Reproduktion durch eine toxische Wirkung der Schwermetalle hervorgerufen wurden

III.3.1.3.1. Einfluss von Sedimenteigenschaften auf *C. elegans*

Trägt man die Testparameter Wachstum und Reproduktion gegen die verschiedenen, gemessenen Sedimenteigenschaften auf, erkennt man, dass vor allem die Korngrößenverteilung und die Qualität der Partikel eine Rolle spielt (Abbildung III.3-11). Sowohl das Wachstum, als auch die Reproduktion sind signifikant negativ mit dem Gehalt an sehr feinen Partikeln (< 2 µm = Ton) und an Aluminium und Eisen (beides Bestandteile sehr feiner Sedimentpartikel), und signifikant positiv mit dem Gehalt an Calcium korreliert. Die Nematoden entwickelten sich also besser in sandigem, Calcium reichen Sediment, als in feinem, Aluminium reichen Sediment. Diese Sedimenteigenschaften konnten also einen Teil der Varianz der Testparameter erklären.

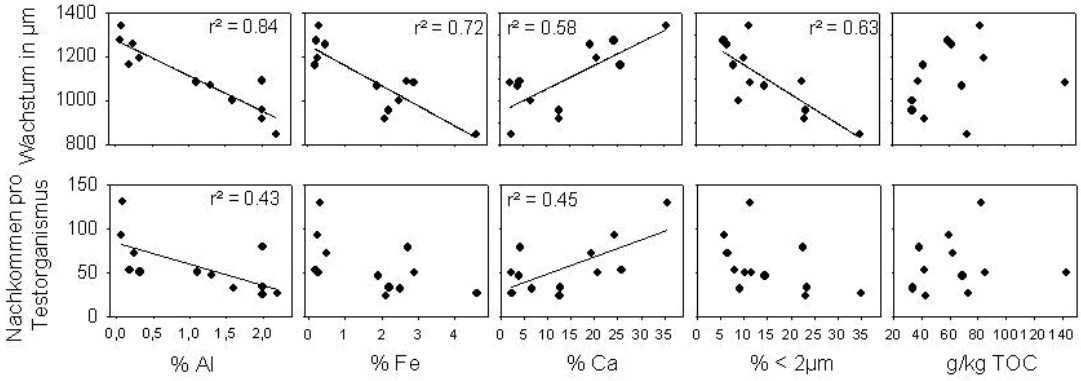


Abbildung III.3-11: Korrelationen von Wachstum und Reproduktion von *C. elegans* mit verschiedenen Sedimenteigenschaften; nur wo ein Regressionskoeffizient angegeben ist, handelt es sich um eine signifikante Korrelation.

III.3.1.3.2. Festlegung der Toxizitätsschwellenwerte

Folgende Parameter, die sich aus der testinhärenten Varianz (MDD), bzw. sedimentrelevanten Varianz (MTI) ableiten, wurden zur Bestimmung der Toxizitätsschwellenwerte herangezogen (Tabelle III.3-3, vgl. auch Kapitel II.1.1.2.2):

a) Der "minimale detektierbare Unterschied" (minimal detectable difference; MDD) basiert auf der testinhärenten Varianz eines Testparameters und wird für jedes Sediment separat berechnet.

b) Die "maximale tolerierbare Hemmung" (maximal tolerable inhibition; MIT: maximale Hemmung zur Kontrolle, die noch nicht als toxisch betrachtet wird) bezieht sich auf ein bestimmtes Kontrollsediment (in diesem Fall das künstliche Kontrollsediment) und basiert auf der Variabilität der Testparameter, die durch die Sedimenteigenschaften hervorgerufen wird. Für die zugrunde liegenden Formeln siehe Kapitel II.1.1.2.2.

Tabelle III.3-3: : Variationskoeffizienten und Toxizitätsschwellenwerte für Wachstum und Reproduktion von *C. elegans*; Vki = testinhärenter Variationskoeffizient, MDD = Mimimal Detectable Difference, VKs = Sediment-Variationskoeffizient, MTI = Maximal Tolerable Inhibition

	Wachstum	Reproduktion
Validitätskriterium	≥ 80% Fertilität; ≥ 30 Nachkommen/Testorganismus	
Kontrollsediment	Künstliches Kontrollsediment	
Testinhärente Varianz		
% VK_I	6,2 (2,1; 10,2)	25,4 (5,8; 51,8)
% MDD (one way)	8,3 (3,0; 14,0)	31,7 (8,0; 71,1)
Sedimentrelevante Varianz		
Minimum (% von Kontrolle)	74,4	48,1
Maximum (% von Kontrolle)	108,3	255,7
Mittelwert (% von Kontrolle)	90,7	117,3
Standardabweichung (% von Kontrolle)	11,0	58,5
% VK_S (% von Kontrolle)	12,1	49,9
% MTI (% von Kontrolle)	20,3	41,2
Toxizitätsschwellenwert (% Hemmung)	20	40

III.3.1.4. Dotierte Sedimente

Durch die Versuche im ersten Arbeitspaket wurde es möglich, sowohl ein künstliches, als auch ein natürliches Sediment für die Dotierungsversuche für die gesamte Testbatterie zu verwenden. Die Toxizitätstests mit dotierten Sedimenten stellt den ersten Schritt zur Überprüfung der Testsysteme (Kontrollsedimente, Toxizitätsschwellenwerte) dar. Beide Sedimente wurden mit zwei verschiedenen Schadstoffcocktails dotiert, die jeweils eine Mischung aus organischen Schadstoffen und eine Mischung aus Schwermetallen darstellten. Die Applikation der Schadstoffe in Form eines Cocktails wurde gewählt, um für alle Testsysteme (Pflanzen, Bakterien, Pilze, Vertebraten, Invertebraten) repräsentative toxische Schadstoffe berücksichtigen zu können. Außerdem wurde, in einem zweiten Teil dieses Arbeitspakets, alle Substanzen, die als Cocktail getestet wurden, zusätzlich als Einzelsubstanzen, sowohl im Flüssigmedium, als auch im Sediment getestet. Durch die Variation des Schadstofftyps (organischen Schadstoffen, Schwermetallen), sowie des Sedimenttyps (natürliches und künstliches Sediment) sollten verschiedene Sediment-Schadstoffbindungsszenarien und dadurch unterschiedliche Expositions- und Bioverfügbarkeitsszenarien angeboten werden.

III.3.1.4.1. Dotierung mit Schadstoff-Cocktail

Für jeden Schadstoffcocktail und jeden Sedimenttyp wurde zuerst in einem Range-Finding-Test der passende Konzentrationsbereich bestimmt, um dann die Dosis-Wirkungskurven aufnehmen zu können. Da mit der Schwermetalldotierung auch eine pH-Wertveränderung einher ging, wurde im Vorversuch (AA-R) eine pH-Kontrolle mitgeführt, um auszuschließen das ein toxischer Effekt allein auf die pH-Wertänderung verursacht wurde. Für die Dotierung mit meist schwer wasserlöslichen organischen Schadstoffen wurden die Schadstoffe mittels eines Lösungsmittels (Azeton) in die Sedimente eingebracht. Deshalb wurden (Ausnahme: Vorversuch OECD) Lösungsmittelkontrollen mitgeführt. Folgende Schadstoffkonzentrationen wurden in den verschiedenen Behandlungen appliziert (Tabelle III.3-4):

Tabelle III.3-4: Dotierungskonzentrationen

	Range-Finding (mg kg^{-1})					Hauptversuch (mg kg^{-1})				
Behandlung	Cd	Cu	Ni	Zn	Org.*	Cd	Cu	Ni	Zn	Org.*
Künstliches Sediment OECD 218 (5 % Kaolin)										
SM5/O5	0,002	0,225	0,34	0,48	0,01	0,185	27,7	42	58	1,23
SM4/O4	0,015	2,25	3,4	4,75	0,1	0,56	83,3	126	176	3,7
SM3/O3	0,15	22,5	34,0	47,5	1	1,67	250	377	527	11,1
SM2/O2	1,5	225	340	475	10	5,0	749	1132	1582	33,3
SM1/O1	15	2250	3400	4750	100	15	2250	3400	4750	100
Natürliches Sediment AA-R										
SM5/O5	0,002	0,225	0,34	0,48	0,01	0,94	142	214	297	100
SM4/O4	0,015	2,25	3,4	4,75	0,1	1,87	281	425	594	200
SM3/O3	0,15	22,5	34,0	47,5	1	3,75	563	851	1188	400
SM2/O2	1,5	225	340	475	10	7,5	1125	1700	2375	800
SM1/O1	15	2250	3400	4750	100	15	2250	3400	4750	1600

* organische Schadstoffe: Dichlorphenol, Diuron, Fluoranthen, Nonylphenol, Parathion, Pentachlorphenol

Die Ergebnisse der Range-Finding-Tests zeigten, dass der Konzentrationsbereich, bei dem von *C. elegans* eine Wirkung zu erwarten war, für die verschiedenen Behandlungen in folgenden Bereichen lag:

- OECD Schwermetalle: zwischen SM3 und SM1 (Abbildung III.3-12)
- AA-R Schwermetalle: zwischen SM2 und SM1 (Abbildung III.3-12)
- OECD organische Schadstoffe: zwischen O2 und O1 (Abbildung III.3-13)
- AA-R organische Schadstoffe: > O1 (Abbildung III.3-13)

Für die Hauptversuche wurden deshalb die interessanten Konzentrationsbereiche in feineren Abstufungen abgedeckt (Tabelle III.3-4). Nur für den organischen Cocktail in AA-R waren die Konzentrationen zu niedrig gewählt. Deshalb wurde für den Hauptversuch ein Konzentrationsbereich von 100 bis 1600 mg kg-1 gewählt (Tabelle III.3-4).

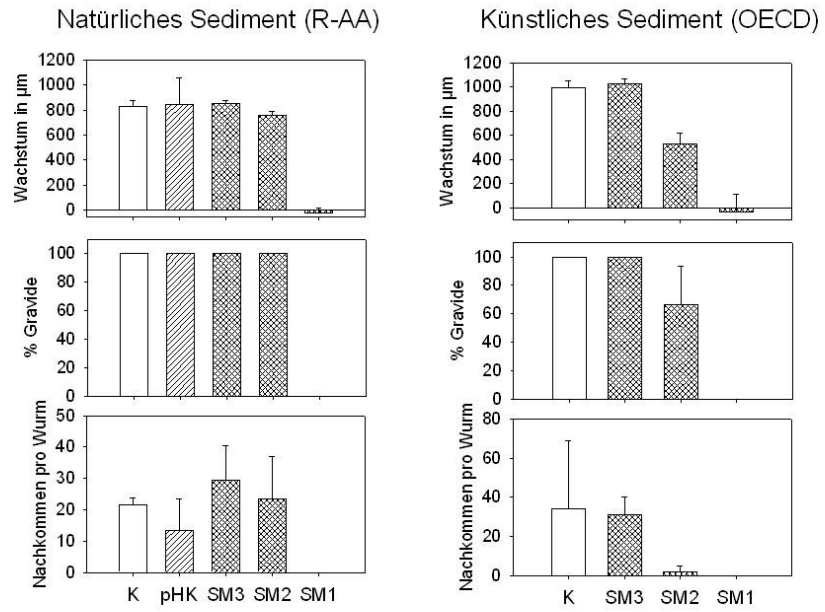


Abbildung III.3-12: Range-Finding-Test: Wachstum, Fertilität und Reproduktion von *C. elegans* nach 96 h Exposition in natürlichen (links) und künstlichen (rechts) Sedimenten, die mit Schwermetallen dotiert wurden (siehe Tab. 2); Balken = Mittelwert; Fehlerbalken = Standardabweichung; K = Kontrolle; pHK = pH-Kontrolle

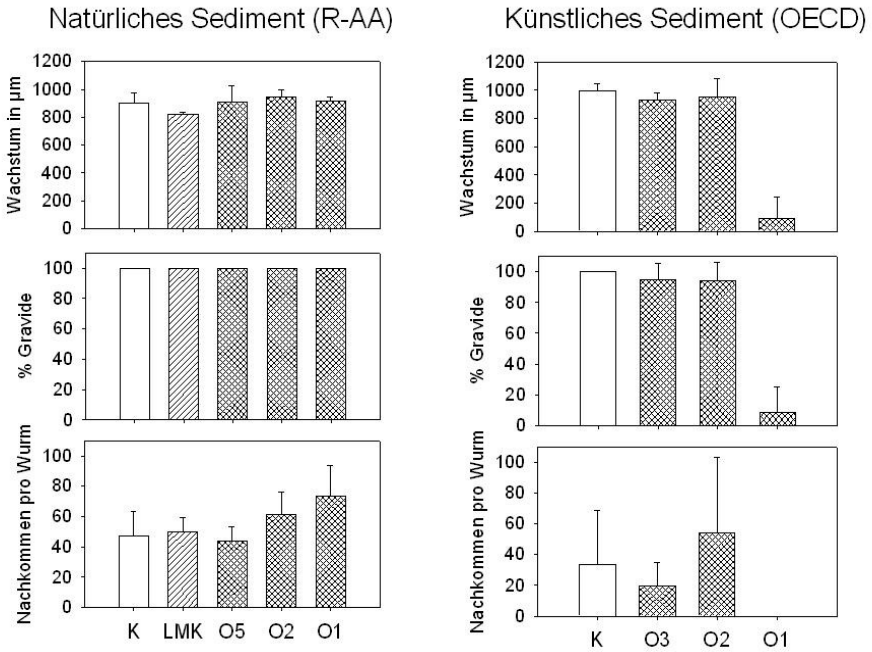


Abbildung III.3-13: Range-Finding-Test: Wachstum, Fertilität und Reproduktion von *C. elegans* nach 96 h Exposition in natürlichen (links) und künstlichen (rechts) Sedimenten, die mit organischen Schadstoffen dotiert wurden (siehe Tab. 3); Balken = Mittelwert; Fehlerbalken = Standardabweichung; K = Kontrolle; LMK = Lösungsmittel-Kontrolle.

Die Ergebnisse des Hauptversuchs zeigen, dass für alle Behandlungen die Konzentrationsbereiche gut getroffen wurden. Der Schwermetall-Cocktail verursachte im natürlichen Sediment AA-R allerdings bereits bei der geringsten Konzentration ein signifikante Hemmung auf

Wachstum und Reproduktion von *C. elegans* (Abbildung III.3-14). Im OECD-Sediment traten bei den Schwermetallen die ersten Effekte bei SM4 für das Wachstum und bei SM3 für die anderen Testparameter auf (Abbildung III.3-14). Auch beim organischen Cocktail wurde das Wachstum der Nematoden im natürlichen Sediment AA-R bereits bei der niedrigsten Konzentration (O5) signifikant gehemmt, Reproduktion und Fertlilität wurden erst bei den Konzentrationen O2 bzw. O3 signifikant gehemmt (Abbildung III.3-15 links). Der Hauptversuch mit dem organischen Cocktail im OECD-Sediment brachte schwer interpretierbare Ergebnisse, die die Erstellung einer üblichen Dosis-Wirkungskurve nicht zuließ (Abbildung III.3-15 rechts; weiße Balken). Da auch beim Toxizitätstest mit *Lumbriculus* (ECT) schwer interpretierbare Ergebnisse erzielt wurden, wurde der Versuch mit frisch dotiertem Sediment wiederholt. Die Ergebnisse des zweiten Versuchs waren eindeutig zu interpretieren (Abbildung III.3-15 rechts, schraffierte Balken), zeigten aber, dass die Konzentrationsreihe noch nicht fein genug aufgelöst war (LOEC für alle Testparameter zwischen 33 und 100 mg kg^{-1}).

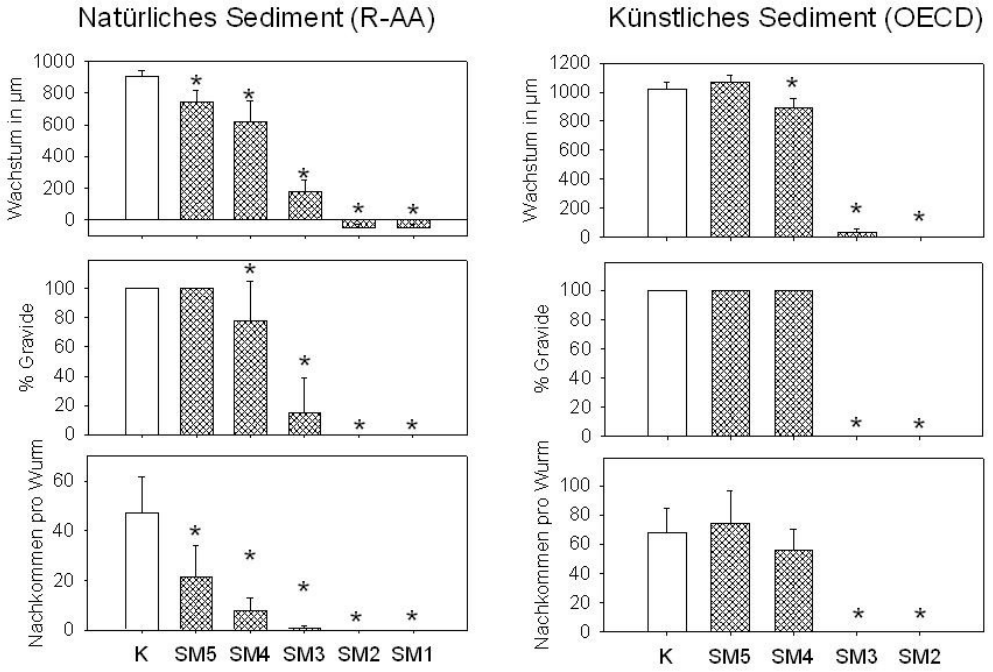


Abbildung III.3-14: Hauptversuch: Wachstum, Fertilität und Reproduktion von *C. elegans* nach 96 h Exposition in natürlichen (links) und künstlichen (rechts) Sedimenten, die mit Schwermetallen dotiert wurden (siehe Tabelle III.3-4); Balken = Mittelwert; Fehlerbalken = Standardabweichung; K = Kontrolle; * = signifikanter Unterschied zur Kontrolle (oneway ANOVA, posthoc: Dunnett; $p < 0,05$).

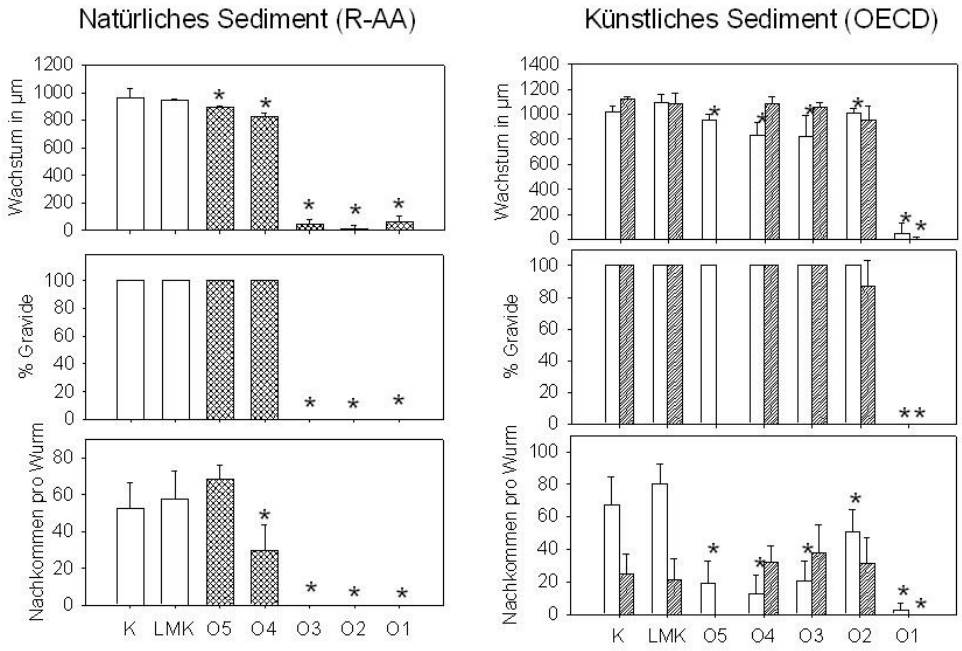


Abbildung III.3-15: Hauptversuch: Wachstum, Fertilität und Reproduktion von *C. elegans* nach 96 h Exposition in natürlichen (links) und künstlichen (rechts) Sedimenten, die mit organischen Schadstoffen dotiert wurden (siehe Abbildung III.3-15); Balken = Mittelwert; Fehlerbalken = Standardabweichung; K = Kontrolle; LMK = Lösungsmittel-Kontrolle, * = signifikanter Unterschied zur Kontrolle (oneway ANOVA, posthoc: Dunnett; $p < 0,05$); im OECD-Sediment wurden zwei Hauptversuche durchgeführt: weiße Balken = erster Versuch, schraffierte Balken (zweiter Versuch).

Trägt man die Testparameter gegen die nominellen Schadstoffkonzentrationen im Sediment auf, kann man deutlich erkennen, dass die Cocktails im künstlichen Sediment bereits bei niedrigeren Konzentrationen wirkten als im natürlichen Sediment (Abbildung III.3-16). Dieses Phänomen war für das organische Schadstoffgemisch deutlicher ausgeprägt als für das Schwermetallgemisch. Das kann durch die unterschiedlichen Konzentrationen an bioverfügbaren Schadstoffen erklärt werden, denen die Testorganismen in den verschiedenen Ansätzen ausgesetzt waren. Das natürliche Sediment bindet wahrscheinlich alle Schadstoffe stärker als das künstliche Sediment und entfernt die Schadstoffe damit aus dem Porenwasser, welches den Hauptexpositionspfad für die Nematoden darstellt. Für hydrophobe organische Schadstoffe ist dieser Bindungsunterschied der beiden Sedimente am stärksten ausgeprägt.

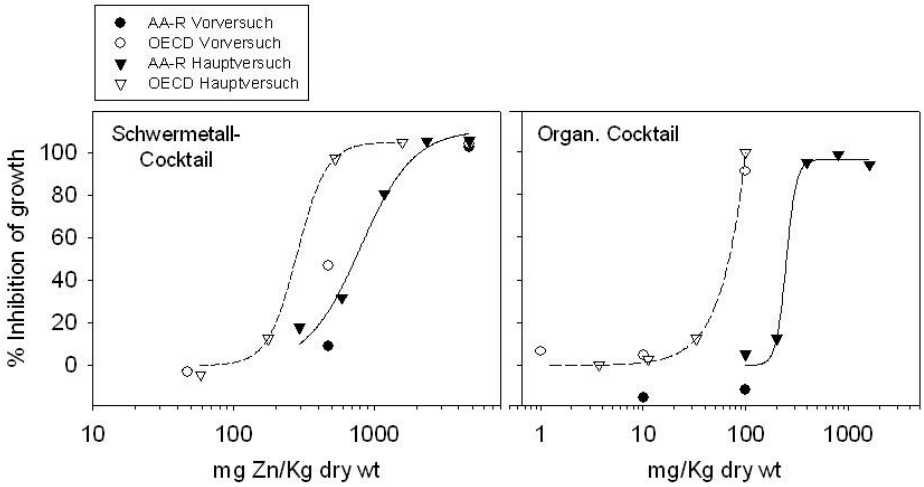


Abbildung III.3-16: Hauptversuch: Wachstum von *C. elegans* nach 96 h Exposition in natürlichen (weiße Symbole) bzw. künstlichen (schwarze Symbole) Sedimenten, die mit Schwermetallen (links) bzw. organischen Schadstoffen (rechts) dotiert wurden; die Schwermetallkonzentrationen wurden hier stellvertretend durch die Zinkkonzentrationen dargestellt.

III.3.1.5. Dotierung mit Einzelsubstanzen

Alle Substanzen, die im zweiten Arbeitspaket in zwei qualitativ unterschiedlichen Mischungen (Schwermetall- und organischer Cocktail) zur Dotierung der Kontrollsedimente verwendet wurden, wurden nun als Einzelsubstanzen, sowohl im Flüssigmedium, als auch im Sediment auf ihre Toxizität auf *C. elegans* getestet. Damit sollte überprüft werden, welchen Beitrag die einzelnen Substanzen zur Mischungstoxizität beitragen und ob sich die Toxizitäten der einzelnen Substanzen in der Mischung addieren (konzentrationsadditive Wirkung) oder verstärken (Synergismus), bzw. abschwächen (Antagonismus). In Abbildung III.3-17 und Abbildung III.3-18, sowie in Tabelle III.3-5 werden die Ergebnisse dargestellt.

Die Toxizitätsbereich der Einzelsubstanzen erstreckt sich im Flüssigmedium über drei Zehnerpotenzen (Tabelle III.3-5; EC50: Wachstum: 3000 bis > 44000 µmol/l; Reproduktion: 2 bis 1200 µmol/l). Folgendes Toxizitätsranking lässt sich ableiten (mit abnehmender Toxizität): Fluoranthen > Cu = Parathion > Cd > Ni = Pentachlorphenol > NP > Zn = Diuron > Dinitrophenol. Im Sediment war die Toxizität in einem wesentlich höheren Konzentrationsbereich (Tabelle III.3-5; EC50: Wachstum: 4 bis 2700 µmol/kg; Reproduktion: 2000 bis 37000 µmol/kg). Die Bioverfügbarkeit der Schadstoffe wurde durch die Anwesenheit der Sedimentpartikel wesentlich verringert, wodurch der Toxizitätsbereicht nicht nur verschoben, sondern auch kleiner wurde (nur zwei Zehnerpotenzen), und auch das Toxizitätsranking verändert wurde: Pentachlorphenol = Fluoranthen = Parathion > Zn = Cu = Ni = Dinitrophenol > Nonylphenol = Diuron = Cd.

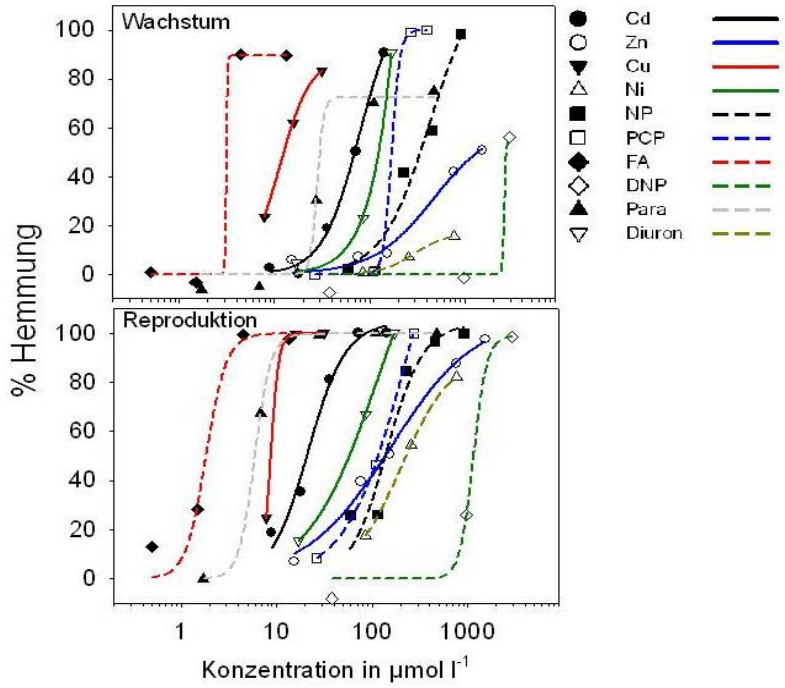


Abbildung III.3-17: % Hemmung des Wachstum und der Reproduktion von *C. elegans* in wässrigen Lösungen verschiedener Schadstoffe: Cadmium (Cd), Zink (Zn), Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Nonylphenol (NP), Pentachlorphenol (PCP), Fluoranthen (FA), Dinitrophenol (DNP), Parathion (Para), Diuron.

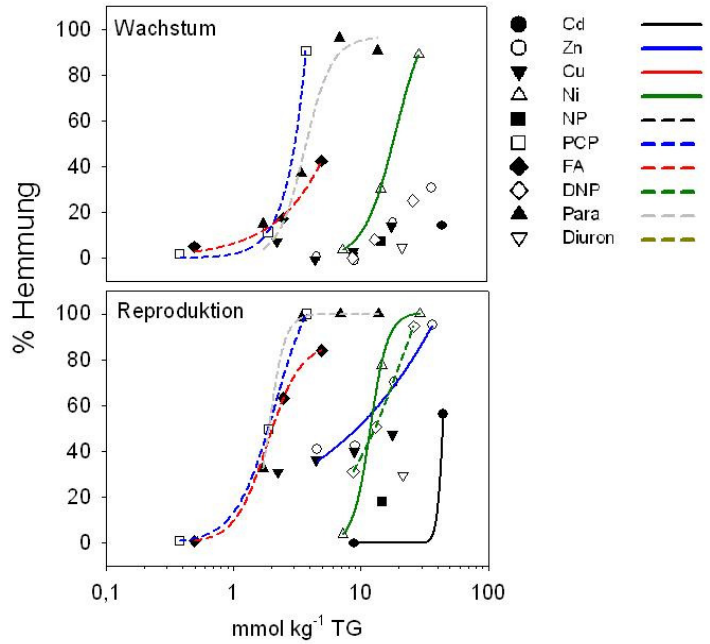


Abbildung III.3-18: % Hemmung des Wachstum und der Reproduktion von *C. elegans* in Sediment (R-AA), das mit verschiedenen Schadstoffen dotiert wurde: Cadmium (Cd), Zink (Zn), Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Nonylphenol (NP), Pentachlorphenol (PCP), Fluoranthen (FA), Di-nitrophenol (DNP), Parathion (Para), Diuron.

Tabelle III.3-5: EC50-Werte aller getesteten Substanzen im Flüssigmedium und Sediment für die Toxizitätsparameter Wachstum und Reproduktion

	Wachstum				Reproduktion			
EC50	**Flüssigmedium**		**Sediment**		**Flüssigmedium**		**Sediment**	
	mg/L	µmol/L	mg/kg	µmol/kg	mg/L	µmol/L	mg/kg	µmol/kg
Cd*	5,6	49,8	> 5000	> 44480	1,7	15,1	4211	37461
Zn	86	1315,0	> 2375	> 36315	8,4	128,4	544	8318
Cu	0,82	12,9	> 1125	> 17703	0,56	8,8	797	12541
Ni	6,4	109,0	1064	18123	3,1	52,8	700	11923
Nonylphenol	72,5	329,2	> 3200	> 14532	38,4	174,4	> 3200	> 14532
PCP	36,6	137,4	818	3071	20,7	77,7	505	1896
Fluoranthen	0,83	4,1	> 1000	> 4943	0,37	1,8	491	2425
Dinitrophenol	505	2743,1	> 4800	> 26073	213	1157,0	2379	12922
Parathion	6,4	22,1	1101	3780	1,9	6,6	584	2005
Diuron	> 180	> 772	> 5000	> 21450	55,3	237,2	> 5000	> 21450

* für Cd in Flüssigmedium wurden Daten aus einem früheren Versuch genommen

Abbildung III.3-19 zeigt, dass sich die Einzelsubstanzen im Sediment in ihrer Wirkung konzentrationsadditiv ergänzen, obwohl die Berechnungen mit Gesamtsediment-Konzentrationen, und nicht mit tatsächlich bioverfügbaren Konzentrationen durchgeführt wurden.

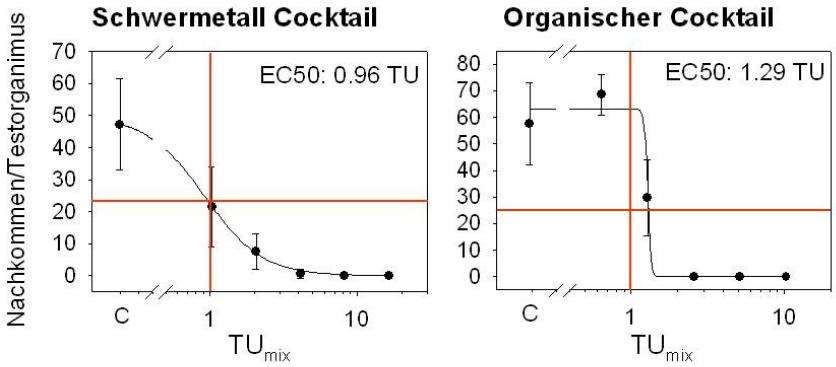


Abbildung III.3-19: Reproduktion von *C. elegans* (Nachkommen/Testorganismus) in Sedimenten, die mit Mischungen aus Schwermetallen (Cd, Cu, Ni, Zn) und organischen Schadstoffen (Fluoranthen, Nonylphenol, Dinitrophenol, Pentachlorphenol, Parathion, Diuron) dotiert wurden, aufgetragen gegen die Summe der TU (Toxic Units = $Konzentration_X/EC50_X$) der Einzelsubstanzen (TU_{mix}).

III.3.1.6. Natürliche belastete Sedimente

Das dritte Arbeitspaket beinhaltet die Untersuchung von natürlichen, belasteten Sedimenten mit der Testbatterie als zweiten Schritt zur Überprüfung der Testsysteme, der Kontrollsedimente und der Toxizitätsschwellenwerte der einzelnen Testsysteme.

Tabelle III.3-6: Kontrollsedimente und belastete Sedimente (grau schattiert), die in der ersten Testserie des dritten Arbeitspakets mit dem Nematodentest untersucht wurden.

Abkürzung	Quelle	Einzugsgebiet	Gewässertyp
1. Versuch			
KS	Künstliches Kontrollsediment (Nematodentest)		
OECD	Künstliches Kontrollsediment (OECD 218)		
AA-R	Rhein (Altrip/Altrhein)	Rhein	Fluss
LO-L	Lohmer See	Warnow-Peene	See
TS-L	Tiefer See	Havelsee	See
CA-R	Saale (Calbe)	Elbe	Fluss
DÖ-R	Müritz-Elde-Wasserstraße (Dömitz)	Elbe	Fluss
AE-R	Elbe-Altarm	Elbe	Fluss
2. Versuch (Screening)			
KS	Künstliches Kontrollsediment (Nematodentest)		
AA-R	Rhein (Altrip/Altrhein)	Rhein	Fluss
PZ-R	Mosel (Palzem)	Rhein	Fluss
FK-R	Finow-Kanal	Oder	Fluss
HS-R	Oder (Hohensaaten)	Oder	Fluss
TK-R	Teltow-Kanal	Elbe	Fluss
HH-R	Hamburger Hafen	Elbe	Fluss
SW-R	Spittelwasser	Mulde	Fluss
SH-R	Rhein (Schierensteiner Hafen)	Rhein	Fluss
HU-R	Weser (Hunte)	Weser	Fluss
ZE-R	Zenne	Schelde	Fluss
KO-R	Neckar (Kochendorf)	Rhein	Fluss
ÖP-L	Donau (Öpfingen)	Donau	See
SZ-R	Donau (Schwarzach)	Donau	Fluss
3. Versuch			
KS	Künstliches Kontrollsediment (Nematodentest)		
OECD	Künstliches Kontrollsediment (OECD 218)		
AA-R	Rhein (Altrip/Altrhein)		Fluss
KO-R	Neckar (Kochendorf)	Rhein	Fluss
FK-R	Finow-Kanal	Oder	Fluss
HH-R	Hamburger Hafen	Elbe	Fluss
PZ-R	Mosel (Palzem)	Rhein	Fluss
SH-R	Rhein (Schierensteiner Hafen)	Rhein	Fluss
TK-R	Teltow-Kanal	Elbe	Fluss
HU-R	Weser (Hunte)	Weser	Fluss

III.3.1.6.1. Erster Versuch: Erste Sedimente

In allen Sedimenten betrug die Fertilität der Testorganismen 100 %, d.h. keines der Sedimente zeigte eine starke Toxizität. In zwei der belasteten Sedimente (CA-R und AE-R) zeigten die Nematoden ein signifikant niedrigeres Wachstum als in KS, OECD und LO-L ($p < 0,05$; one-way ANOVA, posthoc Tukey; Abbildung III.3-20). Sowohl Wachstum, als auch Reproduktion von *C. elegans* in den belasteten Sedimenten waren innerhalb des Schwankungsbereich der Kontrollsedimente. Bei einigen Sedimenten zeigten sich allerdings Hemmwerte, die den Toxizitätsschwellenwert (ermittelt in Kapitel III.3.1.3.2) überschritten (Abbildung III.3-23), entweder nur beim Wachstum (CA-R), nur bei der Reproduktion (DÖ-R), oder bei beiden Parameter (TS-L). Allerdings waren auch bei den Kontrollsedimenten AA-R (Wachstum und Reproduktion), OECD und LO-L (nur Reproduktion), Hemmungen zu beobachten die oberhalb des Toxizitätsschwellenwerts lagen. Dies bestätigt die Ergebnisse aus Kapitel III.3.1.1, die zeigten, dass die ausgewählten, für die gesamte Testbatterie nutzbaren Kontrollsedimente, für die Routineuntersuchung beim Nematodentest nicht geeignet sind.

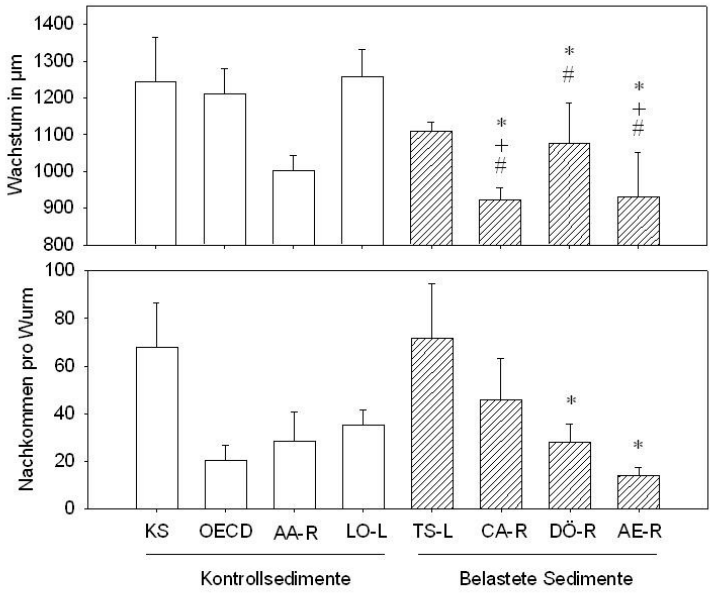


Abbildung III.3-20: Wachstum und Reproduktion von C. elegans nach 96 h Exposition in künstlichen und natürlichen Kontrollsedimenten (weiße Balken), sowie natürlichen, balasteten Sedimenten (schraffierte Balken); Balken = Mittelwert; Fehlerbalken = Standardabweichung; für Abkürzungen siehe Tab. 5; signifikanter Unterschied zu KS (*), OECD (+), LO-L (#) (oneway ANOVA, posthoc: Dunnett; $p < 0,05$).

III.3.1.6.2. Versuch 2: Toxizitätsscreening für die Auswahl der zweiten Sedimentreihe

Um für die zweite Untersuchungsreihe sicherzustellen, dass auch stark toxische Sedimente zur Verfügung stehen, wurde im Verbund ein Toxizitätsscreening mit den „Schnelltests“ (Bakterien, Hefe, Nematoden) vereinbart. Die Ergebnisse des Nematodentest zeigten drei Sedimente mit erhöhter Toxizität an (Abbildung III.3-21 und Abbildung III.3-23): (1) Hamburger Hafen (HH) mit 84% Hemmung von Wachstum und Reproduktion, (2) Hunte (HU)

mit 69% Hemmung von Wachstum und Reproduktion, (3) Palzem mit 63% Hemmung von Wachstum und Reproduktion.

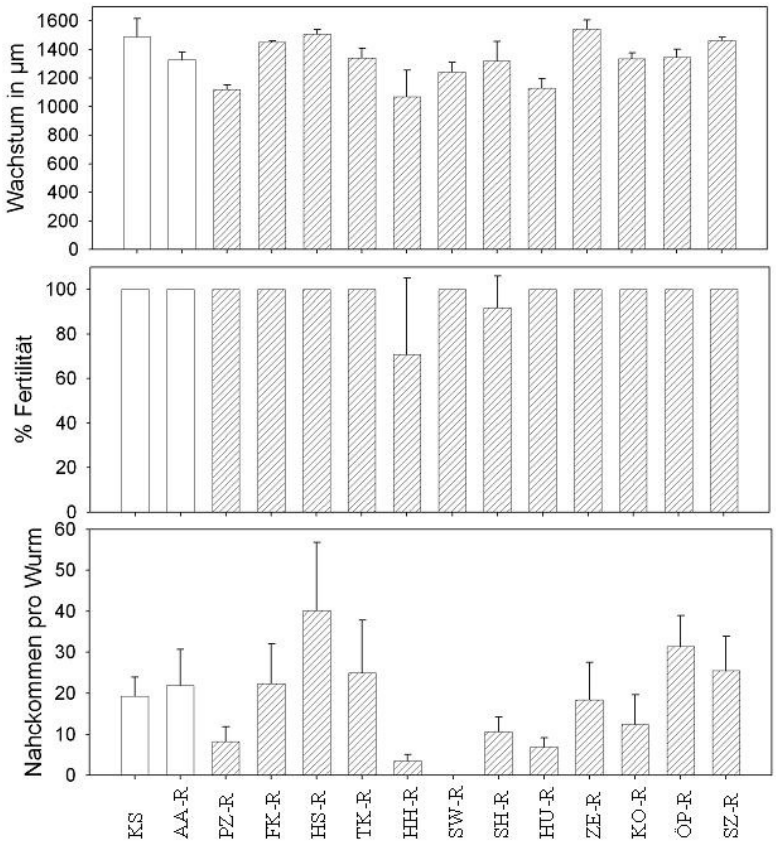


Abbildung III.3-21: Wachstum (µm), Fertilität (%) und Reproduktion (Nachkommen pro Wurm) von C. elegans nach 96h Exposition in verschiedenen Kontrollsedimenten (weiße Balken) und natür-lichen belasteten Sedimenten (schraffierte Balken); für Abkürzungen siehe Tabelle III.3-6.

III.3.1.6.3. Versuch 3: Toxizitätstest mit zweiter Sedimentreihe

Auf Grund der Ergebnisse aller Screening-Tests wurden folgende Sedimente für die zweite Reihe ausgewählt: Kochendorf (KO-R), Finow-Kanal (FK-R), Hamburger Hafen (HH-R), Palzem (PZ-R), Schierensteiner Hafen (SH-R), Teltow-Kanal (TK-R) und Hunte (HU-R). Im dritten Versuch konnten die Ergebnisse des Screenings bestätigt werden. Das Sediment aus dem Hamburger Hafen (HH-R) zeigte mit 77% und 97% Hemmung von Wachstum bzw. Reproduktion die höchste Toxizität, gefolgt von den Sedimenten aus Hunte (% Hemmung Wachstum: 43%; Reproduktion: 84%) und Palzem (% Hemmung Wachstum: 40%; Reproduktion: 75%) (Abbildung III.3-22 und Abbildung III.3-23).

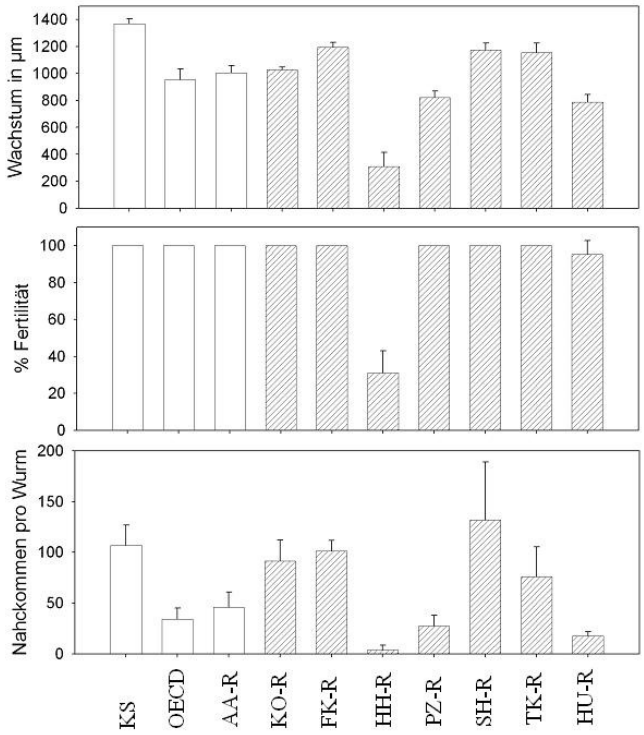


Abbildung III.3-22: Wachstum (µm), Fertilität (%) und Reproduktion (Nachkommen pro Wurm) von *C. elegans* nach 96h Exposition in verschiedenen (weiße Balken) und natürlichen, belasteten Sedimenten (schraffierte Balken); für Abkürzungen siehe Tabelle III.3-6.

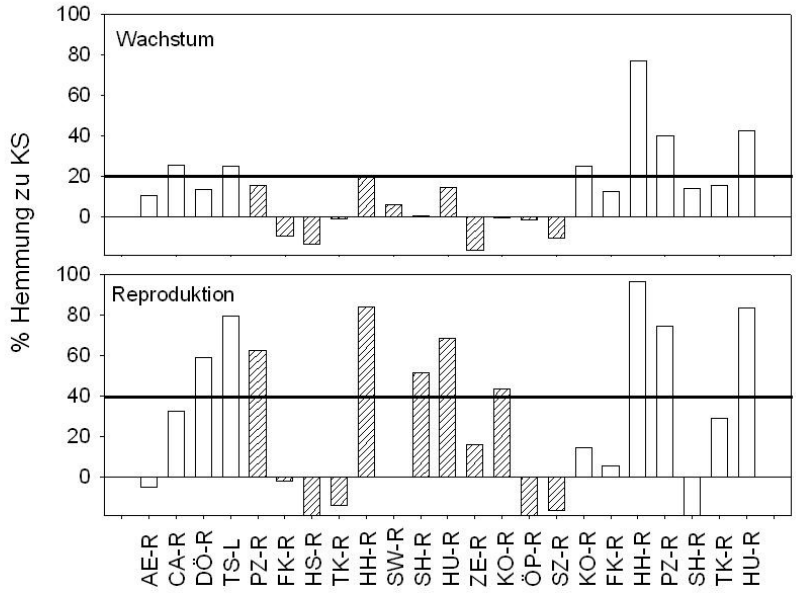


Abbildung III.3-23: Hemmung von Wachstum und Reproduktion von C. elegans im Vergleich zum künstlichen Kontrollsediment (KS); schraffierte Balken = Screening-Test; Toxizitätsschwellenwerte: 20% Hemmung für Wachstum; 40% Hemmung für Reproduktion; für Abkürzungen siehe Tabelle III.3-6.

III.3.2 Voraussichtlicher Nutzen, insbesondere der Verwertbarkeit des Ergebnisses im Sinne des fortgeschriebene Verwertungsplans

III.3.2.1. Normungsarbeit

Die Erkenntnisse, die im bisherigen Verlauf des Projekts gewonnen wurden, trugen maßgeblich zur Normungsentwicklung des Nematodentests bei. Durch die enge Zusammenarbeit mit dem DIN-AK "Bioteste" (DIN NA 119-01-03-05-01) und dessen Obmanns Hans-Jürgen Pluta (Mitglied des SeKT-Beirats) konnten aktuelle Ergebnisse direkt in fortgeschrittene Normungsarbeit einfließen. Die Normvorschrift des Nematodentest hat mittlerweile bei ISO den Status des Committee-Draft (ISO/CD 10872) erreicht.

III.3.2.2. Anwendung des Nematodentests zur ökotoxikologischen Sedimentbewertung

Durch die Arbeiten in diesem Projekt konnten grundlegende Probleme mit Sedimentkontakttests allgemein und dem Nematodentest im Speziellen geklärt werden. Somit wurde die Interpretation der einzelnen Tests erleichtert und somit die Grundlagen für den Einsatz einer Sedimentkontakttestbatterie in der Sedimentbewertung geschaffen. Für den Nematodentest konnten im ersten Arbeitspaket (1) Faktoren bestimmt werden, die einen Großteil der Varianz der Testparameter ausmachen, (2) klare Toxizitätsschwellenwerte bestimmt werden. In den anderen Arbeitspakten, die zur Validierung der Testbatterie dienten, erwies sich der Nematodentest als zuverlässiger und aussagekräftiger Bestandteil dieser Testbatterie.

III.3.2.3. Publikationen

Tagungsbeiträge

Höss S, Lemcke C, Neumann-Hensel H (2006) The SeKT joint research project – TV3: Reference conditions and control sediments for a sediment contact test with the nematode *Caenorhabditis elegans*. 16th Annual Meeting of SETAC Europe, Den Haag, The Netherlands.

Höss S, Spira D, Gilbert D, Melbye K (2007) The SeKT joint research project – TV3: Effects of spiked natural and artificial sediments on the nematode *Caenorhabditis elegans*. 17th Annual Meeting of SETAC Europe, Porto, Portugal.

Feiler U, Ahlf W, Fahnenstich C, Hammers-Wirtz M, Höss S, Hollert H, Meller M, Melbye K, Neumann-Hensel H, Ratte H T, Seiler T B, Spira D, Weber J, Heininger P (2006) The SeKT joint research project: Definition of Reference Conditions, Control Sediments and Toxicity Thresholds for Limnic Sediment Contact Tests. 16th Annual Meeting of SETAC Europe, Den Haag, The Netherlands.

Feiler U, Ahlf W, Fahnenstich C, Gilberg D, Hammers-Wirtz M, Höss S, Hollert H, Meller M, Melbye K, Neumann-Hensel H, Ratte H T, Seiler T B, Spira D, Weber J, Heininger P (2007) The SeKT joint research project: Toxicity comparison of various freshwater sediment contact tests in spiked natural and artificial sediments. 17th Annual Meeting of SETAC Europe, Porto, Portugal.

Feiler U, Ahlf W, Fahnenstich C, Gilberg G, Hammers-Wirtz M, Höss S, Hollert H, Melbye K, Meller M, Neumann-Hensel H, Ratte H-T, Seiler T-B, Spira D, Weber J, Heininger P (2008). Sediment contact tests as tool for the assessment of sediment quality in German rivers (SeKT-project), 5th SETAC World Congress, Sidney, Australia

Publikation (peer reviewed)

Höss S, Ahlf W., Fahnenstich W, Gilberg D, Hollert H., Melbye K, Meller M., Hammers-Wirtz M, Heininger P, Neumann-Hensel H, Ottermanns R, Ratte, H-T, Seiler Th-B, Spira D, Weber J, Feiler U, (eingereicht). Variability of freshwater sediment contact tests in sediments with low anthropogenic contamination – Determination of toxicity thresholds. *Environ.Poll*.

III.3.2.4. Literaturverzeichnis

Donkin, S G, Dusenbery, D B (1994). Using the *Caenorhabditis elegans* soil toxicity test to identify factors affecting toxicity of four metal ions in intact soil. *Water Air and Soil Pollution* 78, 359-373.

Höss, S, Bergtold, M, Haitzer, M, Traunspurger, W, Steinberg, C E W (2001). Refractory dissolved organic matter can *influence the reproduction of Caenorhabditis elegans (Nematoda). Freshwater* Biology 46, 1-10.

Höss, S, Haitzer, M, Traunspurger, W, Steinberg, C E W (1999). Growth and fertility of *Caenorhabditis elegans* (Nematoda) in unpolluted freshwater sediments - response to particle size distribution and organic content. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18, 2921-2925.

Traunspurger, W, Haitzer, M, Höss, S, Beier, S, Ahlf, W, Steinberg, C (1997). Ecotoxicological assessment of aquatic sediments with *Caenorhabditis elegans* (Nematoda) - A method for testing in liquid medium and whole sediment samples. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16, 245-250.

Williams, P L, Dusenbery, D B (1990). Aquatic toxicity testing using the nematode *Caenorhabditis elegans*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 9, 1285 - 1290.

III.4 Sedimentkontakttest und Bioakkumulation mit *Lumbriculus variegatus* (TV4)

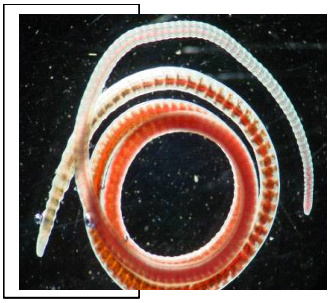
Daniel Gilberg und Michael Meller
ECT Okotoxikologie GmbH, Flörsheim

III.4.1 Einleitung

Die Untersuchungen zum Teilvorhaben 4 (TV4) "Sedimentkontakttest und Bioakkumulation mit *Lumbriculus variegatus*" waren eingebunden in das Verbundprojekt "Definition von Referenzbedingungen, Kontrollsedimenten und Toxizitätsschwellenwerten für limnische Sedimentkontakttests (SeKT)".

Die Aufgabenstellung, die Struktur und die Voraussetzungen unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde, sowie Planung und Ablauf des Vorhabens, ebenso wie die Zusammenarbeit mit anderen Stellen sind folglich die gleichen wie für das Gesamtprojekt und wurden bereits in den Kapiteln I.1, I.2, I.3, und I.5 ausführlich dargelegt.

Die im Forschungsverbund ausgewählten repräsentativen Sedimente wurden im Teilvorhaben 4 (TV4) bei der ECT Oekotoxikologie GmbH mit dem endobenthisch lebenden aquatischen Oligochaet *Lumbriculus variegatus* (Müller) untersucht. Als Sedimentingestierer ist *L. variegatus* in kontaminierten Sedimenten über die Aufnahmepfade Wasserkörper, Porenwasser, Partikelkontakt und -ingestion exponiert (z.B. Phipps et al. 1993) und daher als Testorganismus in einer Testbatterie zur Bewertung der Toxizität von sedimentgebundenen Schadstoffen besonders geeignet. Zum Einsatz kamen zum Einen ein 28-Tage Sedimentkontakttest, mit dem sich sowohl letale als auch subletale Effekte (Reproduktion, Biomasse) erfassen lassen, und zum Anderen ein Bioakkumulationstest zur Ermittlung des Bioakkumulationspotentials sedimentgebundener Substanzen im Körpergewebe von *L. variegatus*. Beide Tests wurden in Anlehnung an OECD-Richtlinien durchgeführt. Als Grundlage dienten die Richtlinie OECD 225 (2007) für den 28-Tage Sedimentkontakttest und der Richtlinienentwurf OECD 315 (2008) für den Bioakkumulationstest mit aquatischen Oligochaeten.



Die Ergebnisse dieser Arbeiten wurden zusammen mit den Ergebnissen der anderen Verbundpartnern ausgewertet und lieferten durch die Definition von Referenzbedingungen, Kontrollsedimenten und Toxizitätsschwellenwerten eine Datengrundlage zur Verbesserung der Interpretation und Bewertung von ökotoxikologischen Sedimentuntersuchungen.

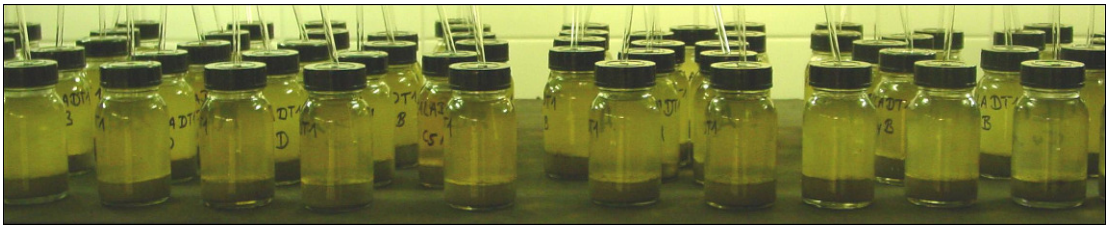
Methodik des Lumbriculus-Sedimentkontakt- und Bioakkumulationstests

Die verwendete Methode basiert auf der OECD Richtlinie 218 (OECD 2004) *Chironomus riparius* Toxizitätstest für im Sediment dotierte Chemikalien, den Ergebnissen aus dem Ringtestbericht zur Validierung eines endobenthischen Sedimenttoxizitätstest mit *Lumbriculus variegatus* (Egeler et al. 2005), sowie der daraus resultierenden OECD Richtlinie 225 (OECD 2007).

Das verwendete Testverfahren dient der Bestimmung von Effekten auf die Reproduktion und die Biomasse von *Lumbriculus variegatus.* Für die Standardmethode werden adulte Würmer mit synchronisiertem Reproduktionszyklus einer Serie toxischer Konzentrationen einer in das Sediment dotierter Chemikalie exponiert. Als Testmedium wird künstliches Sediment nach OECD (2004) und rekonstituiertes Wasser nach OECD (1992) vorgeschlagen. Die zu testende Chemikalie wird in das Sediment eingebracht. Nach der Applikation wird das Sediment mit Wasser überschichtet und für 7 Tage equilibriert. Danach werden die Testorganismen für 28 Tage exponiert. Als zusätzliche Futterquelle wird 0,4 - 0,5% des Sedimenttrockengewichts als Brennnesselpulver / Cellulosegemisch dem Sediment vor der Applikation der Chemikalie hinzugegeben. Dieses Standardverfahren wurde in diesem Teilprojekt für alle Tests mit künstlichen Sedimenten angewandt.

Für die Testung von natürlichen Sedimenten wurde dieses Verfahren auf dessen besondere Eigenschaften angepasst. Die Equilibrierungszeit wurde auf einen Tag reduziert und eine zusätzliche Zugabe von Futter als Einmalgabe vor Expositionsbeginn der Würmer durch eine wiederholte Zufütterung während der Testphase ersetzt, wie es in anderen standardisierten Testverfahren (z.B. OECD 2004) vorgesehen ist.

Ausgewertet wurden die Parameter Reproduktion, gemessen als Gesamtzahl der Würmer, und die Biomasse als Trockengewicht sowie das aschefreie Trockengewicht nach 28 Tagen Exposition. Je nach Fragestellung der jeweiligen Testreihen wurden EC_x-Werte, die No Observed Effect Concentration (NOEC), die Lowest Observed Effect Concentration (LOEC) sowie ein Vergleich der Mittelwerte durchgeführt (Tukey HSD Test, 2-seitig, $p < 0.05$). Die für das Testsystem *Lumbriculus variegatus* festgelegten Testbedingungen werden in der folgenden Tabelle III.4-1 aufgelistet.



Testaufbau eines *Lumbriculus variegatus* Toxizitätstest.

Tabelle III.4-1: Zusammenfassung der Testbedingungen des *Lumbriculus*-Sedimentkontakt- und Bioakkumulationstests

Parameter	
Testorganismus	*Lumbriculus variegatus* (Müller), adulte Würmer gleicher Größe mit synchronisiertem Reproduktionszyklus
Testsedimente	natürliche und künstliche Sedimente
Wasser	rekonstituiertes Wasser nach OECD Richtlinie No. 203 (OECD 1992); Sediment-Wasser-Verhältnis ca. 1 : 4
Negativkontrolle	unkontaminiertes künstliches Sediment nach OECD Richtlinie 218 (2004)
Positivkontrolle	mit PCP dotiertes künstliches Sediment nach OECD Richtlinie 218 (2004)
Sedimentkonditionierung	7 Tage entsprechend OECD Richtlinie 218 (2004); künstliche Sedimente
Equilibrierung	7 Tage (künstliche Sedimente); 1 Tag (Freilandsedimente)
Expositionsdauer	28 Tage
Biologische Endpunkte	Reproduktion und Biomasse Bioakkumulation: Schadstoffkonzentration im Gesamtkörpergewebe sowie Bestimmung der Anreicherungsfaktoren im Wurm gegenüber der Schadstoffkonzentration im Sediment
Temperatur	20 ± 2°C
Lichtzyklus und Lichtstärke	16 hell : 8 dunkel; 100 - 1000 lx
Testgefäße	250 bis 300 mL Glassgefäße mit Deckel
Belüftung der Testgefäße	leichte Belüftung während Konditionierungs-, Equilibrierungs- und Expositionsphase
Fütterung während der Exposition	Positiv- und Negativkontrolle am Tag der Applikation mit Brennnessel- und Cellulosepulver (0.5% vom Sedimenttrockengewicht) Freilandsedimente mindestens 3mal pro Woche mit Fischfuttersuspension
Wasserwechsel	statisches Testsystem; regelmäßiger Ausgleich von verdunstetem Wasser
Anzahl Replikate pro Sedimentprobe und Kontrollen	mindestens 4
Anzahl Organismen pro Replikat	SeKT: 10; Bioakkumulation: 23
Physikalisch-chemische Parameter	pH, Sauerstoff, Temperatur, Ammonium und organischer Kohlenstoff im Sediment
Schadstoffanalytik	in Wurmgewebe und Sedimentproben am Testende der Bioakkumulationsversuche
Auswertung der Daten	Probit, Logit, Weibull, ANOVA, Dunnetts, Williams, Tukey HSD

III.4.2 Definition von Referenzbedingungen und Harmonisierung eines Kontrollsediments

Ziel des Arbeitspakets war die Ermittlung mindestens eines, für alle im Forschungsverbund eingesetzten Biotests geeigneten Kontrollsediments. Dafür kam ein Sediment in Frage, das entweder natürlichen aber gering belasteten Ursprungs ist, und/oder ein künstliches Sediment.

III.4.2.1. Harmonisierung eines künstlichen Kontrollsediments

Für alle im Verbund durchgeführten Biotests sollten geeignete künstliche Kontrollsedimente ermittelt werden. Im Idealfall sollte ein Referenzsediment ermittelt werden, das sich für alle Testsysteme gleichermaßen als Referenz eignet.

Als Basis für die Untersuchungen wurden drei künstliche Sedimente ausgewählt, die in unterschiedlichen Varianten getestet wurden (siehe Tabelle III.4-2. Um ein hohes Maß an Vergleichbarkeit der Ergebnisse zwischen den Projektpartner zu gewährleisten wurden die Sedimente basierend auf der OECD-Richtlinie 218 (mit bzw. ohne Carboxymethyl-Cellulose [CMC]) von der ECT Oekotoxikologie GmbH und alle anderen Sedimente (mit bzw. ohne CMC) von der BfG hergestellt und jeweils den übrigen Verbundpartnern zur Verfügung gestellt.

Tabelle III.4-2: Getestete Varianten der ausgewählten künstlichen Sedimente

Sediment	CMC
OECD 218	+ / -
Nematodentest-Sediment	+ / -
Nematodentest-Sediment + Cellulose (statt Torf)	+ / -
BfG-Sediment V	+ / -
OECD 218 + Bentonit (statt Kaolin)	+ / -

+/-: mit bzw. ohne Beschichtung der Sedimentpartikel mit Carboxymethyl-Cellulose (CMC)

Als Validitätskontrolle für den *Lumbriculus*-Test wurden eine testsystemspezifische Negativ- sowie Positivkontrollen mitgeführt. Als Negativkontrolle wurde standardmäßig das künstliche Kontrollsediment nach OECD Richtlinie 218 (2004) verwendet. Das künstliche Sediment basiert auf der Kunsterde nach OECD Richtlinie 207 (1984), die für den Einsatz in Studien mit benthischen Oligochaeten modifiziert wurde (Egeler et al. 1997, Meller et al. 1998). Dieses künstliche Kontrollsediment wurde im Rahmen eines internationalen Ringtests zur Validierung des *Lumbriculus*-Test für Einzelstoffe (Egeler et al. 2005) überprüft und gewährleistet gutes Wachstum und Reproduktion von *L. variegatus*. Die im Rahmen dieses Arbeitspaketes durchgeführten Arbeiten zeigten, dass in diesem "OECD Sediment" sowohl Wachstum als auch Reproduktion von *L. variegatus* statistisch signifikant höher waren als in allen anderen getesteten Kunstsedimentvarianten (Tabelle III.4-3, Tabelle III.4-4, Abbildung III.4-1, Abbildung III.4-2.

Im Folgenden werden die Ergebnisse aus den Tests mit künstlichen Referenzsedimenten dargestellt.

Tabelle III.4-3: Anzahl der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in unterschiedlichen künstlichen Sedimenten.

Sedimenttyp	MW	SD	% Hemmung	% CV
OECD 218	31,4	1,5	100,0	4,8
OECD 218*	27,2	2,4	86,6	8,8
Nemat.	12,2	2,9	38,9	24,2
Nemat.*	3,6	5,0	11,5	138,3
Nemat. + Cellulose	13,0	3,3	41,4	25,5
Nemat. + Celluluse*	15,4	2,5	49,0	16,3
BfG-V	10,0	0,0	31,8	0,0
BfG-V*	16,6	3,2	52,9	19,3
OECD 218 + Bentonit	12,4	2,3	39,5	18,6
OECD 218 + Bentonit*	11,4	0,9	36,3	7,8

MW: Mittelwert; SD: Standardabweichung; %-Hemmung: Hemmung gegenüber OECD 218-Sediment in %;
% CV: Variationskoeffizient in %; „*“:mit Zugabe von CMC (Carboxymethyl-Cellulose); hellgrau: für SeKT als eingeschränkt geeignet festgelegtes Sediment, weitere Tests folgten.

Tabelle III.4-4: Biomasse (Trockengewicht, 105°C) der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in unterschiedlichen künstlichen Sedimenten.

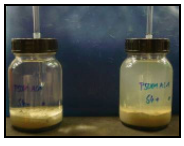
Sedimenttyp	MW	SD	% Hemmung	% CV
OECD 218	36,48	2,93	100,0	8,0
OECD 218*	28,51	3,06	78,2	10,7
Nemat.	15,93	4,71	43,7	29,5
Nemat.*	4,60	6,52	12,6	141,8
Nemat. + Cellulose	19,65	2,08	53,9	10,6
Nemat. + Celluluse*	15,66	4,45	42,9	28,4
BfG-V	11,27	2,05	30,9	18,2
BfG-V*	19,13	3,34	52,4	17,5
OECD 218 + Bentonit	23,07	2,13	63,3	9,2
OECD 218 + Bentonit*	19,32	1,05	53,0	5,4

MW: Mittelwert; SD: Standardabweichung; %-Hemmung: Hemmung gegenüber OECD 218-Sediment in %;
% CV: Variationskoeffizient in %; „*“:mit Zugabe von CMC (Carboxymethyl-Cellulose); hellgrau: für SeKT als eingeschränkt geeignet festgelegtes Sediment, weiter Tests folgten.

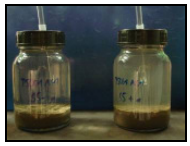
OECD 218/219

Nematoden-sediment

Nematoden-sediment mit Cellulose



BfG V Sediment



OECD 218/219 mit Bentonit

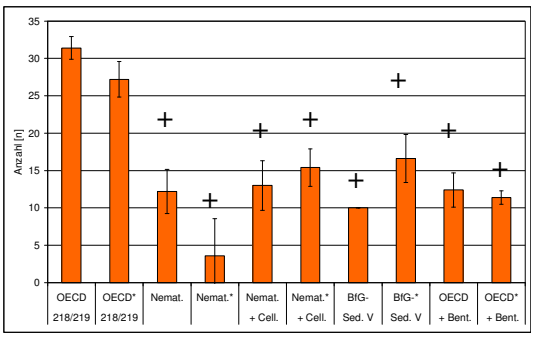


Abbildung III.4-1: Anzahl der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in unterschiedlichen künstlichen Sedimenten.

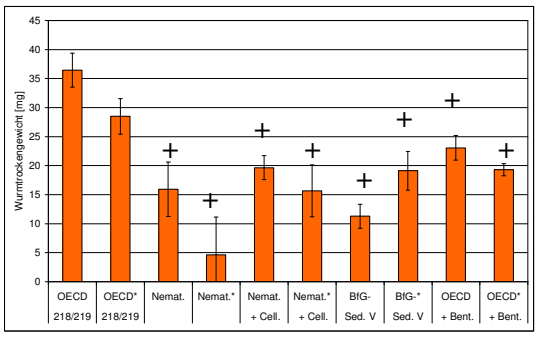


Abbildung III.4-2: Biomasse (Trockengewicht, 105°C) der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in unterschiedlichen künstlichen Sedimenten.

OECD 218/219: Sediment nach OECD 218/219; Nemat.: Nematodentest-Sediment; Nemat. + Cell.: Nematodentest-Sediment + Cellulose (statt Torf); BfG-Sed.V: BfG-Sediment V; OECD + Bent.: OECD 218 + Bentonit (statt Kaolin); "*" : mit Zugabe von CMC (Carboxymethyl-Cellulose); Mittelwert (n = 5), Fehlerbalken: Standardabweichung; + statistisch signifikant (Tukey HSD, 2-seitig, p = 0.05).

Für *L. variegatus* konnte nur das Sediment nach OECD 218 (OECD 218/219) als geeignet festgestellt werden. Alle anderen Sedimente zeigten für beide Auswertungsparameter (Reproduktion und Biomasse) einen statistisch signifikanten negativen Effekt (Tukey HSD-Test; p = 0,05) gegenüber den OECD-Sedimenten (mit und ohne Zugabe von CMC). Zu diesem Projektzeitpunkt wurde die Biomasse über das Trockengewicht der Würmer bestimmt. Bei späteren Untersuchungen wurde das Trockengewicht durch das aschefreie Trockengewicht ersetzt; siehe Kapitel III.4.2.2 "Untersuchung von natürlichen, gering belasteten Sedimenten (Referenzsedimente)".

Betrachtet man zusätzlich zur statistischen Auswertung das Validitätskriterium aus der OECD-Richtlinie 225 zum *Lumbriculus* Toxizitätstest, welches eine Vervielfachung der Wurmzahlen um einen Faktor von 1,8 vorsieht, so wurde dieses Kriterium für die nicht nach OECD hergestellten Sedimente in den meisten Fällen nicht erreicht.

Ein Grund für die schlechte Reproduktion/Biomasse im Vergleich zu den in OECD 218-Kontrollsedimenten gefundenen Werten könnten unter anderem die im überstehenden Wasser gemessenen Ammoniumkonzentrationen (NH_4^+) sein. Besonders auffällig waren dabei die hohen Konzentrationen im Nematodensediment mit Torf (Sediment 1&2; Nemat.). In diesem Sedimenttyp konnten maximale Ammoniumkonzentrationen von 11,5 mg NH_4^+/L in den mit CMC behandelten Sedimenten und 13,0 mg NH_4^+/L ohne CMC gemessen werden. Ammonium steht in einem pH- und temperatur-abhängigen Gleichgewicht mit dem potentiell toxisch wirkenden Ammoniak. Bei sinkender Temperatur und sinkenden pH verschiebt sich das Gleichgewicht in Richtung des Ammoniums (Emerson et al., 1975). Whiteman et al. (1996) untersuchten den Effekt von NH_3 auf *L. variegatus* im Wasser-Sediment-System. Dabei analysierten sie die Konzentrationen von Ammonium im Porenwasser und im überstehenden Wasser. Die LC_{50} (10 d) bei pH 6,7 und 23°C lag im überstehenden Wasser bei 43,4 mg/L Gesamt-N. Nach einer von USEPA (1985) veröffentlichten Umrechnungsmethode entspricht dies einem NH_3-Anteil von 0,25% des Gesamt-N bzw. einer NH_3-Konzentration von 0,11 mg/L. Schubauer-Berigan et al. (1995) berichteten Konzentrationen (LC_{50}) von 0,77 (pH 7,8) bzw 1,2 (pH 8,6) mg NH_3/L und einer Temperatur von 25°C.

Werden die im Rahmen der vorliegenden Arbeit gemessenen Ammoniumkonzentrationen nach USEPA (1985) umgerechnet, ergeben sich NH_3-Konzentrationen im überstehenden Wasser von bis zu 1,6 mg/L. Werte > 0,1 mg NH_3/L wurden in allen untersuchten Sedimenten bestimmt. Lediglich in den Nematodensedimenten mit Torf (Sediment 1&2; Nemat.) wurden jedoch an mehreren Messpunkten Werte > 0,5 mg NH_3/L entsprechend einem gemessenen NH_4^+ Gehalt von 5 mg/L gefunden. Dieser NH_4^+-Wert konnte als Maximalwert in den OECD Sedimenten gemessen werden, in dem aber keine toxische Wirkung festgestellt wurde. Es kann vermutet werden, dass nur eine länger andauernde Exposition der Würmer gegenüber erhöhten Ammoniakwerten zu einem Effekt führt. Diese Annahme kann durch die in den Nematodensedimenten gemessenen Konzentrationen untermauert werden. Im Sediment 1 wurden an vier und im Sediment 2 an acht aufeinanderfolgenden Messungen Werte von > 5 mg NH_4^+/L gemessen. In den anderen Sedimenten wurden nur vereinzelt so hohe Werte erreicht.

Auf Grund der oben beschriebenen Effektkonzentrationen wurde eine Verwendung dieser Sedimenttypen als Referenzsediment für den *Lumbriculus*-Test ausgeschlossen, da negative Effekte nicht auszuschließen waren. Bezüglich der anderen gering belasteten Sedimente konnte ein eindeutiges Ausschlusskriterium wie die erhöhten Ammoniumkonzentartionen nicht festgestellt werden. Trotzdem wurden die Sedimente als ungeeignet eingestuft, da auf Basis der Ergebnisse sedimentspezifische negative Effekte nicht ausgeschlossen werden konnten.

In einem Vergleich der getesteten künstlichen Sedimente unter allen im Verbund vertretenen Biotests schien ebenfalls nur das Sediment nach OECD Richtlinie 218 geeignete Bedingungen zu bieten. Um die Bedingungen für einzelne Biotests zu optimieren, wurden zusätzliche Untersuchungen mit unterschiedlichen Kaolingehalten im OECD-Sediment (20, 10 und 5% Kaolin) und mit Quarzsand (optional) durchgeführt. Um ein hohes Maß an Vergleichbarkeit der Ergebnisse zwischen den Projektpartner zu gewährleisten, wurden diese Sedimente von der ECT Oekotoxikologie GmbH hergestellt und den übrigen Verbundpartnern zur Verfügung gestellt.

Die Ergebnisse des Versuches zeigten, dass der Kaolingehalt des OECD-Sedimentes nur einen vernachlässigbar geringen oder keinen Einfluss auf Reproduktion und Wachstum von *L. variegatus* hat (Tabelle III.4-5, Tabelle III.4-6, Abbildung III.4-3, Abbildung III.4-4). Das gleiche Ergebnis wurde für den Quarzsand festgestellt. In Hinsicht auf die Harmonisierung eines künstlichen Kontrollsediments konnte daher davon ausgegangen werden, dass alle drei getesteten Varianten des OECD-Sediments mit den unterschiedlichen Kaolingehalten als Kontrollsediment für den *Lumbriculus*-Test geeignet waren. Die Option, den Quarzsand als Referenzsediment zu verwenden, wurde auf Grund der wenig naturnahen Eigenschaften nicht in Betracht gezogen.

Betrachtet man alle im Verbund vertretenen Biotests, konnte mit dem OECD-Sediment mit 5% Kaolingehalt ein künstliches Sediment ermittelt werden, das für alle im Forschungsverbund eingesetzten Biotests geeigneten Kontrollbedingungen bot.
Die Ergebnisse dieser Arbeiten sind in den folgenden Tabellen und Abbildungen dargestellt.

Tabelle III.4-5: Anzahl der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in unterschiedlichen künstlichen Sedimenten.

Proben-bezeichnung	Sedimenttyp	MW	SD	% Hemmung	% CV
Negativ-kontrolle (I)	OECD 218 (20% Kaolin)	34,8	1,8	98,8	5,3
Negativ-kontrolle (II)	OECD 218 (20% Kaolin)	35,7	2,2	101,2	6,1
Positiv-kontrolle (I)	OECD 218 (20% Kaolin)	18,5	8,4	52,5	45,2
Positiv-kontrolle (II)	OECD 218 (20% Kaolin)	28,5	4,6	80,9	16,3
OECD 10 (I)	OECD 218 (10% Kaolin)	32,2	2,6	91,3	8,2
OECD 10 (II)	OECD 218 (10% Kaolin)	33,3	1,6	94,6	4,9
OECD 5 (II)	OECD 218 (5% Kaolin)	30,2	1,9	85,6	6,4
QS	Quarzsand F36	35,2	4,3	99,8	12,1

MW: Mittelwert; SD: Standardabweichung; %-Hemmung: Hemmung gegenüber dem Mittelwert der Negativkontrollen (OECD 218-Sediment mit 20% Kaolin) in %; % CV: Variationskoeffizient in %; I & II: Bezeichnung der Versuchsreihe; hellgrau: für SeKT verwendetes Sediment.

Tabelle III.4-6: Biomasse (aschefreies Trockengewicht) der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in unterschiedlichen künstlichen Sedimenten.

Proben-bezeichnung	Sedimenttyp	MW	SD	% Hemmung	% CV
Negativ-kontrolle (I)	OECD 218 (20% Kaolin)	20,50	1,1	101,6	5,2
Negativ-kontrolle (II)	OECD 218 (20% Kaolin)	19,84	1,3	98,4	6,7
Positiv-kontrolle (I)	OECD 218 (20% Kaolin)	10,57	4,7	52,4	44,6
Positiv-kontrolle (II)	OECD 218 (20% Kaolin)	17,21	1,0	85,3	5,7
OECD 10 (I)	OECD 218 (10% Kaolin)	20,58	2,3	102,0	11,0
OECD 10 (II)	OECD 218 (10% Kaolin)	22,12	1,1	109,6	4,8
OECD 5 (II)	OECD 218 (5% Kaolin)	18,95	2,7	94,0	14,4
QS	Quarzsand F36	21,24	3,7	105,3	17,2

MW: Mittelwert; SD: Standardabweichung; %-Hemmung: Hemmung gegenüber dem Mittelwert der Negativkontrollen (OECD 218-Sediment mit 20% Kaolin) in %; % CV: Variationskoeffizient in %; I & II: Bezeichnung der Versuchsreihe; hellgrau: für SeKT verwendetes Sediment.

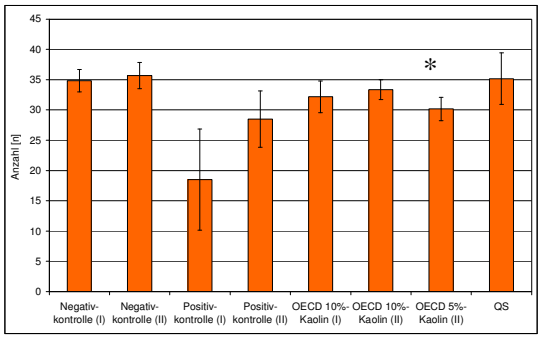


Abbildung III.4-3: Anzahl der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in unterschiedlichen künstlichen Sedimenten.

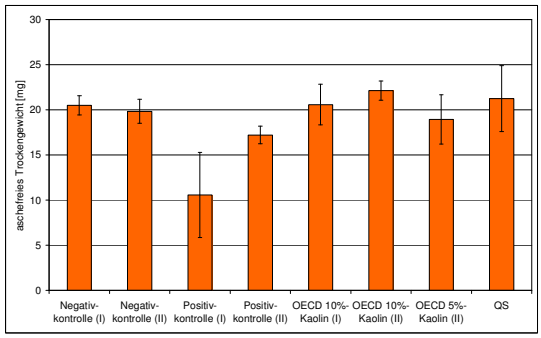


Abbildung III.4-4: Biomasse (aschefreies Trockengewicht) der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in unterschiedlichen künstlichen Sedimenten.

Negativkontrolle: OECD 218 (20% Kaolin); Positivkontrolle: OECD 218 (20% Kaolin), 25,0 mg Pentachlorphenol /kg Sediment (TG); OECD 10% Kaolin: OECD 218 (10% Kaolin); OECD 5% Kaolin: OECD 218 (5% Kaolin); QS: Quarzsand F36; I & II: Bezeichnung der Versuchsreihe; *: für SeKT verwendetes Sediment; Mittelwert (n = 6), Fehlerbalken: Standardabweichung.

Im Zusammenhang mit dieser Testreihe wurde ebenso untersucht, ob sich bei der Bestimmung der Biomasse die Gefriertrocknung der Würmer und die Trocknung bei 105°C hinsichtlich der sich daraus abzuleitenden Wurmgewichte unterscheiden. Bei der Auswertung der Daten mit Sedimenten der ersten Serie konnten für die beiden Methoden nur geringe Abweichungen vom Mittelwert aller Testgefäße berechnet werden (0,2% vom Mittelwert). Somit konnte gezeigt werden, dass beide Methoden grundsätzlich geeignet sind, um die Biomasse im *Lumbriculus*-Test zu bestimmen.

Bild: Künstliche Kontrollsedimente vor dem Einsetzen der Testorganismen (von links nach rechts): OECD 218/219, mod. OECD 218/219 mit 5% Kaolinanteil, mod. OECD 218/219 mit 10% Kaolinanteil, OECD 218/219 (Positivkontrolle).

III.4.2.2. Untersuchung von natürlichen, gering belasteten Sedimenten (Referenzsedimente)

Für alle im Verbund durchgeführten Biotests sollten ebenfalls geeignete natürliche Kontrollsedimente ermittelt werden. Im Idealfall sollte ein Referenzsediment gefunden werden, das sich für alle Testsysteme gleichermaßen als Referenz eignen würde. Zu diesem Zweck wurden im Verbundprojekt zehn gering belastete Freilandsedimente untersucht. Die Auswahlkriterien sind in Anhang A näher beschrieben.

Die Testung der zehn ausgewählten Sedimente erfolgte in zwei Serien. Die Probennahme beider Serien natürlicher Sedimente wurde von der BfG durchgeführt, die die Proben anschließend zeitgleich an alle Verbundpartner verteilte. Nach Eingang der Proben bei der ECT wurden diese direkt mit dem *Lumbriculus*-Test untersucht und die biologischen Ergebnisse mit den Daten aus der Negativkontrolle verglichen.

Im folgenden sind die Ergebnisse der Versuche mit gering belasteten Freilandsedimenten dargestellt (Serie I und II; Tabelle III.4-7, Tabelle III.4-8, Abbildung III.4-5, Abbildung III.4-6, Tabelle III.4-9, Tabelle III.4-10, Abbildung III.4-7, Abbildung III.4-8).

Serie I (gering belastete Freilandsedimente)

Tabelle III.4-7: Anzahl der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in gering belasteten Freilandsedimenten (Serie I).

Probenbezeichnung	Konzentration	MW	SD	% Hemmung	% CV
Negativkontrolle	0,0 mg/kg	31,5	5,3	100,0	16,9
Positivkontrolle	25,0 mg/kg (PCP)	27,5	2,0	87,3	7,2
JO-R	uFS	31,3	3,9	99,5	12,4
BA-R	uFS	38,0	5,5	120,6	14,5
PO-L	uFS	37,0	3,8	117,5	10,4
ST-L	uFS	48,8	1,9	155,0	4,0
DM-L	uFS	40,3	2,9	128,0	7,1
PA-R	uFS	38,8	9,4	123,3	24,2

MW: Mittelwert; SD: Standardabweichung; %-Hemmung: Hemmung gegenüber der Negativkontrolle in %; % CV: Variationskoeffizient in %; uFS: gering belastet Freilandsedimente

Tabelle III.4-8: Biomasse (Trockengewicht, gefriergetrocknet) der Testorganismen nach 28d Exposition in gering belasteten Freilandsedimenten (Serie I).

Probenbezeichnung	Konzentration	MW	SD	% Hemmung	% CV
Negativkontrolle	0,0 mg/kg	40,65	10,62	100,0	26,1
Positivkontrolle	25,0 mg/kg (PCP)	29,75	7,28	73,2	24,5
JO-R	uFS	28,54	3,51	70,2	12,3
BA-R	uFS	30,66	2,46	75,4	8,0
PO-L	uFS	25,18	2,23	61,9	8,8
ST-L	uFS	29,20	3,71	71,8	12,7
DM-L	uFS	35,65	1,85	87,7	5,2
PA-R	uFS	32,63	7,15	80,3	21,9

MW: Mittelwert; SD: Standardabweichung; %-Hemmung: Hemmung gegenüber der Negativkontrolle in %; % CV: Variationskoeffizient in %; uFS: gering belastet Freilandsedimente

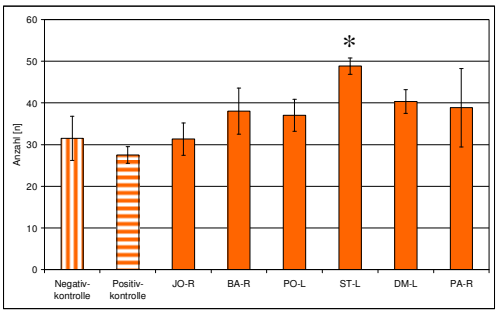


Abbildung III.4-5: Anzahl der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in gering belasteten Freilandsedimenten (Serie I).

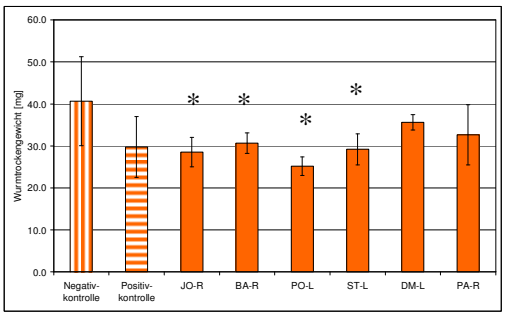


Abbildung III.4-6: Biomasse (Trockengewicht, gefriergetrocknet) der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in gering belasteten Freilandsedimenten (Serie I).

Negativkontrolle: künstliches Kontrollsediment (OECD), Positivkontrolle: künstliches Kontrollsediment (OECD), 25 mg Pentachlorphenol /kg Sediment (TG); JO-R, BA-R, PO-L, ST-L, DM-L, PA-R: gering belastete Freilandsedimente; Mittelwert (n = 6), Fehlerbalken = Standardabweichung, * statistisch signifikant (Tukey HSD, 2-seitig, p = 0.05).

Die beobachtete Hemmung der Biomasse im Vergleich zur Negativkontrolle wurde bei der Bewertung der gering belasteten Freilandsedimente der Serie I nur eingeschränkt in Betracht gezogen. Hintergrund war die Methode zur Bestimmung des Wurmtrockengewichts (Trocknung bei 105°C bzw. Gefriertrocknung), welche den Einfluss von Sedimentbestandteilen im Darmtrakt der Würmer nicht ausreichend berücksichtigte. Bei späteren Untersuchungen wurde das Trockengewicht durch das aschefreie Trockengewicht ersetzt. Eine Erläuterung zum aschefreien Trockengewicht wird nach der Darstellung der Ergebnisse aus der Serie II gegeben.

Serie II (gering belastete Freilandsedimente)

Tabelle III.4-9: Anzahl der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in gering belasteten Freilandsedimenten (Serie II).

Probenbezeichnung	Konzentration	MW	SD	% Hemmung	% CV
Negativkontrolle	0,0 mg/kg	35,7	2,2	100,0	6,1
Positivkontrolle	25,0 mg/kg (PCP)	28,5	4,6	79,9	16,3
LO-R	uFS	38,7	4,8	108,4	12,5
N1-L	uFS	24,7	3,8	69,2	15,5
LW-R	uFS	38,3	4,6	107,5	12,0
AA-R	uFS	40,2	5,8	112,6	14,6
EB-R	uFS	45,3	5,6	127,1	12,4
N2-L	uFS	33,0	4,3	92,5	13,0

MW: Mittelwert; SD: Standardabweichung; %-Hemmung: Hemmung gegenüber der Negativkontrolle in %;
% CV: Variationskoeffizient in %; uFS: gering belastet Freilandsedimente; hellgrau: im SeKT verwendete Sedimente

Tabelle III.4-10: Biomasse (aschefreies Trockengewicht) der Testorganismen nach 28d Exposition in gering belasteten Freilandsedimenten (Serie II);

Probenbezeichnung	Konzentration	MW	SD	% Hemmung	% CV
Negativkontrolle	0,0 mg/kg	19,8	1,3	100,0	6,7
Positivkontrolle	25,0 mg/kg (PCP)	17,2	1,0	86,7	5,7
LO-R	uFS	28,0	4,9	141,4	17,5
N1-L	uFS	16,6	4,5	83,9	27,0
LW-R	uFS	30,5	3,4	153,9	11,3
AA-R	uFS	27,3	2,0	137,5	7,4
EB-R	uFS	27,0	2,0	135,9	7,4
N2-L	uFS	20,0	2,5	100,7	12,7

MW: Mittelwert; SD: Standardabweichung; %-Hemmung: Hemmung gegenüber der Negativkontrolle in %; % CV: Variationskoeffizient in %; uFS: gering belastet Freilandsedimente; hellgrau: zur Verwendung in darauffolgenden SeKTests ausgewählte gering belastete Freilandsedimente.

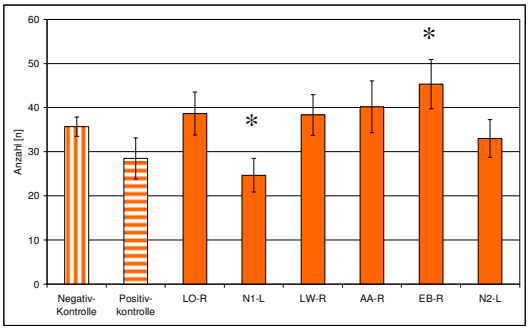


Abbildung III.4-7: Anzahl der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in gering belasteten Freilandsedimenten (Serie II).

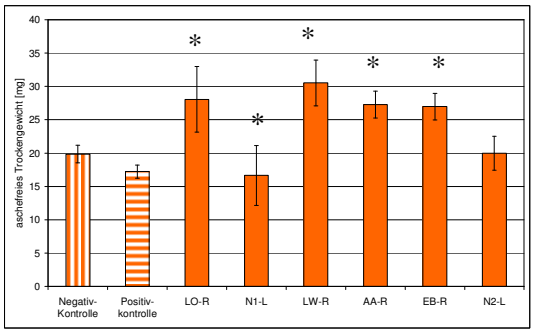


Abbildung III.4-8: Biomasse (aschefreies Trockengewicht) der Testorganis-men nach 28 Tagen Exposition in gering belasteten Freilandsedimenten (Serie II).

Negativkontrolle: künstliches Kontrollsediment (OECD), Positivkontrolle: künstliches Kontrollsediment (OECD) 25 mg Pentachlorphenol /kg Sediment (TG); LO-R, N1-L, LW-R, AA-R, EB-R, N2-L: gering belastete Freilandsedimente; Mittelwert (n = 6), Fehlerbalken: Standardabweichung), * statistisch signifikant (Tukey HSD, 2-seitig, p = 0.05).

Die im Rahmen des Arbeitspaketes "Untersuchung von natürlichen, gering belasteten Sedimenten" (Kapitel III.4.2.2) durchgeführten Arbeiten zeigten, dass die Reproduktionsleistung von *L. variegatus* (gemessen als Gesamtanzahl der Würmer am Testende) in fast allen natürlichen Sedimenten gleich oder deutlich höher war als in der standardmäßig mitgeführten Negativkontrolle. Lediglich bei einer der Probennahmestellen wurde eine statistisch signifikante Hemmung der Reproduktion beobachtet.

Die Biomasse der Würmer am Testende in der ersten Serie, gemessen als Wurmtrockengewicht, war in allen untersuchten Freilandsedimenten niedriger als in der Negativkontrolle (Abbildung III.4-6). Es kann aber auf Grund der Erkenntnisse aus den folgenden Tests davon

ausgegangen werden, dass alle in Serie I getesteten, gering belasteten Freilandsedimente geeignete Bedingungen für das Wachstum von *L. variegatus* boten.

Für die zweite Serie wurde zusätzlich zum Wurmtrockengewicht eine Bestimmung des aschefreien Trockengewichts der Würmer durchgeführt. Durch die Verwendung dieses Auswertungsparameters konnten die Einflüsse durch die unterschiedlichen Zusammensetzungen der natürlichen Sedimente nahezu ausgeschlossen werden. Durch das Veraschen der getrockneten Würmer bei 550°C wurden alle organischen Bestandteile verbrannt, und die wesentlich schwereren, nicht brennbaren Bestandteile wie z.B. Sandpartikel blieben als Ascherückstände zurück. Aus der Differenz des Trockengewichts und der Ascherückstände wurde das aschefreie Trockengewicht bestimmt. Alle weiteren Auswertungen zur Biomasseentwicklung in natürlichen Sedimenten wurden mit dem aschefreien Trockengewicht durchgeführt.

Die Biomasse der Würmer am Testende der zweiten Serie, gemessen als aschefreies Trockengewicht, zeigte im Vergleich zur Negativkontrolle eine statistisch signifikante Steigerung in den Sedimenten der Probenahmestellen Lohmen (LO-L), Langwedel (LW-R), Altrip/Altarm (AA-R) und Ehrenbreitstein (EB-R) (Abbildung III.4-8). Lediglich das Sediment Neuglosow Steg (N1-L) schien suboptimale Bedingungen für die Reproduktion von *Lumbriculus* aufzuweisen (Abbildung III.4-7).

Die reduzierte Reproduktion und Biomasse in den Sedimenten PO-L, N1-L und N2-L läßt sich sehr gut mit den hohen Ammoniumkonzentrationen erklären (siehe Tabelle III.4-11). Aus der Literatur ist bekannt, dass Ammonium bzw. Ammoniak toxisch für *L. variegatus* ist (z.B. Schubauer-Berigan et al. 1995).

Tabelle III.4-11: Gemittelte Ammoniumkonzentrationen (NH_4^+ in mg/L) im überstehenden Wasser in den Tests mit natürlichen, gering belasteten Freilandsedimenten, sowie minimal und maximal Werte

Sediment	MW	Min	Max	Sediment	MW	Min	Max
Negativkontrolle (Serie I)	1.6	0.2	4.2	DM-L	1	0.5	2
Negativkontrolle (Serie II)	1.5	1.2	1.9	PA-R	0.4	0.1	0.9
Positivkontrolle (Serie I)	1.5	0.4	3	LO-L	1.3	0.5	4.4
Positivkontrolle (Serie II)	1.6	1	1.9	N1-L	3.7	0.3	10.9
JO-R	1.3	0.2	6.1	LW-R	1.5	1.2	1.7
BA-R	0.9	0.1	4.6	AA-R	0.6	0.4	1.4
PO-L	2	0.2	7.8	EB-R	1.3	0.4	5.2
ST-L	0.4	0.1	1	N2-L	2.9	0.3	8.5

Zusammenfassend kann davon ausgegangen werden, dass elf der zwölf getesteten, gering belasteten Freilandsedimente geeignete Bedingungen für das Wachstum und die Reproduktion von *L. variegatus* boten. In der Tabelle III.4-12 wurden die Ergebnisse der statistischen Auswertung zusammengefasst.

Tabelle III.4-12: Zusammenfassung der Ergebnisse aus den Versuchen mit gering belasteten Freilandsedimenten: Signifikanzniveaus (p) aus den Vergleichen mit der Negativkontrolle

Probenbezeichnung	Reproduktion	Biomasse	
		Trockengewicht	aschefreies Trockengewicht
JO-R	1,000	**(-) 0,001**	n.b.
BA-R	0,323	**(-) 0,023**	n.b.
PO-L	0.534	**(-) 0,001**	n.b.
ST-L	**(+); 0.000**	**(-) 0,023**	n.b.
DM-L	0,061	0,788	n.b.
PA-R	0,191	0,247	n.b.
LO-R	0,946	0,698	**(+); 0.001**
N1-L	**(-); 0,004**	**(-); 0,000**	0,605
LW-R	0,971	1,000	**(+); 0.000**
AA-R	0,691	0,607	**(+); 0.003**
EB-R	**(+); 0,016**	0,725	**(+); 0.005**
N2-L	0,971	**(-); 0,000**	1,000

Tukey-HSD (2-seitig, p = 0,05) basierend auf Mittelwerten; (-) bzw. (+): signifikante Hemmung bzw. Zunahme; n.b.: nicht bestimmt; hellgrau: zur Verwendung in darauffolgenden SeKTests ausgewählte gering belastete Freilandsedimente.

Mit den Sedimenten der Probenahmestellen LO-L (Lohmen) und AA-R (Altrip/Altarm) konnten somit zwei natürliche Sedimente ermittelt werden, die für alle im Forschungsverbund eingesetzten Biotests geeigneten Kontrollbedingungen boten. Über das Ziel des Arbeitspaketes "Untersuchung von natürlichen, gering belasteten Sedimenten" (Kapitel III.4.2.2) hinaus wurden in Zusammenarbeit mit der RWTH Aachen die Daten im Hinblick auf die Definition von Referenzbedingungen auf Korrelationen der Endpunkte des *Lumbriculus*-Test mit verschiedenen Sedimenteigenschaften untersucht. Diese Untersuchungen ergaben lediglich eine positive Korrelation bei steigenden Schluffgehalten in den Sedimenten. Übereinstimmende Angaben wurden von Sardo et al (2007) gemacht, deren Untersuchungen zum Verhalten, Wachstum und Reproduktion von *L. variegatus* zeigten, dass in gesiebten Sedimenten mit einer Körnung < 1 mm die höchste Aktivität und keine Verringerung im Wachstum und Reproduktion zu beobachten war. Nach EN ISO 14688 ließe sich diese Fraktion als Mittelsand-/Schluffsediment einstufen (Mittelsand: 0,2 - 0,6 mm, Schluff: 0,002 - 0,06 mm). Andere Autoren (z.B. Leppänen et al., 1998b, Hickey et al., 1995, Phipps et al., 1993) berichten, dass in grobkörnigen und/oder nährstoffarmen Sedimenten (Sedimente mit geringem organischen Kohlenstoffanteil) die Reproduktion verringert war, wobei Ankley et al. (1994) in 50 verschiedenen Sedimenten der Großen Seen keine physikalisch-chemischen Sedimentkarateristiken finden konnten, die einen Einfluss auf Reproduktion und Wachstum hatten. Daraus wurde ersichtlich, dass *L. variegatus* als ein robuster Organismus gegenüber unterschiedlichen Sedimenttypen einzustufen ist, was wiederum die Anwendung von *L. variegatus* für einen weiten Bereich von Sedimenttypen ermöglicht.

III.4.3 Überprüfung der Testsysteme

Ziel des Arbeitspakets war die Überprüfung der im Forschungsverbund eingesetzten Biotests auf der Basis der im Projektverlauf neu definierten Referenzbedingungen (Kontrollsedimente, Toxizitätsschwellenwerte) anhand von mit Schadstoffen dotierten Sedimenten, natürlichen, belasteten Sedimenten und Sedimentverdünnungsreihen.

III.4.3.1. Festlegung eines Toxizitätsschwellenwertes

Die Ermittlung des Toxizitätsschwellenwerts für den *Lumbriculus*-Test wurde wie für alle in diesem Projekt involvierten Testsysteme auf Basis der internen Negativkontrolle (OECD-Sediment mit 5% Kaolingehalt im *Lumbriculus*-Test) durch die Berechnung des „minimum detectable difference“ (MDD) oder aber auf Basis der natürlichen, testsystemspezifischen Schwankungen in natürlichen, gering belasteten Sedimenten durch die Berechnung der „maximum tolerable inhibition“ (MTI), ermittelt.

Für den *Lumbriculus*-Test wurde der Toxizitätsschwellenwert allein mit dem Parameter "Anzahl der Würmer am Testende" (Reproduktion) festgelegt. Eine Festlegung auf Basis der Biomassedaten wurde nicht vorgenommen, da nicht der gesamte Datensatz zur Auswertung zu Verfügung stand. Begründet war dies durch die erst im Laufe des Projekts geänderte Auswertung von der Bestimmung des Trockengewichts zum aschefreien Trockengewicht. Der so festgelegte Schwellenwert für den *Lumbriculus*-Test beträgt 15% (siehe auch Kapitel II.1.1.2.2 und Anhang C, Kapitel 1 und 3).

Durch die Auswertung der vorhandenen Biomassedaten (5 Tests mit der internen Negativkontrolle sowie Daten aus 5 gering belasteten Freilandsedimenten) konnte gezeigt werden, dass auch für diesen biologischen Parameter ein Schwellenwert von 15%-Hemmung angesetzt werden kann.

Die zu diesem Parameter (Biomasse, aschefreies Trockengewicht) berechnete „minimal detectable difference“ (MDD) war 14,9% (Variationskoeffizient: 11,3% (5,2 – 14,4). Die berechnete „maximal tolerable inhibition“ (MTI) lag bei 1,5% (n = 5; Mittelwert 125,6%, Standardabweichung 27,0%, min. 83,9% und max. 153,9%).
Bei einem Schwellenwert von 15% ergäbe sich für den *Lumbriculus*-Test eine Belastungssituation der untersuchten belasteten Sedimente von einem Sediment unterhalb und 11 Sedimenten oberhalb des Schwellenwerts. Die Ergebnisse der einzelnen Sedimente werden im Kapitel III.4.4 "Untersuchung von natürlichen, belasteten Sedimenten" genauer vorgestellt.

III.4.3.2. Schadstoffdotierung

Zwei der im Arbeitspaket „Definition von Referenzbedingungen und Harmonisierung eines Kontrollsediments“ ausgewählten Kontrollsedimente, ein natürliches (AA-R; Altrip, Rhein) und ein künstliches (OECD-Sediment mit 5% Kaolinanteil), wurden mit zwei unterschiedlichen Schadstoffgemischen getestet. Die Schadstoffgemische sollten aus Einzelsubstanzen zusammengesetzt sein, die hinsichtlich ihres ökotoxikologischen Verhaltens gut bekannt sind, nicht leicht flüchtig oder abbaubar sind, sich aber in ihren Adsorptionseigenschaften unterscheiden. Hierzu wurde zum Einen ein Schwermetallgemisch und zum Anderen ein Gemisch aus organischen Schadstoffen getestet (siehe Tabelle III.4-13).

Tabelle III.4-13: Zusammensetzung des Schadstoffgemische zur Dotierung der ausgewählten Kontrollsedimente (ein natürliches und ein künstliches).

Schwermetallsalze	Zink-chlorid	Nickel-chlorid	Kupfer-chlorid	Cadmium-chlorid
Höchste eingesetzte Konzentration bezogen auf den Schwermetallgehalt [mg/kg Trockengewicht]*	4750	3400	2250	15
*Insgesamt fünf Konzentrationen mit einem Spacing-Faktor von 2 zwischen den Konzentrationsstufen				

Organische Schadstoffe	Parathion, Pentachlorphenol, Diuron, Nonylphenol, Fluoranthen, 2,4-Dinitrophenol
Konzentrationsbereich der organischen Schadstoffe [mg/kg Trockengewicht]	100,0 – 33,3 – 11,1 – 3,7 – 1,23

Die beiden ausgewählten Kontrollsedimente (künstlich und natürlich) wurden zentral mit den Schadstoffgemischen dotiert (natürliches Sediment: BfG; künstliches Sediment: ECT) und an die Projektpartner verschickt. Die dotierten Sedimente wurden zeitgleich mit allen Biotestsystemen auf ihre Wirkung untersucht, so dass für jeden Testparameter Konzentrations-Wirkungskurven mit wichtigen Kenndaten (EC_x-Werte, NOEC, LOEC) ermittelt und verglichen werden konnten. Als Validitätskontrolle wurden die für die jeweiligen Testssysteme üblichen Negativ- bzw. Positivkontrollen mitgeführt.

Die Untersuchungen gliederten sich in zwei Abschnitte:
1.) Dosis-Findungs-Tests (Rangefinding Tests) zur Abschätzung des Konzentrationsbereiches, in dem toxische Wirkungen auftreten.
2.) Haupttests zur Bestimmung der Konzentrations-Wirkungs-Beziehung. Für beide Abschnitte wurden frisch dotierte Sedimente eingesetzt.

Im Folgenden sind die Ergebnisse der Haupttests mit den ausgewählten Schadstoffgemischen zusammengefasst.

III.4.3.3. Schwermetalle

Sowohl im dotierten künstlichen als auch im dotierten natürlichen Sediment konnten für die beiden Testparameter (Reproduktion und Biomasse) Konzentrations-Wirkungsbeziehungen beobachtet werden (Abbildung III.4-9, Abbildung III.4-10, Abbildung III.4-11, Abbildung III.4-12). Zur Berechnung der wichtigsten Kenndaten der Konzentrations-Wirkungskurven wurden die beobachteten Effekte auf den prozentualen Anteil der höchsten eingesetzten Konzentration (Tabelle III.4-13) bezogen. Berechnet wurden die 50%-Effektkonzentration (EC_{50}), die Konzentrationsstufe, die keinen Effekt aufwies (NOEC) und die niedrigste Konzentrationsstufe, in der ein Effekt auftrat (LOEC).

Vergleicht man die Kenndaten miteinander so konnte festgestellt werden, dass für das künstliche Sediment niedrigere Effektkonzentrationen berechnet wurden, d.h. dass die Würmer hier empfindlicher reagierten. Die maximalen Faktoren zwischen den Effektkonzentrationen (EC_{50}) der unterschiedlichen Sedimenttypen waren 4,9 für die Gesamtzahl und 8,5 für das aschefreie Trockengewicht.

Tabelle III.4-14: Effektdaten für die mit dem Schwermetallgemisch dotierten Sedimente in % der höchsten eingesetzten Konzentration.

Sediment	Testsubstanz	Parameter	Endpunkt NOEC [%][(a)]	Endpunkt LOEC [%][(a)]	EC_{50} [%][(b)]
Künstl. Sediment	Schwermetalle	Reproduktion	1,23	3,7	2,6
		Biomasse	1,23	3,7	1,7
Natürl. Sediment	Schwermetalle	Reproduktion	< 6,25	≤ 6,25	12,8
		Biomasse	< 6,25	≤ 6,25	14,5

[(a)] Bonferroni-Welch-t-Test, p = 0.05; [(b)] Probit-Analyse

Im den folgenden Tabellen und Abbildungen werden die Ergebnisse aus den Tests mit schwermetalldotierten Sedimenten dargestellt.

III.4.3.3.1. Dotierte künstliche Sedimente (Schwermetalle)

Tabelle III.4-15: Anzahl der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in schwermetalldotierten künstlichen Sedimenten.

Probenbezeichnung	Konzentration	MW	SD	% Hemmung	% CV
Negativkontrolle	0,0 mg/kg	34,7	11,3	0,0	32,5
Positivkontrolle	22,5 mg/kg (PCP)	17,3	9,6	50,0	55,3
dAS	0,14 %	35,7	3,1	-2,9	8,6
dAS	0,41 %	36,3	2,9	-4,8	7,9
dAS	1,23 %	31,0	1,4	10,6	4,6
dAS	3,7 %	9,5	0,8	72,6	8,8
dAS	11,1 %	0,2	0,4	99,5	244,9

MW: Mittelwert; SD: Standardabweichung; %-Hemmung: Hemmung gegenüber der Negativkontrolle in %; % CV: Variationskoeffizient in %; dAS: dotierte künstliche Sedimente

Tabelle III.4-16: Biomasse (aschefreies Trockengewicht) der Testorganismen nach 28d Exposition in schwermetalldotierten künstlichen Sedimenten.

Probenbezeichnung	Konzentration	MW	SD	% Hemmung	% CV
Negativkontrolle	0,0 mg/kg	24,18	8,2	0,0	34,0
Positivkontrolle	22,5 mg/kg (PCP)	10,60	6,6	56,2	62,2
dAS	0,14 %	21,92	2,3	9,4	10,3
dAS	0,41 %	19,83	2,4	18,0	12,0
dAS	1,23 %	19,12	2,7	21,0	13,9
dAS	3,7 %	3,07	0,6	87,3	19,7
dAS	11,1 %	0,30	-	98,8	-

MW: Mittelwert; SD: Standardabweichung; %-Hemmung: Hemmung gegenüber der Negativkontrolle in %; % CV: Variationskoeffizient in %; dAS: dotierte künstliche Sedimente

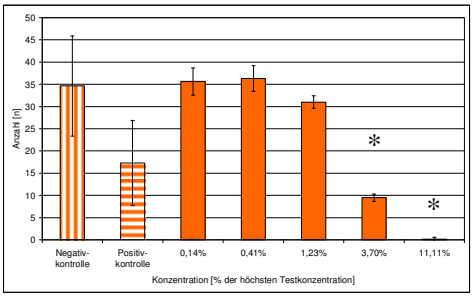


Abbildung III.4-9: Anzahl der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in schwermetalldotierten künstlichen Sedimenten.

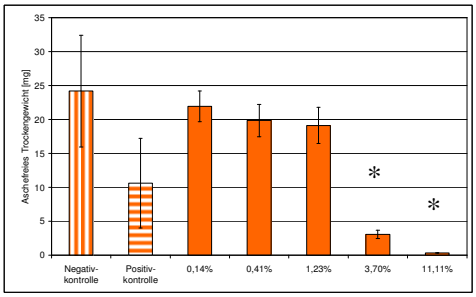


Abbildung III.4-10: Biomasse (aschefreies Trockengewicht) der Testorganismen nach 28 Tagen Exosition in schwermetall-dotierten künstlichen Sedimenten.

Negativkontrolle: künstliches Kontrollsediment (OECD), Positivkontrolle: künstliches Kontrollsediment (OECD) 22,5 mg Pentachlorphenol /kg Sediment (TG); Mittelwert (n = 6), Fehlerbalken: Standardabweichung, * statistisch signifikanter Unterschied zu Negativkontrolle (Bonferroni-Welch-t-Test, p = 0.05).

III.4.3.3.2. Dotierte Freilandsedimente (Schwermetalle)

Tabelle III.4-17: Anzahl der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in schwermetalldotierten Freilandsedimenten.

Probenbezeichnung	Konzentration	MW	SD	% Hemmung	% CV
Negativkontrolle	0,0 mg/kg	34,8	1,8	0,0	5,3
Positivkontrolle	22,5 mg/kg (PCP)	18,5	8,4	46,9	45,2
dFS	Kontrolle	41,0	1,4	-17,7	3,4
dFS	6,3 %	29,7	1,4	14,8	4,6
dFS	12,5 %	22,2	6,6	36,4	29,7
dFS	25 %	10,0	0,0	71,3	0,0
dFS	50 %	5,8	3,3	83,3	55,7
dFS	100 %	0,0	0,0	100,0	

MW: Mittelwert; SD: Standardabweichung; %-Hemmung: Hemmung gegenüber der Negativkontrolle in %; % CV: Variationskoeffizient in %; dFS: dotierte gering belastet Freilandsedimente

Tabelle III.4-18: Biomasse (aschefreies Trockengewicht) der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in schwermetalldotierten Freilandsedimenten.

Probenbezeichnung	Konzentration	MW	SD	% Hemmung	% CV
Negativkontrolle	0,0 mg/kg	20,5	1,1	0,0	5,2
Positivkontrolle	22,5 mg/kg (PCP)	10,6	4,7	48,5	44,6
dFS	Kontrolle	23,8	4,1	-16,2	17,2
dFS	6,3 %	19,6	3,5	4,2	18,0
dFS	12,5 %	16,0	1,3	22,0	8,2
dFS	25 %	3,1	0,3	85,0	10,9
dFS	50 %	1,7	1,1	91,6	66,8
dFS	100 %	0,0	0,0	100,0	

MW: Mittelwert; SD: Standardabweichung; %-Hemmung: Hemmung gegenüber der Negativkontrolle in %; % CV: Variationskoeffizient in %; dFS: dotierte gering belastet Freilandsedimente

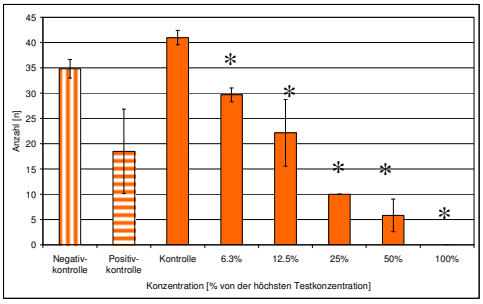


Abbildung III.4-11:Anzahl der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in schwermetalldotierten Freilandsedimenten.

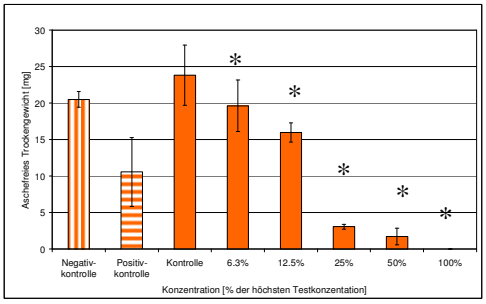


Abbildung III.4-12: Biomasse (aschefreies Trockengewicht) der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in schwermetalldotierten Freilandsedimenten.

Negativkontrolle: künstliches Kontrollsediment (OECD), Positivkontrolle: künstliches Kontrollsediment (OECD) 22,5 mg Pentachlorphenol /kg Sediment (TG); Mittelwert (n = 6), Fehlerbalken: Standardabweichung, * statistisch signifikanter Unterschied zu Freilandsedimentkontrolle (Bonferroni-Welch-t-Test, p = 0.05).

III.4.3.4. Organika

Sowohl in dotiertem künstlichem als auch im dotierten Freilandsediment konnten für die beiden Testparameter (Reproduktion und Biomasse) Konzentrations-Wirkungsbeziehungen beobachtet werden (Abbildung III.4-13, Abbildung III.4-14, Abbildung III.4-15, Abbildung III.4-16). Wie schon bei den Schwermetallen reagierten die Testorganismen im künstlichen Kontrollsediment empfindlicher auf das Schadstoffgemisch (Tabelle III.4-19). Ausgenommen hiervon ist der EC_{50} Wert für den Parameter Biomasse, für den ein höherer Wert berechnet wurde. Die maximalen Faktoren zwischen den EC-Werten waren 2,0 für die Gesamtzahl und 0.8 für das aschefreie Trockengewicht. Eindeutigere Unterschiede konnten für NOEC und LOEC gefunden werden (Faktor 9 – 27).

Des weiteren wurden die Ergebnisse der Tests mit dem organischen Schadstoffgemischs mit Effektdaten von Einzelsubstanzen auf *L. variegatus* verglichen. Hierzu wurden zum Einen verschiedene Datenbanken nach Einzelstoffdaten für die getesteten organischen Schadstoffe durchsucht und zum Anderen Tests mit Einzelsubstanzen durchgeführt (siehe Kapitel Einzelsubstanztests)

Tabelle III.4-19: Effektdaten für die mit dem Gemisch aus organischen Schadstoffen dotierten Sedimente.

Sediment	Testsubstanz	Parameter	Endpunkt		
			NOEC [mg/kg]	LOEC [mg/kg]	EC_{50} [mg/kg]
Künstliches Sediment	Organika	Reproduktion	0,14	0,41 [a]	9,4 [b]
		Biomasse	1,23	3,7 [a]	26,5 [b]
Natürliches Sediment	Organika	Reproduktion	3,7	11,11 [c]	19,0 [d]
		Biomasse	11,11	33,33 [c]	21,5 [d]

[a] stat. sign. Unterschied zu gepoolten Kontrollen; Bonferroni-Welch-t-Test, p = 0.05; [b] Weibull-Analyse; [c] stat. sign. Unterschied zu Lösemittelkontrolle (LMK); Dunnett's t-Test, p = 0.05; [d] Probit-Analyse

In den folgenden Tabellen (Tabelle III.4-20, Tabelle III.4-21) und Abbildungen (Abbildung III.4-13, Abbildung III.4-14) werden die Ergebnisse der Sedimentests mit dem Gemisch aus organischen Schadstoffen dargestellt.

III.4.3.4.1. Dotierte künstliche Sedimente (organische Schadstoffe)

Tabelle III.4-20: Anzahl der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in mit organischen Schadstoffen dotierten Freilandsedimenten.

Probenbezeichnung	Konzentration	MW	SD	% Hemmung	% CV
Negativkontrolle	0,0 mg/kg	34,0	0,8	0,0	2,4
Positivkontrolle	22,5 mg/kg (PCP)	0,7	1,2	98,0	181,7
dAS	LMK	36,8	3,0	-8,1	8,1
dAS	0,14mg/kg	32,8	3,4	3,4	10,3
dAS	0,41 mg/kg	30,5	4,6	10,3	15,2
dAS	1,23 mg/kg	30,0	1,1	11,8	3,7
dAS	3,7 mg/kg	30,5	3,0	10,3	9,9
dAS	11,11 mg/kg	13,6	6,2	60,0	45,8

MW: Mittelwert; SD: Standardabweichung; %-Hemmung: Hemmung gegenüber der Negativkontrolle in %;
% CV: Variationskoeffizient in %; dAS: dotierte künstliche Sedimente; LMK: Lösemittelkontrolle.

Tabelle III.4-21: Biomasse (aschefreies Trockengewicht) der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in mit organischen Schadstoffen dotierten Freilandsedimenten.

Probenbezeichnung	Konzentration	MW	SD	% Hemmung	% CV
Negativkontrolle	0,0 mg/kg	24,1	3,4	0,0	13,9
Positivkontrolle	22,5 mg/kg (PCP)	0,5	0,8	98,1	175,0
dAS	LMK	26,4	1,9	-9,2	7,3
dAS	0,14mg/kg	20,6	0,9	14,5	4,4
dAS	0,41 mg/kg	19,9	3,4	17,7	17,3
dAS	1,23 mg/kg	19,8	2,4	18,1	12,2
dAS	3,7 mg/kg	19,9	1,3	17,7	6,4
dAS	11,11 mg/kg	13,0	5,6	46,0	43,0

MW: Mittelwert; SD: Standardabweichung; %-Hemmung: Hemmung gegenüber der Negativkontrolle in %;
% CV: Variationskoeffizient in %; dAS: dotierte künstliche Sedimente; LMK: Lösemittelkontrolle.

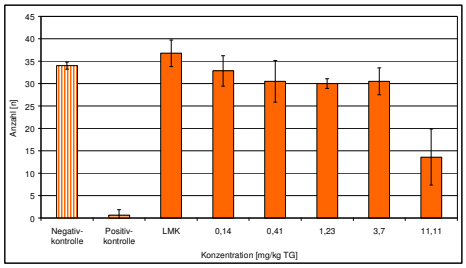


Abbildung III.4-13: Anzahl der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in mit organischen Schadstoffen dotierten künstlichen Sedimenten.

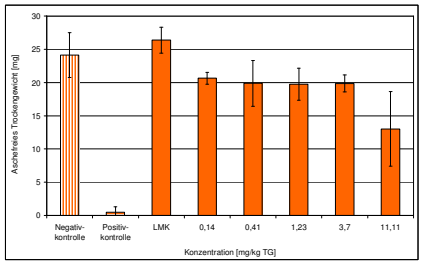


Abbildung III.4-14: Biomasse (aschefreies Trockengewicht) der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in mit organischen Schadstoffen dotierten künstlichen Sedimenten.

Negativkontrolle: künstliches Kontrollsediment (OECD), Positivkontrolle: künstliches Kontrollsediment (OECD) 22,5 mg Pentachlorphenol /kg Sediment (TG), LMK: Lösemittelkontrolle (künstliches Kontrollsediment (OECD); Mittelwert (n = 6), Fehlerbalken: Standardabweichung, * statistisch signifikanter Unterschied zu gepoolten Kontrollen (Negativ.- und Lösemittelkontrolle (Bonferroni-Welch-t-Test, p = 0.05).

III.4.3.4.2. Dotierte Freilandsedimente (organische Schadstoffe)

Tabelle III.4-22: Anzahl der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in mit organischen Schadstoffen dotierten Freilandsedimenten.

Probenbezeichnung	Konzentration	MW	SD	% Hemmung	% CV
Negativkontrolle	0,0 mg/kg	34,8	1,8	0,0	5,3
Positivkontrolle	22,5 mg/kg (PCP)	18,5	8,4	46,9	45,2
dFS	Kontrolle	34,0	4,9	2,4	14,3
dFS	LMK	38,8	2,1	-11,5	5,5
dFS	1,23 mg/kg	37,7	2,8	-8,1	7,4
dFS	3,7 mg/kg	38,0	3,3	-9,1	8,6
dFS	11,1 mg/kg	33,2	2,6	4,8	7,7
dFS	33,3 mg/kg	0,7	1,2	98,1	181,7
dFS	100 mg/kg	0,0	0,0	100,0	

MW: Mittelwert; SD: Standardabweichung; %-Hemmung: Hemmung gegenüber der Negativkontrolle in %;
% CV: Variationskoeffizient in %; dFS: dotierte Freilandsedimente.

Tabelle III.4-23: Biomasse (aschefreies Trockengewicht) der Testorganismen nach 28d Exposition in mit organischen Schadstoffen dotierten Freilandsedimenten.

Probenbezeichnung	Konzentration	MW	SD	% Hemmung	% CV
Negativkontrolle	0,0 mg/kg	20,5	1,1	0,0	5,2
Positivkontrolle	22,5 mg/kg (PCP)	10,6	4,7	48,5	44,6
dFS	Kontrolle	20,8	6,1	-1,4	29,5
dFS	LMK	25,5	4,3	-24,2	17,0
dFS	1,23 mg/kg	27,4	2,5	-33,5	9,3
dFS	3,7 mg/kg	26,4	5,4	-28,9	20,5
dFS	11,1 mg/kg	27,5	3,7	-34,3	13,4
dFS	33,3 mg/kg	0,1	0,2	99,3	181,7
dFS	100 mg/kg	0,0	0,0	100,0	

MW: Mittelwert; SD: Standardabweichung; %-Hemmung: Hemmung gegenüber der Negativkontrolle in %; % CV: Variationskoeffizient in %; dFS: dotierte Freilandsedimente.

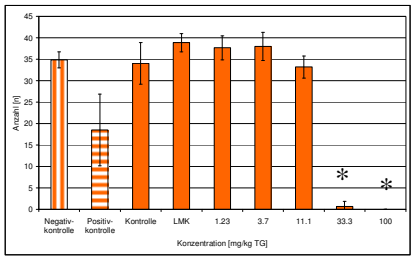


Abbildung III.4-15: Anzahl der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in mit organischen Schadstoffen dotierten Freilandsedimenten.

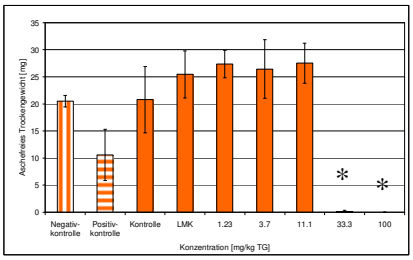


Abbildung III.4-16: Biomasse (aschefreies Trockengewicht) der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in mit organischen Schadstoffen dotierten Freilandsedimenten.

Negativkontrolle: künstliches Kontrollsediment (OECD), Positivkontrolle: künstliches Kontrollsediment (OECD) 22,5 mg Pentachlorphenol /kg Sediment (TG); Mittelwert (n = 6), Fehlerbalken: Standardabweichung, * statistisch signifikanter Unterschied zu Lösemittelkontrolle (Dunnett's, p = 0.05).

III.4.4 Untersuchung von natürlichen, belasteten Sedimenten

Ziel dieses Arbeitspaketes war die Überprüfung der Biotests auf der Basis der in Arbeitspaket „Definition von Referenzbedingungen und Harmonisierung eines Kontrollsediments“ definierten Referenzbedingungen (Kontrollsedimente, Toxizitätsschwellenwerte) mit natürlichen, belasteten Sedimenten. Hierzu sollten mindestens zehn natürliche belastete Sedimente untersucht werden, die eine deutliche Kontamination mit anthropogenen Schadstoffen aufweisen. Neben der Schadstoffkontamination (verschiedene Kontaminationsmuster), sollten sich die zehn Sedimente auch hinsichtlich ihrer geochemischen Eigenschaften unterscheiden (z.B. Korngrößenverteilung, organischer Kohlenstoffgehalt).
Die Untersuchung wurde in zwei Serien aufgeteilt. Zusätzliche Daten lieferten zwei Sedimente, in denen das Akkumulationspotential enthaltener Schadstoffe gemessen wurde. Die Probennahme der belasteten Sedimente wurde von der BfG durchgeführt, die diese anschließend zeitgleich an alle Verbundpartner verteilte. Nach Eingang der Proben bei der ECT wurden diese direkt mit dem *Lumbriculus*-Test untersucht. Als Validitätskontrolle für den *Lumbriculus*-Test wurden die vorher definierten Negativkontrollen (künstliches Kontrollse-

diment [mod. nach OECD 218 mit 5% Kaolin] und die natürlichen Kontrollsedimente Lohmen [LO-L] und Altrip [AA-R]) sowie die testspezifische Positivkontrolle mitgeführt.
In den zwölf untersuchten Proben zeigte sich, dass die Reproduktionsleistung von *L. variegatus* in fast allen belasteten Sedimenten gleich oder höher war als in den mitgeführten Negativkontrollen (Abbildung III.4-17, Abbildung III.4-19). In sieben Proben konnte im Vergleich zu mindestens einer der Negativkontrollen eine statistisch signifikant höhere Reproduktionsleistung beobachtet werden ($p \leq 0.05$; Tabelle III.4-24). In einem Sediment wurde ein statistisch signifikanter negativer Effekt nachgewiesen.
Für den Parameter Gesamtbiomasse der Würmer konnte in sechs belasteten Freilandsedimenten eine statistisch signifikante Steigerung im Vergleich zu mindestens einem der Kontrollsedimente festgestellt werden ($p \leq 0.05$; Abbildung III.4-18, Abbildung III.4-20). Auch hier konnte nur ein Sediment mit einem negativen Effekt festgestellt werden.

Im folgende sind die Ergebnisse aus den Studien mit belasteten natürlichen Sedimenten dargestellt. Daten zu den Tests zur Bestimmung der Bioakkumulation sind im Kapitel III.4.5 "Bioakkumulation von Substanzen in *L. variegatus*" enthalten.

Belastete Freilandsedimente aus der Serie I.

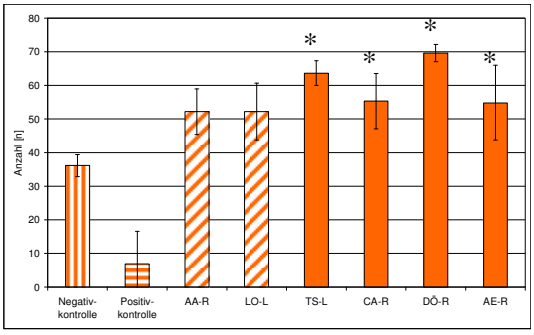


Abbildung III.4-17: Anzahl der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in belasteten Freilandsedimenten (Serie I).

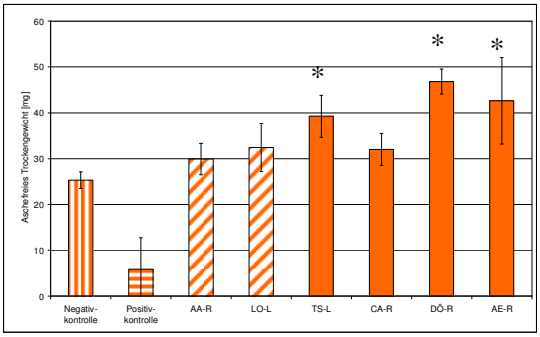


Abbildung III.4-18: Biomasse (aschefreies Trockengewicht) der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in belasteten Freilandsedimenten (Serie I).

Negativkontrolle: künstliches Kontrollsediment (OECD), Positivkontrolle: künstliches Kontrollsediment (OECD) 22,5 mg Pentachlorphenol /kg Sediment (TG); AA-R, LO-L: natürlichen Kontrollsedimente; TS-L, CA-R, DÖ-R, AE-R: belastete Freilandsedimente; Mittelwert (n = 6), Fehlerbalken: Standardabweichung, * statistisch signifikant (Tukey HSD, 2-seitig, p = 0.05).

Belastete Freilandsedimente aus der Serie II.

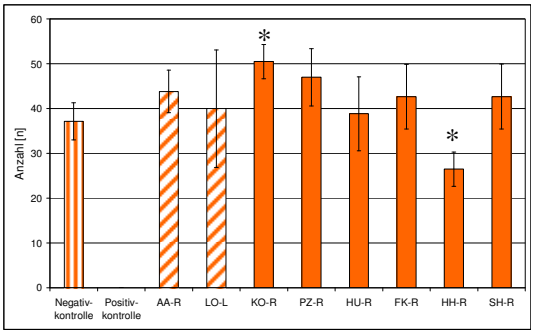


Abbildung III.4-19: Anzahl der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in belasteten Freilandsedimenten (Serie II).

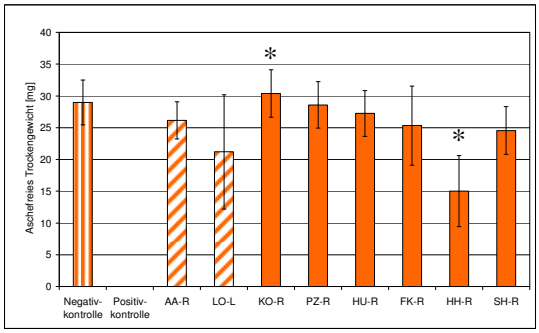


Abbildung III.4-20: Biomasse (aschefreies Trockengewicht) der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in belasteten Freilandsedimenten (Serie II).

Negativkontrolle: künstliches Kontrollsediment (OECD), Positivkontrolle: künstliches Kontrollsediment (OECD) 22,5 mg Pentachlorphenol /kg Sediment (TG); AA-R, LO-L: natürlichen Kontrollsedimente; KO-R, PZ-R, HU-R, FK-R, HH-R, SH-R: belastete Freilandsedimente; Mittelwert (n = 6), Fehlerbalken: Standardabweichung, * statistisch signifikant (Tukey HSD, 2-seitig, p = 0.05).

Mit Abschluss der Tests mit den zehn Sedimentproben aus der Serie I & II zeigte sich, dass die Mittelwerte der Reproduktionsleistung / Gesamtbiomasse von *L. variegatus* in fast allen belasteten Sedimenten gleich oder höher waren als in den mitgeführten Negativkontrollen, mit Ausnahme einer Probe [Hamburg Hafen (HH-R)], in der eine Hemmung zu erkennen war. Eine statistisch signifikant höhere Reproduktionsleistung / Gesamtbiomasse wurde im Vergleich zu mindestens einem Kontrollsediment in den Proben Tiefer See (TS-L), Calbe (CA-R), Dömitz (DÖ-R), Alte Elbe (AE-R), Kochendorf (KO-R), Hohensaaten (HS-R) und Öpfingen (ÖP-L) beobachtet (Abbildung III.4-17, Abbildung III.4-18, Abbildung III.4-19, Abbildung III.4-20).

Eine Zusammenfassung der Daten sowie deren statistischen Auswertung ist der Tabelle III.4-24 zu entnehmen.

Tabelle III.4-24: Zusammenfassung der Untersuchung von natürlichen, belasteten Sedimenten mit dem *Lumbriculus*-Sedimentkontakttest.

Sediment	Reproduktion	Hemmung			Biomasse	Hemmung		
TS-L	positiv [1]	**-76**	(-22	– -22)	positiv [1]	**-55**	(-31	– -21)
CA-R	positiv [1]	**-53**	(-6	– -6)	-	**-26**	(-7	– 1)
DÖ-R	positiv [1,2,3]	**-93**	(-34	– -34)	positiv [1,2,3]	**-85**	(-57	– -44)
AE-R	positiv [1]	**-52**	(-5	– -5)	positiv [1,2,3]	**-68**	(-43	– -31)
KO-R	positiv [1]	**-36**	(-26	– -15)	positiv [3]	**-5**	(-43	– -16)
PZ-R	-	**-26**	(-18	– -7)	-	**1**	(-35	– -9)
HU-R	-	**-4**	(3	– 11)	-	**6**	(-29	– -4)
FK-R	-	**-15**	(-7	– 3)	-	**13**	(-19	– 3)
HH-R	negativ [2,3]	**29**	(34	– 40)	negativ [1,2]	**48**	(29	– 43)
SH-R		**-15**	(-7	– 3)		**15**	(-16	– 6)
HS-R*	positiv [1]	**-49**	n.b.		positiv [1]	**-53**	n.b.	
ÖP-L*	positiv [1]	**-41**	n.b.		positiv [1]	**-30**	n.b.	

Hemmung: Wert im Vergleich zur Negativkontrolle(künstliches Kontrollsediment), die Werte in Klammern geben den Bereich der Hemmung gegenüber den natürlichen Kontrollsedimenten an; n.b.: nicht bestimmt; [1] getestet gegen künstliches Kontrollsediment; [2] getestet gegen natürliches Kontrollsediment (AA-R); [3] getestet gegen natürliches Kontrollsediment (LO-L); * Tests gegenüber natürlichen Kontrollsedimenten wurden nicht durchgeführt;

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass unter den 12 getesteten belasteten Sedimenten (erste und zweite Serie sowie Bioakkumulation) sieben einen positiven Effekt auf mindestens einen der ausgewerteten Parameter hatten. Eines der belasteten Sedimente wies einen negativen Effekt auf. Vier Sedimente zeigten keine statistisch signifikanten Unterschiede im Vergleich zu mindestens einer der verwendeten Kontrollen.

Betrachtet man die Belastungssituation hinsichtlich des festgelegten Schwellenwertes (Reproduktion) von 15% Hemmung gegenüber der Negativkontrolle, so kann eines der Sedimente (HH-R) als belastet eingestuft werden. Wird zusätzlich der Schwellenwert (Biomasse) hinzugezogen, so kann für ein zweites Sediment (SH-R) eine Belastung nicht ausgeschlossen werden, auch wenn in diesem Sediment der Schwellenwert für Reproduktion nicht erreicht wurde.

Ein Vergleich der Ergebnisse aus dem Arbeitspaket "Überprüfung der Testsysteme, Schadstoffdotierung" (Kapitel III.4.3.2); mit denen der belasteten Freilandsedimente zeigte, dass bei *L. variegatus* trotz einer vergleichbaren Belastungssituation für einzelne Schadstoffe in den Freilandsedimenten eine weniger stark ausgeprägte Reaktion (toxische Effekte) zu beobachten war als in den im Labor dotierten Sedimenten. In der folgenden Auflistung sind die Sedimente ausgewählt, die die meisten Einzelsubstanzkonzentrationen (Schwermetalle) oberhalb der Effektkonzentrationen aus den Tests mit dotierten Sedimenten aufwiesen, mit Ausnahme des Sediments SH-R. Dieses Sediment wurde auf Grund der Hemmung gegenüber den Kontrollen mit in die Liste aufgenommen, die nicht offensichtlich im Zusammenhang mit einer vergleichbar hohen Belastung steht.

Tabelle III.4-25: Auflistung der Sedimente mit den meisten Einzelsubstanzkonzentrationen (Schwermetalle) oberhalb der Effektkonzentrationen aus den Tests mit dotierten Sedimenten oder einer erhöhten Hemmung gegenüber der Negativkontrolle.

Sediment			HH-R *	SH-R	FK-R	TS-L
Effektdaten; Hemmung gegenüber der Negativkontrolle in %			Repro.: 29 Biom.: 48	Repro.: -15 Biom.: 15	Repro.: -15 Biom.: 13	Repro.: -76 Biom.: -55
2 mm Fraktion		Cadmium	11	2,1	33	2,9
		Kupfer	320	< Effektdaten	3100	< Effektdaten
		Zink	2000	550	4600	987
<20µm Fraktion		Cadmium	11	2,3	43	3,3
		Kupfer	300	< Effektdaten	4200	236
		Zink	2000	650	5200	1033

Hemmung: Wert im Vergleich zur Negativkontrolle(künstliches Kontrollsediment); Schwermetallkonzentrationen in den Sedimentfraktionen in mg/kg Trockengewicht; FK-R, HH-R, SH-R, TS-L: belastete Freilandsedimente

Hervorzuheben sind vor allem jene Belastungen mit Schwermetallen, die mindestens in einem weiteren Sediment ähnlich hoch oder höher waren als in HH-R.

Betrachtet man diese Sedimente in Bezug auf die Belastung mit organischen Substanzen, so ergibt sich ein etwas anderes Bild. Das Sediment HH-R weist die eindeutig höchste Belastung auf. Bezogen auf die im Projekt untersuchten Substanzen und die dort gefundenen Effektkonzentrationen war somit das HH-R-Sediment das einzige Sediment, in dem mehr als zwei der analysierten organischen Schadstoffe oberhalb dieser Effektkonzentrationen lagen; hierbei ist darauf hinzuweisen, dass es sich bei den meisten analysierten Substanzen nicht um die im SeKT-Projekt als Schadstoffgemisch getesteten Substanzen handelte. Somit war nur eine eingeschränkte Übertragbarkeit der Analysenergebnisse auf die gefundenen Effekte möglich. Wie auch schon hinsichtlich der Schwermetallbelastung war das Sediment FK-R mit einer Konzentration von 5700 mg/kg i. Tr. das am zweithöchsten mit mehrfach halogenierten Kohlenwasserstoffen (MHKWs; C10 bis C40) belastete Sediment nach HH-R. Eine genaue Übersicht der gemessenen Schadstoffkonzentrationen kann dem Anhang B entnommen werden.

Eine eindeutige Begründung/Erklärung für diese Beobachtung kann nicht gegeben werden. Hervorzuheben sind aber folgende Punkte, die die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen vermindern können:

1. die längeren Standzeiten der Schadstoffe in den belasteten Freilandsedimenten;
2. die Zufütterung von unkontaminiertem Futter.

Nach Akerblom & Goedkoop (2003) kann eine Verabreichung von unkontaminiertem Futter während der Expositionszeit, wie dies für moderat lipophile Substanzen mit einem log $K_{ow} < 5$ von der OECD-Richtlinie 218 (OECD, 2003) für den Chironomidentest vorgeschlagen wird, zu einer verringerten Exposition der Testorganismen gegenüber der Testsubstanz führen. Besonders für stark adsorbierende und hoch lipophile Substanzen (log $K_{ow} > 5$) kann jedoch die Aufnahme kontaminierter Futterpartikel einen wichtigen Expositionspfad darstellen.

III.4.5 Bioakkumulation von Substanzen in *L. variegatus*

Ziel dieses Arbeitspaketes war die Überprüfung des Bioakkumulationspotentials sedimentgebundener Substanzen im Gesamtkörpergewebe von *L. variegatus* in natürlichen, belasteten Sedimenten. Hierzu wurden zwei natürliche belastete Sedimente ausgewählt (HS-R und ÖP-L), die aufgrund ihrer Schadstoffzusammensetzung ein erhöhtes Bioakkumulationspotential vermuten ließen, bei denen eine akut toxische Wirkung aber ausgeschlossen werden konnte.

Die folgende Abbildung III.4-21 zeigt Ergebnisse aus dem Wirkungstest mit den oben genannten belasteten Sedimenten.

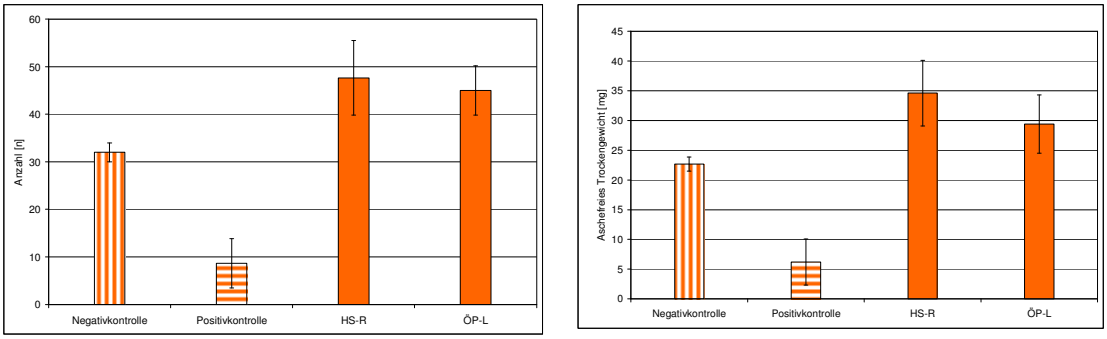


Abbildung III.4-21: Anzahl der Testorganismen und Biomasse (aschefreies Trockengewicht) der Testorganismen nach 28 Tagen Exposition in belasteten Freilandsedimenten (Bioakkumulation).

Negativkontrolle: künstliches Kontrollsediment (OECD), Positivkontrolle: künstliches Kontrollsediment (OECD) 22,5 mg Pentachlorphenol /kg Sediment (TG); HS-R, ÖP-L: belastete Freilandsedimente; Mittelwert (n = 6), Fehlerbalken: Standardabweichung.

Die getesteten belasteten Sedimente zeigten keine akut-toxischen Wirkungen im Vergleich zur mitgeführten Negativkontrolle (künstliches Sediment mit reduziertem Kaolingehalt). Bei einem Vergleich zu den Versuchsreihen mit belasteten natürlichen Sedimenten bzw. gering belasteten natürlichen Sedimenten konnte ebenfalls eine toxische Wirkung ausgeschlossen werden.

Im Folgenden sind die Ergebnisse aus der Bioakkumulationsstudie dargestellt (Tabelle III.4-26, Tabelle III.4-27). Die Schadstoffkonzentrationen in den Sedimenten und Würmern wurden von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) ermittelt.

Tabelle III.4-26: Zusammenfassung der Analytikergebnisse von schwerflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen (SHKW)s in exponierten Würmern und belasteten Sedimenten.

SHKW	Würmer			Sediment	
	Kontrolle [µg/kg TG]	Öpfingen [µg/kg TG]	Hohensaaten [µg/kg TG]	Öpfingen [µg/kg TG]	Hohensaaten [µg/kg TG]
PCB28	2.0	2,1	1,8	0,1	0,6
PCB52	2,3	2	1,7	0,6	0,3
PCB101	2,7	5,4	5,9	1,9	4,7
PCB118	1,2	2,7	3,5	1,2	1,9
PCB153	3,5	14,1	13,1	5,2	12
PCB138	4,4	17,9	20,4	5,4	11
PCB180	1,1	5,3	4,1	4,5	11
2,4-DDE	0,7	0,5	0,6	0,15	0,5
4,4-DDE	2,6	3,6	25,5	1,7	9,7
2,4-DDD	0,6	0,5	1,7	0,46	1,5
4,4-DDD	0,8	0,8	5,5	0,82	6,2
2,4-DDT	0,7	0,5	0,5	0,15	0,4
4,4-DDT	2,8	4,8	3,1	0,77	1
HCB	2,1	1,6	1,8	1,4	0,2
a-HCH	0,5	0,5	0,5	0,05	0,1
b-HCH	0,5	0,5	0,5	< 0,043	0,2
g-HCH	1,6	1,4	1,4	0,22	0,3

Tabelle III.4-27: Zusammenfassung der Analytikergebnisse von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen PAKs in exponierten Würmern und belasteten Sedimenten.

PAK	Würmer			Sediment	
	Kontrolle [µg/kg TG]	Öpfingen [µg/kg TG]	Hohensaaten [µg/kg TG]	Öpfingen [µg/kg TG]	Hohensaaten [µg/kg TG]
Naphthalin	20.8	28	19	37	100
Acenaphthylen	5.0	6	5	12	11
Acenaphthen	5.0	5	5	6	16
Fluoren	5.5	11	11	26	53
Phenanthren	88.9	129	126	210	230
Anthracen	5.0	12	13	44	63
Fluoranthen	36.8	174	207	550	450
Pyren	17.5	114	155	470	410
Benzo[a]anthracen	5.0	68	114	240	200
Chrysen+Triphenylen	11.4	123	143	220	160
Benzo[b]fluoranthen	7.7	112	205	270	250
Benzo[k][+j]fluoranthen	5.0	51	99	150	120
Benzo[a]pyren	5.0	81	140	310	320
Indeno[1,2,3-c,d]pyren	5.0	71	138	190	210
Dibenz[a,h]anthracen	5.0	18	31	31	31
Benzo[g,h,i]perylen	5.0	72	121	220	220

Die daraus berechneten Anreicherungsfaktoren sind in der folgenden Tabelle aufgeführt. Anreicherungsfaktoren kleiner eins wurden nicht in der Tabelle angegeben, da per Definition in diesen Fällen keine Anreicherung statt gefunden hat.

Tabelle III.4-28: Zusammenfassung der Analytikergebnisse von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen PAKs und schwerflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen (SHKW)s in exponierten Würmern und belasteten Sedimenten mit dem *Lumbriculus*-Sedimentkontakttest.

Parameter	BAFs Öpfingen	BAFs Hohensaaten
PAKs	0.0 – 0.5	0.0 – 0.8
SHKWs	0.0 – 2.5	0.0 – 2.4
Einzelsubstanzen (SHKWs)	PCB 101 = 1.4 PCB 118 = 1.3 PCB 153 = 2.0 PCB 138 = 2.5 4,4-DDT = (2.5)[1)]	PCB 118 = 1.2 PCB 138 = 1.5 4,4-DDE = 2.4

1) Der Wert für 4,4-DDT muss noch auf Plausibilität geprüft werden

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass für die zwei belasteten Sedimente keine Anreicherung von PAK's in den Würmern zu beobachten war. Bezogen auf die SHKW's konnte nur für wenige Substanzen eine Akkumulation festgestellt werden.

Wie schon bei den chronischen Effekttests mit belasteten Freilandsedimenten zu beobachten war, gibt es ebenso bei der Bioakkumulation Hinweise auf ein geringeres Bioakkumulationspotential in den gealterten Sedimenten. Für Fluoranthen wurden z.B. BAF's von 1,0 bis 3,3 (Feuchtgewicht Wurm/Trockengewicht Sediment) in dotierten Freilandsedimenten nach 7 Tage Äquilibrierung berichtet (Landrum et al. 2002) gleiche Werte wurden auch für Pyren berichtet (Kukkonen & Landrum 1994). Ankley et al. (1990) berichtete für Fluoranthen BAF's von 0,4 bis 1,9. In dem hier durchgeführten Test konnten Anreicherungsfaktoren von 0,32 bis 0,46 für Fluoranthen und 0,24 bis 0,38 für Pyren berechnet werden (Werte basieren auf Konzentrationen in der Trockenmasse).

Die Daten zur Anreicherung von Schwermetallen in *L. variegatus* den Proben lagen bis zum Abgabetermin des Endberichts noch nicht vor und konnten somit nicht ausgewerte werden.

III.4.6 Tests zur Untersuchung methodenspezifischer Änderungen

Ziel dieser Tests war es, den Einfluss methodenspezifischer Änderungen zu untersuchen. Zum einen wurde der Einfluss der Synchronisation der Würmer, zum anderen der Einfluss des Futters auf das Testsystem untersucht.

III.4.6.1. Synchronisation der Würmer

Synchronisierte und nicht synchronisierte Würmer wurden in künstlichem Sediment nach OECD-Richtlinie 218 exponiert. Als Konzentrationsstufen wurden eine Negativkontrolle und eine Positivkontrolle (25,0 mg PCP/kg Sedimenttrockengewicht) eingesetzt. In diesem Test zeigte sich, dass es in der Negativkontrolle keine Unterschiede zwischen den synchronisierten und nicht synchronisierten Würmern gab, die synchronisierten Würmer in der Positivkontrolle aber empfindlicher auf die Schadstoffbelastung reagierten als die nicht synchronisierten Tiere. Um eine abgesicherte Aussage über dieses Verhalten der Würmer treffen zu können, wären weitere Tests notwendig. In diesem Falle wären Tests mit mehreren Konzentrationsstufen und/oder weiteren Testsubstanzen sinnvoll.
Diese weiteren Tests konnten nicht im Rahmen dieses Teilprojektes durchgeführt werden.

III.4.6.2. Einfluss der Zufütterung

Weiterhin wurde der Einfluss der Zufütterung auf die Auswertungsparameter betrachtet. Künstliche Kontrollsedimente wurden zum Einen mit Brennnessel- und Cellulosepulver und zum Anderen mit Fischfutter gefüttert. Künstliche Vergleichs-Kontrollsedimente ohne Futter wurden nicht angesetzt, da sich schon in vorhergegangenen Versuchen gezeigt hatte, dass bei Kunstsedimenten ohne Futterzusatz keine Reproduktion stattfand.
Zusätzlich zum künstlichen Sediment wurden gering belastete und belastete Freilandsedimente ohne Futterzugabe sowie mit Brennnessel- und Cellulosepulver (BCp)-Zufütterung getestet. Das BCp wurde wie bei den künstlichen Sedimenten ins Sediment eingemischt. Zusätzlich wurden Ergebnisse aus dem Arbeitspaket „Untersuchung von natürlichen, gering belasteten Sedimenten“ (Kapitel III.4.2.2) berücksichtigt, in dem die Freilandsedimente unter Zugabe von Fischfutter getestet wurden. Auch wenn für diese Daten keine direkte Vergleichbarkeit zu dem durchgeführten "Futtertest" besteht, ließ sich ein Trend in Bezug auf die Art der Fütterung eindeutig feststellen.

Die folgende Darstellung zeigt zusammenfassend Ergebnisse aus den zwei beschriebenen Tests sowie ergänzende Daten der Negativ- und Positivkontrolle zu Tests aus dem Arbeitspaket mit belasteten Freilandsedimenten (Abbildung III.4-22).

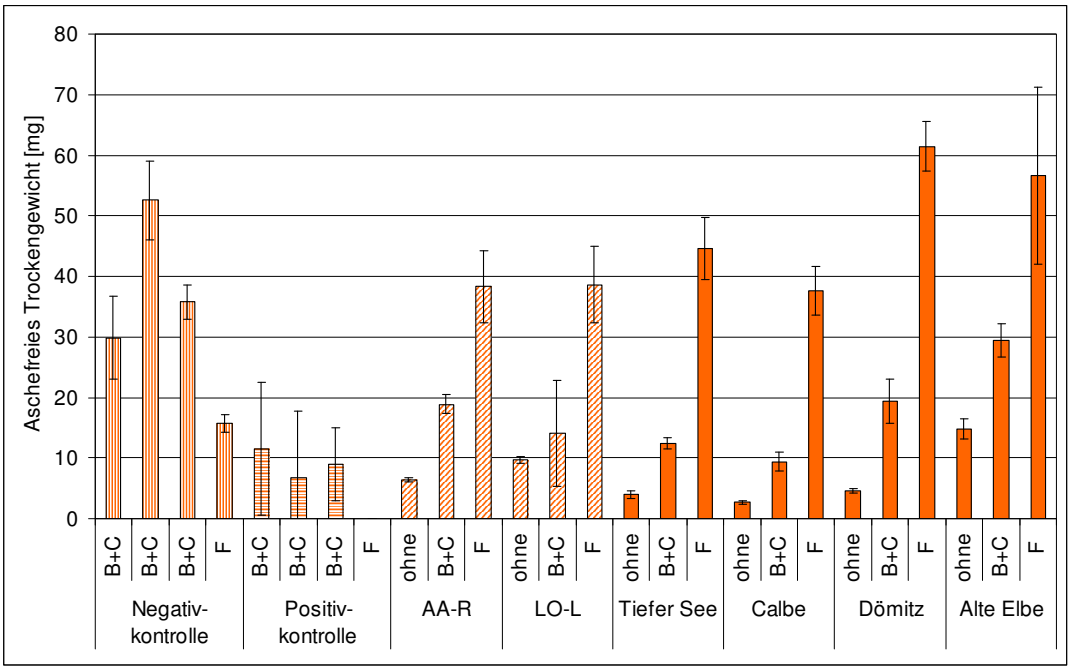


Abbildung III.4-22: Einfluss des Futters auf das aschefreie Trockengewicht in künstlichen Kontrollsedimenten (Negativ- und Positivkontrolle), natürlichen Referenzsedimenten (AA-R und LO-L) sowie belastetetn Freilandsedimenten (Tiefer See, Calbe, Dömitz und Alte Elbe). ohne = keine Zugabe von Futter, B+C = Zugabe von Brennnesselpulver/Cellulose und F = Zugabe von Fischfutter

Betrachtet man die Ergebnisse der Futtertests bezüglich der verschiedenen Sedimenttypen und der verschiedenen Futterquellen, konnte keine eindeutige Tendenz für die Parameter Reproduktion und Biomasse festgestellte werden.

In den Tests mit künstlichen Sedimenten wurden die höchsten Ergebnisse durch Fütterung mit BCp erreicht. Dagegen wurde bei den mit Fischfutter gefütterten Würmern in Kunstsediment eine verringerte Reproduktion festgestellt. Liebig et al. (2004) konnten zeigen, dass in dem künstlichen Sediment nach OECD 218 mit Torf als einzigem organischem Nährsubstrat die Reproduktionsleistung von *L. variegatus* stark limitiert war. In den Sedimenten ohne zusätzliche Futterquelle erhöhte sich die Anzahl der Würmer lediglich um den Faktor 1,04. Von den o.g. Autoren wurde für das oben beschriebene Sediment die niedrigste Biomasse im Vergleich zu allen weiteren getesteten Sedimentvarianten (i.e. zusätzliche Zugabe von α-Cellulose und/oder Brennnesselpulver in verschieden Anteilen) berichtet.

Die Würmer in den Freilandsedimenten zeigten ein anderes Verhalten. Die besten Ergebnisse wurden in den mit Fischfutter gefütterten Testansätzen beobachtet, gefolgt von den Ansätzen mit BCp und ohne Zufütterung.
Auffällig war, dass bei einigen der mit BCp getesteten Freilandsedimente nach kurzer Zeit eine starke Gasentwicklung innerhalb der Sedimente zu beobachten war. Die Ansätze mit diesen Sedimenten zeigten keine Auffälligkeiten hinsichtlich der physikalisch-chemischen Eigenschaften des überstehenden Wassers. Ein besonderes Augenmerk wurde auf den Ammoniumgehalt im überstehenden Wasser gerichtet, da es durch mikrobiellen Abbau der organischen Bestandteile, in diesem Fall speziell des zugegebenen BCp, zu einer erhöhten Am-

moniumkonzentration kommen kann. Einen Hinweis auf einen solchen verstärkten Abbau gaben stets leicht höhere Ammoniumgehalte in den mit Brennnessel und Cellulose gefütterten Sedimenten. Veränderungen im Verhalten (z.B. Sedimentmeidung) der Würmer wurden nicht beobachtet.

Auch wenn keine der Beobachtungen einen Effekt auf das Verhalten von *L. variegatus* eindeutig belegen, konnte eine Beeinträchtigung der Würmer nicht ausgeschlossen werden.

Diese Beobachtungen weisen auf einen gegenläufigen Effekt der Sedimenttypen (künstlich und natürlich) und der verschiedenen Futterquellen hin. Die vorhandenen Daten reichten aber nicht aus, den oben beschriebenen Effekt zu erklären.

Ein weiterer Punkt, der sicherlich das Verhalten der Testorganismen beeinflusst, ist die Futtermenge, die in den durchgeführten Tests eingesetzt wurde.
In den Tests mit natürlichen Sedimenten betrug der Futtergehalt (Fischfutter) über die Versuchsdauer von 28 Tagen im Durchschnitt 230 ± 36 mg. Das entspricht einem prozentualen Gewichtsanteil von 0,55% bei einer Sedimentmenge von 80 g mit einem Feuchtegehalt von 48%. Die Menge an Brennnessel-Cellulosepulver-Gemisch betrug 208 mg bei einem Gewichtsanteil von 0,50% und einer Sedimentmenge von 80 g (48% Feuchtegehalt). Bei der Annahme, dass es sich bei den beiden Futterarten um gleichwertige Futterquellen handelt, können anhand der oben genannten Daten Unterschiede im Reproduktionsverhalten / Biomassezunahme nicht erklärt werden. Liebig et al (2004) konnten zeigen, dass die Zugabe einer zusätzlichen Kohlenstoffquelle (α-Cellulose) zu einer Steigerung der Individualbiomasse führte, allerdings keinen reproduktionsfördernden Effekt auf die Tiere hatte. Erst durch die Anwesenheit von Brennnesselpulver als zusätzlicher Futterquelle im künstlichen Sediment mit Torf erhöhte sich die Reproduktionsleistung von *L. variegatus* deutlich. Brennnesselblätter gelten als leicht dekompostierbar (Zucker und Zech, 1987) und stellen somit eine für die Würmer leicht verfügbare Stickstoffquelle dar. Der im Gegensatz zur α-Cellulose in den Brennnesseln enthaltene Stickstoff (z. B. Scheu, 1997) spielt für den Aufbau von (Protein-) Biomasse bei der Vermehrung der Würmer eine essentielle Rolle. In Abhängigkeit von der dem Sediment zugesetzten Menge an Brennnesselpulver nahm die Reproduktionsleistung der Tiere ab.

Eine eindeutige Einschätzung über die Relevanz der gefundenen Ergebnisse kann zu diesem Zeitpunkt noch nicht abgegeben werden, da die vorhanden Daten für eine endgültige Beurteilung noch nicht ausreichen. Tests, in denen der Abbau der verschiedenen Futterquellen in unterschiedlichen Sedimenten untersucht wurde sind im Folgenden beschrieben. Diese Tests sollten Aufschluss über die Verfügbarkeit der Futterquellen geben.

III.4.6.3. Untersuchung des Abbauverhaltens

Zur Untersuchung des Abbauverhaltens verschiedener Futterarten in natürlichen und künstlichen Sedimenten wurde das Messsystem OxiTop® Control der Firma WTW, Weilheim verwendet. Das Messprinzip beruht auf der manometrischen Messung in den Testgefäßen. Beim Abbau von organischen Substanzen kommt es zu einem Druckabfall in dem gasdichten System. Diese Druckänderung wird aufgezeichnet und kann danach ausgewertet werden.
Für die im Folgenden beschriebenen Tests wurde das künstliche Kontrollsediment mit verringertem Kaolingehalt und ein natürliches Kontrollsediment (LO-R) verwendet. Beide Sedimente wurden mit Brennnessel und Cellulose, Fischfuttersuspension und zur internen Kontrolle des Systems ohne Zugabe von Futter getestet.
Die verschieden Futterarten wurden als gleichwertig betrachtet. Daher wurde für beide Futterarten die gleichen Mengen eingewogen (Vorversuch = 208 mg Brennnessel + Cellulose und 225 mg Fischfutter auf 80 g Sediment Feuchtgewicht; Haupttest = 39 mg Brennnessel + Cellulose und 40 mg Fischfutter auf 15 g Sediment Feuchtgewicht). Die Testdauer betrug 7 Tage für den Vorversuch bzw. 14 Tage für den Haupttest. Beide Tests wurden unter gleichen Testbedingungen wie der *Lumbriculus*-Test durchgeführt, mit Ausnahme der Belüftung und einer verkürzten Testdauer.

Die Ergebnisse aus dem Vortest zum Abbauverhalten in verschieden Sedimenten mit zwei Futterarten konnten in dem Haupttest reproduziert werden.
In beiden Versuchen zeigten die mit Fischfuttersuspension angesetzten Systeme einen schnelleren Abbau als die mit Brennnesselpulver und Cellulose versetzten Sedimente (Abbildung III.4-23).

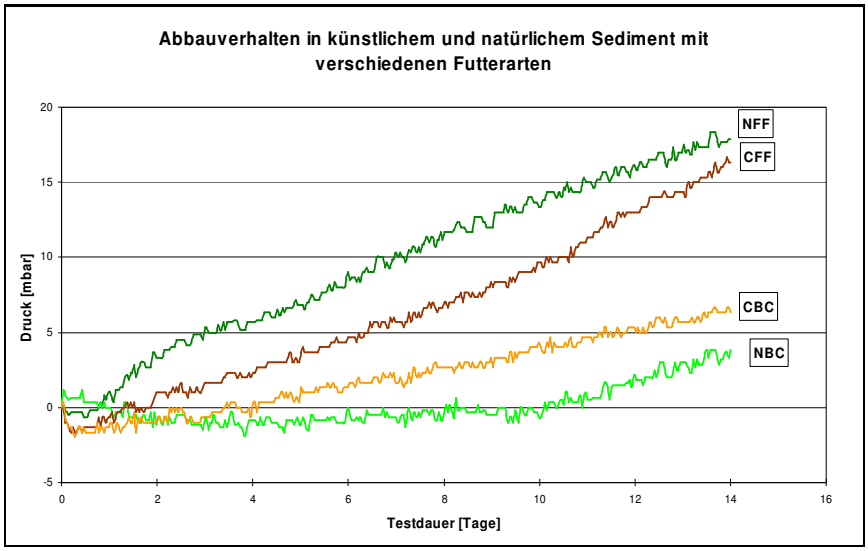


Abbildung III.4-23: Ergebnis des Hauptversuches zum Abbauverhalten unterschiedlicher Futterarten in künstlichem und natürlichem Kontrollsediment.
Abbau gemessen als Druckänderung (Δ p) nach 7 d (NFF = natürliches Sediment und Fischfutter; CFF = künstliches Sediment und Fischfutter; CBC = künstliches Sediment und Brennnessel und Cellulose; NBC = natürliches Sediment und Brennnessel und Cellulose.

Ein Vergleich der Ergebnisse aus dem Fütterungs- und Abbauverhalten-Test zeigt unterschiedlich stark ausgeprägte Zusammenhänge zwischen Futterart und Sedimenttyp sowie Reproduktion und Abbau. In einer Matrix zusammengefasst ergibt sich folgendes Bild:

	Künstliches Sediment [C]				Natürliches Sediment [N]		
Brennnessel + Cellulose [BC]	Gute Reproduktion (2)	=	Schlechter Abbau (3)		Schlechte Reproduktion (3)	=	Schlechter Abbau (4)
Fischfutter [FF]	Schlechte Reproduktion (3)	=	Guter Abbau (2)		Gute Reproduktion (1)	=	Guter Abbau (1)

Die Zahlen in der Matrix geben Ranking-Werte wieder. Für die Reproduktion wurde die Biomasseentwicklung und für den Abbau die Druckänderung als Bezugsparameter gewählt, wobei eine Einteilung von 1 (hoch/gut) bis 4 (niedrig/schlecht) vorgenommen wurde.

Die in der Matrix festgelegte Einstufung der Abbaubarkeit basiert teilweise nur auf geringen Druckunterschieden im jeweiligen Versuch. Auch kann die in der Matrix augenscheinliche Übereinstimmung in gute(r)/schlechte(r) Reproduktion/Abbau nicht eindeutig als solche interpretiert werden. Betrachtet man die Ranking-Werte, so gibt es dort zumindest für die Kombination Brennnessel/Cellulose [BC], Fischfutter [FF] und künstliches Sediment [C] einen Widerspruch in der durch das Ranking festgelegten Reihenfolge. Basierend auf den Abbaukurven wäre zu erwarten, dass alle mit Fischfutter versehenen Sedimente auch in der Reproduktion von *L. variegatus* die höchsten Zahlen erreichen. In den Fütterungstests wurde aber mit Kunstsediment und Fischfutter wider Erwarten eine relativ niedrige Reproduktion festgestellt. Somit ist eine endgültige Interpretation des Einflusses von Futterart und Sedimenttyp auf das Reproduktionsverhalten von *L. variegatus* noch nicht möglich. Weitere Tests konnten im Rahmen dieses Projektes aus zeitlichen Gründen nicht durchgeführt werden.

Die weitere Untersuchung der Interaktion von Futter und Sedimenttyp könnte folgendes beinhalten: Wiederholung des Tests mit unterschiedlichen Fütterungsmodi zur besseren Interpretation der oben genannten Ergebnisse, Untersuchung der biologischen Aktivität in verschiedenen Sedimenten mit unterschiedlichen Futter-Sediment-Kombinationen sowie die Betrachtung der Wasserparameter in diesen Systemen.

III.4.7 Literaturrecherche

Die Datenlage zu den Einzelsubstanzen und deren Wirkung auf *L. variegatus* in der Literatur für einige Substanzen ist in vielen Fällen unzureichend. In den meisten Fällen basieren die gefundenen Daten auf Kurzzeittest bei Exposition in Wasser. Um eine Vergleichbarkeit mit den im *Lumbriculus*-Test gefundenen Sedimenttoxizitätswerten zu erreichen, wurden diese Werte je nach Auswertungsparameter in Sedimentkonzentrationen umgerechnet:

EC_x: Berechnung der $PEC_{Sediment}$ nach der Methode beschrieben im TGD (EC, 2003; Part II, sections 2.3.5.3 and 2.3.8.4)
oder
NOEC: Berechnung der $PNEC_{Sediment}$ nach der Methode beschrieben in EMEA, 2007 (section 3.2, page 25/65)

Für die untersuchten organischen Verbindungen wurde der Verteilungskoeffizient K_{OC} und für die Schwermetalle der Verteilungskoeffizient K_D als Berechnungsgrundlage verwendet. Als Berechnungsgrundlage für den Effektparameter (EC_x, NOEC) wurde aus der Literatur der niedrigste Wert für die jeweilige Substanz herangezogen.

Im Folgenden sind die Ergebnisse der Haupttests mit *L. variegatus* und die in der Literatur angegebenen Einzelsubstanzdaten zusammengefasst.

Organika

Die kleinsten berechneten EC-Werte von 1,2 bis 3,4 mg/kg für die Einzelsubstanzen lagen für das Gemisch aus organischen Schadstoffen nicht wesentlich niedriger als der kleinste im *Lumbriculus*-Test berechnete Wert von 9,4 mg Gemisch/kg (Ausnahme: Nonylphenol mit wesentlich höheren Effektkonzentrationen). Problematisch war die Bewertung der toxischen Konzentrationen von 2,4-DNP und Parathion, für die in der Literatur kaum oder keine Werte zu finden waren (Tabelle III.4-29). Um diese vorhandenen Datenlücken zu schließen und die Belastbarkeit der Modelrechnungen stichprobenartig zu überprüfen, wurden Tests mit den Einzelsubstanzen und dem *Lumbriculus*-Test durchgeführt (siehe Kapitel Einzelsubstanztest).

Tabelle III.4-29: Zusammenfassung der EC_{50}-Werte der organischen Substanzen aus dem *Lumbriculus*-Test und den berechneten Werten für jede Einzelsubstanz.

Substanz	EC_{50}-Werte aus dem *Lumbriculus*-Test [mg/kg]*	EC_{50}-Werte aus der Literatur (Min) [mg/L]	EC_{50}-Werte berechnet (Min) [1] [mg/kg]*	EC_{50}-Werte berechnet (Max) [1] [mg/kg]*
Diuron	9,4– 26,5	0,4	3,4	13,5
Fluranthen		0,0009	1,2	7,8
PCP		0,1453	3,1	335,0
Nonylphenol		0,268	73,9	6552,9
Parathion[2]		0,1	1,5	69,1
2,4 Dinitrophenol		-	-	-

* mg/kg Sedimenttrockengewicht; für die berechneten Werte wurde ein Feuchtegehalt von 50% zu Grunde gelegt
[1] Die Angaben Mittelwert, Min und Max beziehen sich auf die in der Literatur gefundene K_{OC}-Werte für die verschiedenen organischen Substanzen
[2] Werte stammen aus Tests mit *Tubifex tubifex*

Schwermetalle

Betrachtet man die EC_{50}-Bereiche der einzelnen Schwermetalle aus dem *Lumbriculus*-Test von Cadmium (0,26 – 2,18 mg/kg), Nickel (59,2 - 494,4 mg/kg) und Zink (82,7 - 690,7 mg/kg), so kann eine gute Übereinstimmung mit den aus den Literaturdaten berechneten EC_{50}-Werten (Mittelwerten) festgestellt werden (Tabelle III.4-30). Die niedrigsten berechneten Werte für die Schwermetalle aus der Literatur (Cd: 0,12; Ni: 23,8; Zn: 4,7; Cu: 0,06 mg/kg) lagen aber für alle Substanzen unterhalb der gefundenen EC_{50}-Werten aus dem *Lumbriculus*-Test.

Die Werte, die für Kupfer berechnet wurden, erscheinen im Vergleich zu den im *Lumbriculus*-Test eingesetzten Konzentrationen (39,2 - 327,2 mg/kg) als zu niedrig. Ein Hinweis auf diese These gibt eine Sediment-Wasser-Studie mit *Tubifex tubifex* (Pasteris et al., 2003), in der für Kupfer ein Effektwert von 81 – 107 mg/kg angegeben wird. Dieser Wert spiegelt die im *Lumbriculus*-Test gefundenen Effekte wesentlich besser wieder.

Tabelle III.4-30: **Zusammenfassung der EC_{50}-Werte der Schwermetalle aus dem *Lumbriculus*-Test und den berechneten Werten für jede Einzelsubstanz.**

Substanz	EC_{50}-Werte aus dem *Lumbriculus*-Test [mg/kg]*	EC_{50}-Werte aus der Literatur (Min) [mg/L]	EC_{50}-Werte berechnet (Mittelwert) [1)] [mg/kg]*	EC_{50}-Werte berechnet (Min) [1)] [mg/kg]*	EC_{50}-Werte berechnet (Max) [1)] [mg/kg]*
Cadmium	0,26 – 2,18	0,074	2,9	0,12	321,9
Kupfer	39,2 - 327,2	0,035	0,8	0,06	6,6
Nickel	59,2 - 494,4	12,16	685,2	23,8	3059,0
Zink	82,7 - 690,7	2,984	168,1	4,7	12978,6

* mg/kg Sedimenttrockengewicht; für die berechneten Werte wurde ein Feuchtegehalt von 50% zu Grunde gelegt

[1)] Die Angaben Mittelwert, Min und Max beziehen sich auf die in der Literatur gefundene K_D-Werte für die verschiedenen Schwermetalle

Eine eindeutige Aussage, ob eine einzelne Substanz die Toxizität maßgeblich hervorgerufen hat, ist auf Grund der hier zugrunde liegenden Datenlage nicht möglich. Dies gilt für die organischen Schadstoffe wie für die Schwermetalle. Allerdings scheint es durch die Mischung der Substanzen (soweit Daten vorhanden sind) nicht zu einer signifikanten Erhöhung der Toxizitätswerte zu kommen.

III.4.8 Einzelsubstanztests

Vier der sechs im SeKT-Projekt verwendeten organischen Schadstoffe wurden in Einzelsubstanztests auf ihre Wirkung in Wasser- und Sediment-Wasser-Systemen getestet.

Die gut wasserlöslichen Schadstoffe Nonylphenol und 2,4-Dinitrophenol wurden in Vortests (Akuttest über 96 h) als im Wasser gelöste Substanzen getestet, als Endpunkt wurde die Mortalität von *L. variegatus* ausgewertet. Anschließend wurden mit Parathionethyl, Fluoranthen, Nonylphenol und 2,4-Dinitrophenol Tests in Wasser-Sediment-Systemen mit dotierten künstlichen Sedimenten (OECD 218, modifiziert) durchgeführt.

In den folgenden Abbildungen und Tabellen werden die Ergebnisse aus den verschiedenen Tests zusammengefasst.

Vortests: Akuttests (96h)

Tabelle III.4-31: LC_x-Werte bei einer Exposition in Wasser nach 96 Stunden.

Substanz *	LC_{10} in mg/L	LC_{50} in mg/L	LC_{90} in mg/L
Nonylphenol	0.32	1.15	4.12
2,4-Dinitrophenol	0.76	3.22	13.70

*Die Substanzen Parathionethyl und Fluoranthen wurden auf Grund ihrer geringen Wasserlöslichkeit nicht in Akuttests untersucht.

Sediment-Wasser-Tests

Vorversuche zur Bestimmung der Konzentrationsbereiche: In einer weiteren Reihe von Vorversuchen wurden alle Substanzen in dem gleichen Konzentrationsbereich zwischen 0.16 und 100 mg/kg Sedimenttrockengewicht getestet. Die Testdauer betrug 21 Tage. Für drei der getesteten Substanzen Parathionethyl, Fluoranthen und Nonylphenol konnte ein Effekt beobachtet werden. Die Substanz 2,4-Dinitrophenol zeigte keine Wirkung bis zu einer Konzentration von 100 mg/kg Sedimenttrockengewicht.

Hauptversuche zur Festlegung der Effektkonzentration und NOEC/LOEC-Werte:
In den Hauptversuchen (28 Tage) wurden die vier ausgewählten organischen Schadstoffe in einem Sediment-Wasser-System getestet. Die Tests wurden je nach Substanz in einem Konzentrationsbereich von 2,6 bis 1000 mg/kg Sedimenttrockengewicht durchgeführt, wobei der Abstufungsfaktor zwischen den Konzentrationen nicht größer als zwei gewählt wurde. Die Ergebnisse, Effektkonzentrationen (ECx) und NOEC/LOEC-Werte für die biologischen Endpunkte Anzahl und Biomasse sind in den folgenden Tabellen dargestellt.

Tabelle III.4-32: ECx-Werte, NOEC und LOEC (Anzahl) bei einer Exposition im Sediment-Wasser-System nach 28 Tagen.

Substanz	EC_{10} in mg/kg	EC_{20} in mg/kg	EC_{50} in mg/kg	NOEC in mg/kg	LOEC in mg/kg
Nonylphenol	30,1	34,4	47,1	6,4	16,0
2,4-Dinitrophenol	174,0	215,7	298,3	125,0	250,0
Parathionethyl	25,7	35,0	55,9	12,5	25,0
Fluoranthen	20,1	30,0	64,4	16,0	40,0

Tabelle III.4-33: ECx-Werte, NOEC und LOEC (Biomasse) bei einer Exposition in Wasser-System nach 28 Tagen.

Substanz	EC_{10} in mg/kg	EC_{20} in mg/kg	EC_{50} in mg/kg	NOEC in mg/kg	LOEC in mg/kg
Nonylphenol	34,0	43,6	70,1	16,0	40,0
2,4-Dinitrophenol	306,3	321,8	353,6	250,0	500,0
Parathionethyl	58,8	64,7	74,7	25,0	50,0
Fluoranthen	24,1	35,8	76,4	16,0	40,0

Anhand der Ergebnisse lässt sich feststellen, dass die berechneten Toxizitätswerte für Parathionethyl, Fluranthen und Nonylphenol in einem ähnlichen Konzentrationsbereich liegen.

Die Effektkonzentrationen für 2,4-Dinithrophenol lagen in allen Fällen höher. Alle Substanzen (Fluranthen, Nonylphenol, Parathion, 2,4 Dinitrophenol) aus diesen Tests zeigten wesentlich höhere Effektkonzentrationen (EC_{50}-Werte von 47,1 bis 298,3 für Reproduktion und 70,1 bis 353,6 für Biomasse) als die aus der Literatur berechneten Werte.
Die Schadstoffe Pentachlorphenol und Diuron wurden nicht als Einzelsubstanzen getestet. In dem Ringtestbericht zur Validierung des Sedimenttoxizitätstest mit *L. variegatus* (Egeler et al., 2005) wurde für PCP eine EC_{50}-Wert von 20,3 bzw. 20,7 berichtet (Wert aus Test durchgeführt bei ECT). Alle Angaben über Effektdaten zu Diuron wurden entstammen einem Bericht von Nebeker et al., 1998.

In den folgenden Grafiken sind die Konzentrations-Wirkungs-Kurven sowie die NOEC-Werte der getesteten Einzelsubstanzen und die des organischen Schadstoffgemisches (Parathionethyl, Fluoranthen, Nonylphenol, 2,4-Dinitrophenol, Diuron und Pentachlorphenol) dargestellt. Der NOEC-Wert wurde hierzu bei einer Effektkonzentration von 10% (EC_{10}) abgebildet.

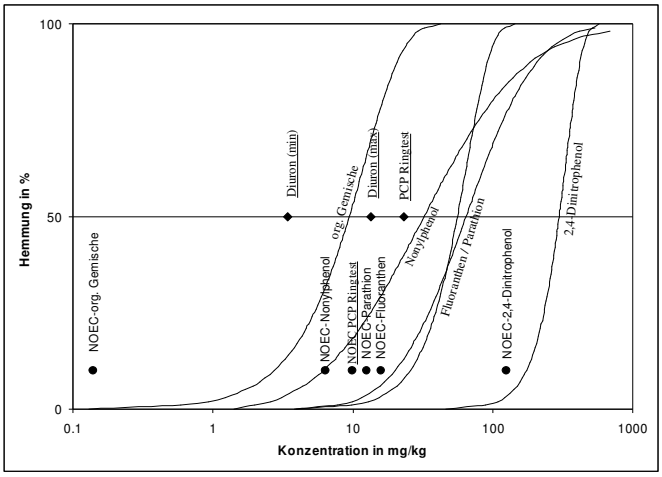


Abbildung III.4-24: Konzentrations-Wirkungs-Kurven sowie NOEC-Werte für die Anzahl von *L. variegatus*. Daten aus der Literatur sind unterstrichen dargestellt. Die NOEC-Werte befinden sich auf dem EC_{10}-Level.

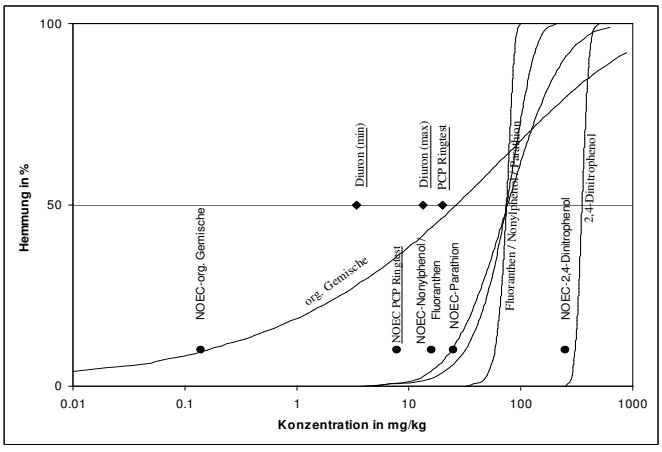


Abbildung III.4-25: Konzentrations-Wirkungs-Kurven sowie NOEC-Werte für die Biomasse von *L. variegatus*. Daten aus der Literatur sind unterstrichen dargestellt. Die NOEC-Werte befinden sich auf dem EC_{10}-Level.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass das getestete Substanzgemisch in den Versuchen mit dotierten künstlichen Sedimenten toxischer war als die getesteten Einzelsubstanzen. Insbesondere gibt es Hinweise für eine flacher verlaufende Wirkungskurve für den Parameter Biomasse von *L. variegatus* (Abbildung III.4-25). Dies hätte zur Folge, dass durch die höhere Toxizität und die flacher verlaufende Wirkungskurve für das Substanzgemisch besonders in niedrigen Konzentrationsbereichen eine Kombination der Schadstoffe zu stärkeren toxischen Wirkungen führen kann. Diese Vermutung wird durch den niedrigen NOEC-Wert (0,14 mg/kg) für das organische Schadstoffgemisch bestärkt. Die in diesem Fall berechnete NOEC liegt um den Faktor >40 niedriger als die für die Einzelsubstanzen berechneten Werte. Um letzte Unsicherheiten bezüglich der Toxizität von Pentachlorphenol und Diuron zu klären, müssten noch weitere Einzelsubstanztests durchgeführt werden. Von besonderem Interesse wären genauere Daten über Diuron, denn die in der Literatur zu findenden Daten weisen auf eine hohe Toxizität für aquatische Oligochaeten hin. Sollte dies auch für dieses Testsystem zutreffen, ist es nicht auszuschließen, dass die gefundenen Effekte des Schadstoffgemischs zu einem großen Teil auf die Wirkung von Diuron zurückzuführen sind.

III.4.9 Wasserqualität und Daten zu den testspezifischen Kontrollsedimenten

Für die meisten in diesem Projekt durchgeführten Tests waren die pysikalisch-chemischen Testparameter in den von der Testrichtlinie (OECD 225) vorgeschlagenen Bereichen.

Der Sauerstoffgehalt betrug in allen Tests einen Wert von mehr als 70% der Sauerstoffsättigung und einer Sauerstoffkonzentration von mehr als 6,4 mg/L.

Der pH-Wert im überstehenden Wasser lag zwischen 6,7 und 8,5 für Tests mit künstlichen und natürlichen Sedimenten.

Die Temperatur schwankte über alle Tests von 18,9 und 23,2; Werte über 22,0°C wurden in zwei Tests gemessen, hatten aber keinen Einfluss auf die Ergebnisse aus diesen Tests.

Die Wasserhärte gemessen in Grad deutscher Härte (°dH) schwankte in den für das rekonstituierte Wasser normalen Bereichen. Bei Beginn der Expositionsphase wurden Werte zwischen 13 und 16°dH gemessen, die zum Ende der Exposition je nach Sedimenteigenschaften bis auf Werte von 16 bis 39°dH anstiegen.

Die größten Schwankungen konnten bei den Ammoniumkonzentrationen festgestellt werden. Es wurden Werte von kleiner 1 mg/L bis zu 30 mg/L gemessen. Eine genauere Betrachtung der Ammoniumkonzentrationen wurde in den Kapiteln "Einfluss der Zufütterung" und "Definition von Referenzbedingungen und Harmonisierung eines Kontrollsediments" angestellt.

In den künstlichen Sedimenten wurden nach der Herstellung pH-Werte von 6,5 bis 7,2 gemessen. Der Gesamtkohlenstoff (TOC) in diesen Sedimenten lag zwischen 2,21 und 3,09 % vom Sedimenttrockengewicht.

Die in allen Tests mitgeführte Negativkontrolle erreichte in allen Fällen das Validitätskriterium von einer 1,8-fachen Reproduktion (OECD 225). Die mittlere Anzahl Würmer in den jeweiligen Tests lag bei 30.2 bis 37.2.

Die Positivkontrolle zeigte in allen Tests einen eindeutigen Effekt auf die Testorganismen. Hier wurden Hemmungen gegenüber der Negativkontrolle von 13 bis 100% erreicht; dies galt für Reproduktion und Biomasse gleichermaßen.
Aus dem Ringtest (Egeler et al., 2005) ist bekannt, dass Schwankungen in der Toxizität von PCP bei *L. variegatus* auftreten können (EC_{50}: 4 bis 38 mg/kg Sedimenttrockengewicht).

III.4.10 Diskussion der Ergebnisse aus dem TV4

Die Verwendung des *Lumbriculus*-Toxizitätstests wurde für die Nutzung bei der Sedimentqualitätsbeurteilung so angepasst, dass seine Anwendung bei der Klassifizierung von belasteten Freilandsedimenten möglich ist. Es kann festgehalten werden dass *L. variegatus* als Testorganismus zur Bewertung von belasteten Freilandsedimenten grundsätzlich geeignet ist. Besonders wichtig war dabei der Nachweis, dass der *Lumbriculus*-Test auch bei unterschiedlichen Sedimentzusammensetzungen belastbare und wenig schwankende Ergebnisse liefert. Diese Eigenschaft vereinfacht den Einsatz von *L. variegatus* gerade bei der Testung von unterschiedlichen Freilandsedimenten. Hervorzuheben ist ebenfalls der ermittelte Schwellenwert, der die geringe Varianz der Auswertungsparameter widerspiegelt. Er kann für beide Auswertungsparameter (Reproduktion und Biomasse) mit dem gleichen Wert angesetzt werden, auch wenn für den Parameter Biomasse kein vollständiger Datensatz zur Verfügung stand.

Die erweiterten biologischen Testergebnisse der Sedimentkontakttests führten zu einer erheblichen Differenzierung der Bewertung nach rein chemischen Kriterien. Dabei fanden sich Beispiele für eine Bestätigung der Chemie (d.h. eine bessere Absicherung), aber auch Hinweise auf eine höhere Toxizität (z.B. falsch eingeschätzte Kontaminanten) bzw. geringere Toxizität (evtl. aufgrund einer geringeren Bioverfügbarkeit) als nach den Ergebnissen der chemischen Analytik zu erwarten war. Daraus folgt, dass nur ein integrativer Ansatz von chemischen und biologischen Ergebnissen zu einer eindeutigen Bewertung von Freilandsedimenten führen kann.

Ein kritischer Aspekt dieser Testmethode im Kontext der Baggergutbewertung ist die relativ lange Expositionsdauer ("chronischer" Test). Oftmals werden zur Bewertung von Baggergut schnelle Ergebnisse verlangt, da das Lagern/Zwischenlagern nicht möglich bzw. mit hohen Kosten verbunden ist, aber auch mit einer Veränderung der Baggerguteigenschaften (Sediment) einhergehen und zur Mobilisierung von Schadstoffen führen kann.

Daher erscheint es sinnvoll, den in diesem Projekt verwendeten *Lumbriculus*-Test so zu modifizieren, dass eine wesentlich kürzere Exposition qualitativ gleichwertige "chronische" Ergebnisse liefern kann. Ein Ansatz könnte die Betrachtung der Ausscheidungsmenge von *L. variegatus* sein. Mehrere wissenschaftliche Arbeiten konnten zeigen, dass Testsysteme, in denen die Ausscheidungsrate gemessen werden vergleichbare Ergebnisse liefern können. Die Dauer solcher Test kann wesentlich verkürzt werden (z.B. 7 Tage), was sicherlich die Akzep-

tanz des Testsystems bei den Produzenten von Baggergut steigen würde. Williams (2005) zeigte in seinem Test mit Freilandsedimenten mit einer sechs Tage dauerenden Expositionsphase und einer anschließenden Messphase von 24 Stunden in unkontaminierten Sediment, dass der Kurzzeitendpunkt - Hemmung des Fraßverhaltens - vergleichbare Ergebnisse zu Langzeittests mit *L. variegatus* lieferte. Mehrere andere Studien (z.B. Leppänen & Kukkonen, 1998a + b) konnten zeigen, dass der Auswertungsparameter „feeding rate“ zwar unterschiedliche Reaktionen bei unterschiedlichen Belastungen anzeigen kann, es aber eine Abhängigkeit des Fraßverhaltens bei unkontaminierten Bedingungen von der jeweiligen Sedimentzusammensetzung sowie der Produktivität der Sedimenbakterienzusammensetzung gibt (Wavre and Brinkhurst 1971). Gerade diese Abhängigkeit müsste vor einer Verwendung einer solchen kurzen Testvariante weiter untersucht werden, bevor sie in eine Testbatterie zur Bewertung von Freilandsedimenten mit aufgenommen werden kann.

Es wäre wünschenswert, auf Basis der Erfahrungen aus dem TV 4 zusammen mit denjenigen der anderen TVs eine Handlungsempfehlung in Form einer eigenen Broschüre zu erstellen. Diese sollte dazu dienen, allen interessierten Entscheidungsträgern aus dem Bereich Gewässerschutz die Vorteile des Einsatzes weitergehender biologischer Methoden (Sedimentkontakttests) bei der Bewertung von Sedimenten zu verdeutlichen und somit deren Routineeinsatz zu erleichtern. Zudem würden somit dem Gesetzgeber Informationen an die Hand gegeben, die es erlauben, weitergehende biologische Methoden als Teil der normalen Anforderung bei der Sedimentbewertung einzusetzen. Die Ausarbeitung einer solchen Handlungsempfehlung wurde nicht im Rahmen dieses Projektes durchgeführt.

III.4.11 Danksagung

Die Autoren danken Philipp Egeler für die Unterstützung in diesem Projekt und bei der Abfassung dieser Arbeit, sowie Marika Goth und allen anderen Mitarbeitern der ECT GmbH, die bei der praktischen Durchführung der Versuche mitgeholfen haben.

Dieses Vorhaben wurde finanziell gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF; FKZ: 02WU0601).

III.4.12 Veröffentlichungen während der Projektlaufzeit

Meller, M., Gilberg, D., Goth, M., Knacker, T. & P. Egeler (2006) The SeKT Joint Research Project - TV4: Reference Conditions and Control Sediments for Sediment Contact Tests with the Benthic Oligochaete *L. variegatus*. Poster, SETAC Europe 16th Annual Meeting The Hague, Netherlands, 08. May – 11. May 2006.

Meller, M., Goth, M., Egeler, P. Gilberg, D. (2007) The SeKT Joint Research Project - TV4: Reference Conditions and toxicity thresholds for sediment contact tests with the Benthic Oligochaete *L. variegatus*. Poster, SETAC Europe 17th Annual Meeting Porto, Portugal, 20. May – 24. May 2007.

III.4.13 Literaturliste

Akerblom N., Goedkoop W. (2003). Stable isotopes and fatty acids reveal that *Chironomus riparius* feeds selectively on added food in standardized toxicity tests. Environ. Toxicol. Chem. 22:1473–1480.

Ankley G.T., Katko A., Arthur J.W. (1990). Identification of ammonia as an important sediment-associated toxicant in the lower Fox River and Green Bay, Wisconsin. Environ. Toxicol. Chem. 9:313-322.

Ankley, G.T., D.A. Benoit, J.C. Balough, T.B. Reynoldson, K.E. Day, and R.A. Hoke. (1994). Evaluation of Potential Confounding Factors in Sediment Toxicity Tests with Three Freshwater Benthic Invertebrates. Environ. Toxicol. Chem. 13:627-635.

Egeler P., Römbke J., Meller M., Knacker Th., Franke C., Studinger G., Nagel R. (1997). Bioaccumulation of Lindane and Hexachlorobenzene by tubificid sludgeworms (Oligochaeta) under standardised laboratory conditions. Chemosphere,Vol. 35, No. 4:835-852.

Egeler, Ph., Meller, M., Schallnaß, H.J. & Gilberg, D. (2005). Validation of a sediment toxicity test with the endobenthic aquatic oligochaete *Lumbriculus variegatus* by an international ring test. In co-operation with R. Nagel and B. Karaoglan. Report to the Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt, Berlin, Germany), R&D No.: 202 67 429.

EMEA (2007). Guideline on environmental impact assessment for veterinary medicinal products in support of the VICH guidelines GL6 and GL38. EMEA/CVMP/ERA/418282/ 2005, section 3.2, page 25/65.

Emerson K.R., Russo R.C., Lund R.E., Thurston R.V. (1975). Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. Journal of Fisheries Research Board of Canada 32:2379-2383. Referenced after USEPA (1985). Ambient Water Quality Criteria for Ammonia - 1984. EPA 440/5-85-001. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.

EN ISO 14688. Geotechnische Erkundung und Untersuchung - Benennung, Beschreibung und Klassifizierung von Boden - Teil 1: Benennung und Beschreibung (ISO 14688-1:2002); Deutsche Fassung EN ISO 14688-1:2002

EC (2003) Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market; Part II. Office for Official Publications of the EC (European Commission), Luxembourg.

Hickey C.W., Martin M.L. (1995). Relative sensitivity of five benthic invertebrate species to reference toxicants and resin-acid contaminated sediments. Environ. Toxicol. Chem. 14:1401-1409.

Kukkonen, J., Landrum, P.F. (1994). Toxicokinetics and toxicity of sediment-associated Pyrene to *Limbriculus variegatus* (Oligochaeta). Environ. Toxicol. Chem. Vol. 13, No 9:1457-1468

Landrum P. F., Gedeon M. L., Burton G. A., Greenberg M. S., Rowland C. D. (2002). Biological Responses of *Lumbriculus variegatus* Exposed to Fluoranthene-Spiked Sediment. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 42:292–302.

Leppänen, M.T., Kukkonen, J. (1998a). Relationship between reproduction, sediment type, and feeding activity of *Lumbriculus variegatus* (Müller): Implications for sediment toxicity testing. Environ. Toxicol. Chem. Vol. 17, No 10:2196-2202

Leppänen, M.T., Kukkonen, J. (1998b). Factors affecting feeding rate, reproduction and growth of an oligochaete *Lumbriculus variegatus* (Müller). Hydrobiologia 377: 183-194

Liebig M., Meller M., Egeler P. (2004) Sedimentkontakttests mit aquatischen Oligochaeten– Einfluss verschiedener Futterquellen im künstlichen Sediment auf Reproduktion und Biomasse von Lumbriculus variegatus. Bundesanstalt für Gewässerkunde 5/2004, Veranstaltungen: Statusseminar - Sedimentkontakttests 24./25. März 2004 in Koblenz, Koblenz, September 2004.

Meller, M., Egeler, P., Römbke, J., Schallnass, H., Nagel, R., Streit, B. (1998) Short-term toxicity of lindane, hexachlorobenzene and copper sulfate to tubificid sludgeworms (Oligochaeta) in artificial media. Ecotox. Environ. Safety, 39:10-20.

Nebeker, A.V., Schuytema G.S. (1998) Chronic effects of the herbicide Diuron on freshwater Cladocerans, Amphipods, Midges, Minnows, Worms, and Snails. Arch.Environ.Contam.Toxicol. 35(3):441-446.

OECD (1984). Guideline for the testing of chemicals no. 207; "Earthworm, acute toxicity tests". Organisation for Economic Co-Operation and Development, OECD, Paris, France.

OECD (1992) Guideline for Testing of Chemicals No. 203 "Fish, Acute Toxicity Test", Organisation for Economic Co-Operation and Development, OECD, Paris, France.

OECD (1996). Guideline for the testing of chemicals no. 305: "Bioconcentration: flow-through fish test". Organisation for Economic Co-Operation and Development, OECD, Paris, France.

OECD (2004). Guidelines for Testing of Chemicals No. 218, Sediment-Water Chironomid Toxicity Test Using Spiked Sediment. Organisation for Economic Co-Operation and Development, OECD, Paris, France.

OECD (2007).Guidelines for Testing of Chemicals No. 225, Sediment-Water Lumbriculus Toxicity Test Using Spiked Sediment. Organisation for Economic Co-Operation and Development, OECD, Paris, France.

OECD (2008). Guidelines for Testing of Chemicals No. 315. Bioaccumulation in Sediment-dwelling Benthic Oligochaetes. Organisation for Economic Co-Operation and Development, OECD, Paris, France.

Pasteris, A., Vecchi M., Reynoldson, T.B. & Bonomi, G. (2003). Toxicity of copper-spiked sediments to *Tubifex tubifex* (Oligochaeta, Tubificidae): a comparison of the 28-day reproductive bioassay with a 6- month cohort experiment Aquatic Toxicology Volume 65, Issue 3, Pages 253-265

Phipps, G. L., Ankley G. T., Benoit D. A. & Mattson V. R. (1993) Use of the aquatic oligochaete *Lumbriculus variegatus* for assessing the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants. Environ.Toxicol.Chem. 12, 269-274.

Sardo A.M., Soares A.M.V.M., Gerhardt A. (2007). Behavior, growth, and reproduction of *Lumbriculus variegates* (Oligochaetae) in different sediment types. Human and Ecological Risk Assessment, Volume 13, pp 519-526

Scheu S (1997) Effects of litter (beech and stinging nettle) and earthworms (*Octolasion lacteum*) on carbon and nutrient cycling in beech forests on a basalt-limestone gradient: A laboratory experiment. Biol Fertil Soils (1997) 24:384–393

Schubauer-Berigan, M.K., Monson, P.D., West, C.W. & Ankley, G.T. (1995). Influence of pH on the toxicity of ammonia to *Chironomus tentans* and *Lumbriculus variegatus*. Environ. Toxicol. Chem. 14: 713-717.

USEPA (1985): Ambient water quality criteria for Ammonia - 1984. EPA 440/5-85-001. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.

Wavre M., Brinkhurst R.O. (1971). Interactions between some tubificid oligochaetes and bacteria found in the sediments of Toronto Harbour, Ontario. J. Fish. Res. Bd. Canada 28:335-341

Whiteman, F. W., Ankley G. T., Kahl M. D., Rau D. M. & Balcer M. D. (1996) Evaluation of interstitial water as a route of exposure for ammonia in sediment tests with benthic macroinvertebrates, Environmental Toxicology and Chemistry 15: 794-801.

Zucker, A. & Zech, W. (1987): Dynamik verschiedener N-Fraktionen bei Abbauversuchen mit Brennesselblättern (*Urtica dioica* L.). Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 150, 161-167.

III.5 Sedimentkontakttest mit *Saccharomyces cerevisiae* (Hefekontakttest, TV5)

Jürgen Weber
NORDUM Institut für Umwelt und Analytik GmbH & Co. KG

Mit dem Hefe-Kontakttest sollten die natürlichen Sedimente zusätzlich als gefriergetrocknete Proben untersucht werden, da die für den Kontakt Zelle – Partikel wichtigen Exopolysaccharide bei der Gefriertrocknung erhalten bleiben und ihr Quellzustand im Prinzip wieder herstellbar ist. Das eröffnet die Möglichkeit einer nachträglichen biologischen Bewertung von archivierten Sedimentproben.
Für den Hefe-Kontakttest traten bei der Bearbeitung der Aufgabenstellungen einige unvorhergesehene Probleme auf, die im Rahmen der geplanten gemeinsamen Untersuchungen nicht gelöst werden konnten. Da es sich um Probleme handelt, die für eine künftige Anwendung des Hefe-Kontakttestes geklärt sein müssen, wurden operativ weitergehende Laborarbeiten aufgenommen, die im Bericht als ergänzende Arbeiten angeführt bzw. im Abschnitt III.5.5 zusammengefasst werden unter:
Für das Teilprojekt „Hefe-Kontakttest“ wird als messtechnisch gut zugänglicher Indikator die Gärleistung von *Saccharomyces cerevisiae* für die Erfassung von toxischen Wirkungen in schadstoffhaltigem Wasser bzw. Sedimenten genutzt. Dazu werden sedimenthaltige Zellkulturen eines Leistungsstammes von *S. cerevisiae* für eine Wachstumsphase von 16 – 18 Stunden angesetzt, und dann die Gärung in geschlossenen Gefäßen induziert. Während der folgenden sechs Stunden wird die Kohlendioxid-Bildung mit Drucksensoren gemessen und mit einem PC als Gärleistungskurve dargestellt (s. Schema in Abbildung III.5-1). Für Sedimentuntersuchungen ist die Neigung der Hefezellen wichtig, sich bei Wachstum und Vermehrung an Partikel anzulagern. Bevorzugt werden dabei Partikel mit günstigen Adsorptionseigenschaften, an die in Sedimenten auch die Schadstoffe angelagert sind.

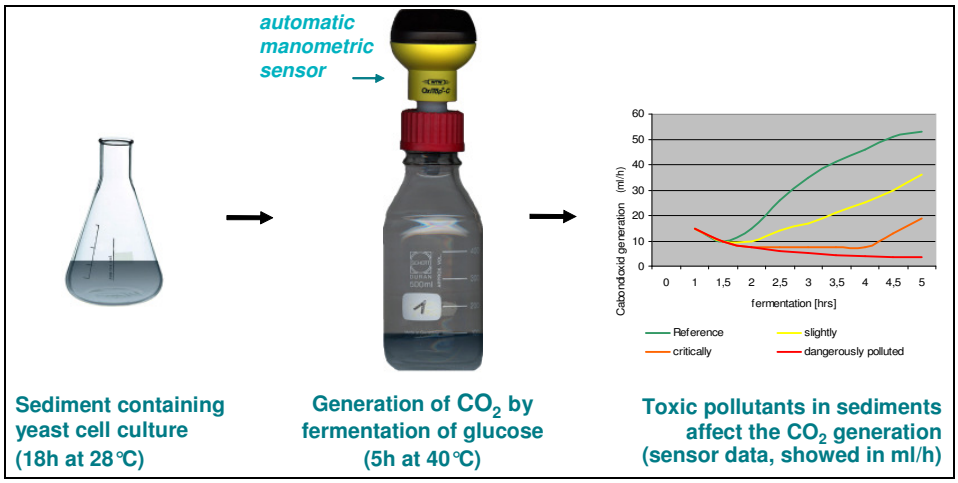


Abbildung III.5-1: Der Sedimentkontakttest mit *Saccharomyces cerevisiae* (Hefekontakttest)

Details zu Erkenntnisstand und Methodik sind folgenden Publikationen zu entnehmen:

- Weber et al. (2000 a): Ein neuer Biotest mit der Hefe *Saccharomyces cerevisiae* auf aquatische Toxizität.
- Weber et al. (2000 b): Prüfung von Abwasser auf aquatische Toxizität mit einem Gärungstest der Hefe *Saccharomyces cerevisiae.*
- Weber et al. (2006): A novel particle contact assay with the yeast *Saccharomyces cerevisiae* for ecotoxicological assessment of freshwater sediments.

III.5.1 Erste Ergebnisse

III.5.1.1. Harmonisierung eines Kontrollsedimentes: Untersuchung von zehn natürlichen, gering belasteten Sedimenten

Mit dem Hefe-Kontakttest wurden die zwölf in Tabelle III.5-1 genannten natürlichen Sedimente unterschiedlicher Herkunft (stehende / fließende Gewässer) und geo-chemischer Merkmale (Korngrößenverteilung, Organik) untersucht:

Tabelle III.5-1: Geochemische Merkmale natürlicher, gering belasteter Sedimente
(2mm Fraktion, Schadstoffwerte >ERL[1] angeführt, >ERM[2] = fett, * = ERL nicht bekannt)

Sediment	**Korngrößen** [µm]			**TOC**	**Schadstoffe**
	>63	>20	<20	[g/kg]	org.[µg/kg] / anorg. [mg/kg]
AA-R	1,7	74,1	23,4	34	As-10; Pb-53; Ni-35; Hg-0,58; Zn-205; ∑PAK-2,9: ∑PCB-42,7; ∑DDT-3,3; OCS-11*; $\sum Sn_{org}$-79,8*
BA-R	3,4	73,5	23,1	43	Ni-23; Zn-179
DM-L	29,4	56,1	14,5	69	As-11; Hg-0,15; MKW-380000*; $\sum Sn_{org}$-53,6*
EB-R	8,3	68,5	22,5	38	As-11; Pb-93; **Ni-88;** Hg-0,48; **Zn-440**; HCB-35; ∑PAK-3,8; ∑PCB-77; ∑DDT-8,4
JO-R	15,8	75,2	9	34	As-10; Ni-29; Zn-171
LO-L	32,2	60,1	6,5	62	∑PAK-5,3; $\sum Sn_{org}$-571*
N1-L	25,3	63,2	11,3	82	keine
N2-L	62,2	30,8	5,9	59	keine
PA-R	25,7	62,8	11,5	143	As-14; Hg-0,29; Zn-162; ∑PAK-1,8; MKW-640000*; $\sum Sn_{org}$-58*
ST-L	5,1	84,8	10,1	85	MKW-220000*; $\sum Sn_{org}$-133*
PO-L	55,4	36,7	7,9	42	keine
LW-R	10,7	51,0	35	73	As-21; Pb-161; Cd-4; Ni-36; **Hg-0,83;** Zn-701; ∑PCB-34; ∑DDT-3,8;

[1] ERL-Werte = effects range low = das 10-Perzentel der toxischen Konzentration
[2] ERM-Werte = effect range median = das 50-Perzentel toxischer Konzentration

Für den Hefe-Kontakttest soll ein Kontrollsediment folgende Anforderungen erfüllen:

- Eine Gärleistung von 50 ± 5 ml CO_2 in der fünften Stunde wird angestrebt
- mindestens 40 ml sind für eine Zuordnung der Proben in drei Klassen der Schadstoffbelastung erforderlich.

Entsprechend der Minderung der Gärleistung wird nach Weber et al. (2006) die Schadstoffbelastung der Proben klassifiziert:

Gärleistung:	25 - 39	11 – 24	0 – 10
Schadstoffklasse:	gering bel.	belastet	toxisch belastet

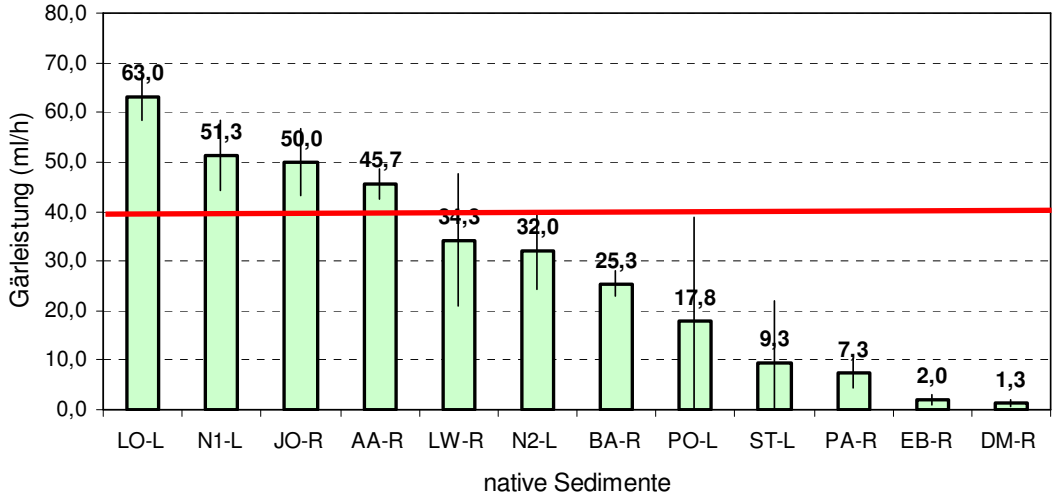


Abbildung III.5-2: Gärleistung (ml/h) in nativen Sedimenten

Von den zwölf Sedimenten sind nur die Proben von Lohmen (LO-L), Neuglobsow1 (N1-L), Jochenstein (JO-R) und Altrip (AA-R) als „geeignet" einzustufen (Abbildung III.5-2). Die sieben weiteren Proben sind als Kontrollsedimente ungeeignet, da die Gärleistung nicht auf ≥40 ml/h CO_2 steigt. Mit den Proben Neuglobsow2 (N2-L), Langwedel (LW-R) und Bad Abbach (BA-R) erreicht die Gärung 51 – 80 %, mit Possenhofen (PO-L) und Starnberg (ST-L) nur 21 – 50 % der erforderlichen Kontrollleistung. Die Proben Parchim (PA-R), Ehrenbreitstein (EB-R) und Drontermeer (DM-L) wären gar als „toxisch belastet" einzustufen (Abbildung III.5-2). Zu den Ursachen der starken Minderungen der Gärleistung wurden untersucht:

- Geochemische Merkmale:
  Es wurden keine Korrelationen der Gärleistung zur Korngrößenverteilung und dem TOC der Sedimente gefunden, obwohl mit 35 % Tongehalt im Sediment Langwedel und 143 g/kg TOC im Sediment Parchim Extremwerte an adsorbierenden Partikeln auftreten (Tabelle III.5-1).
- Schadstoffe:
  Mehrere Schadstoffe können in Kombination auch in geringer Konzentration über synergistische Effekte zu biologischen Hemmwirkungen führen. Das wird aber erst wahrscheinlich, wenn die ERL–Werte* (= effects range low = das 10-Perzentel der toxischen Konzentration) überschritten werden. Solche Einflüsse auf die Gärleistung der Hefezellen sind für die zwölf Sedimente schwer abzuschätzen (Tabelle III.5-1). Erst bei Über-

schreiten der ERM–Werte[7] (= effect range median = das 50-Perzentel toxischer Konzentration) werden biologische Hemmeffekte häufig beobachtet. Mit solchen Wirkungen ist nur in den Sedimenten von Ehrenbreitstein und Langwedel zu rechnen.

Damit können die Ursachen der verminderten Gärleistung in den sechs Sedimenten N2-L, BA-R, PO-L, ST-L, PA-R und DM-L (Abbildung III.5-2) mit den vorliegenden Untersuchungen nicht geklärt werden. Dazu waren ergänzende Untersuchungen erforderlich (vgl. III.5.5.1). Deren Ergebnis war eine Modifizierung der Klassifizierung, die den Einfluss geochemischer Faktoren berücksichtigt. Der modifizierten Klassifizierung folgend sind von der Versuchsreihe (Abbildung III.5-2) zuzuordnen:

- mit Schadstoffen nicht belastet: die Proben LO-L, N1-L, JO-R, AA, LW-R, N2-L, BA-R,
- mit Schadstoffen belastet: die Probe PO-L,
- mit Schadstoffen toxisch belastet: die Proben ST-L, PA-R, EB-R, DM-L.

Zumindest in den Proben LW-R und EB-R werden ERM-Werte von Schadstoffen überschritten, so dass mit Hemmwirkungen zu rechnen ist. In den Proben LW-R mit 36% Ton und PA-R mit 143 g/kg TOC liegen extrem hohe Anteile stark adsorbierender Partikel vor, die wahrscheinlich den Hefekontakttest stören. Die Ursachen der geringen Gärleistung in den Proben PO-L, ST-L und DM-L bleiben aber weiterhin ungeklärt.

→ Die modifizierte Klassifizierung berücksichtigt den Einfluss geochemischer Merkmale.Sie erlaubt eine realistischere Abschätzung einer Schadstoffbelastung.

Nach Abgleich der Ergebnisse im Verbund wurde festgelegt:

→ Die Sedimente von Altrip AA-R (Fluss) und Lohmen LO-L (See) dienen als Kontrollsedimente.

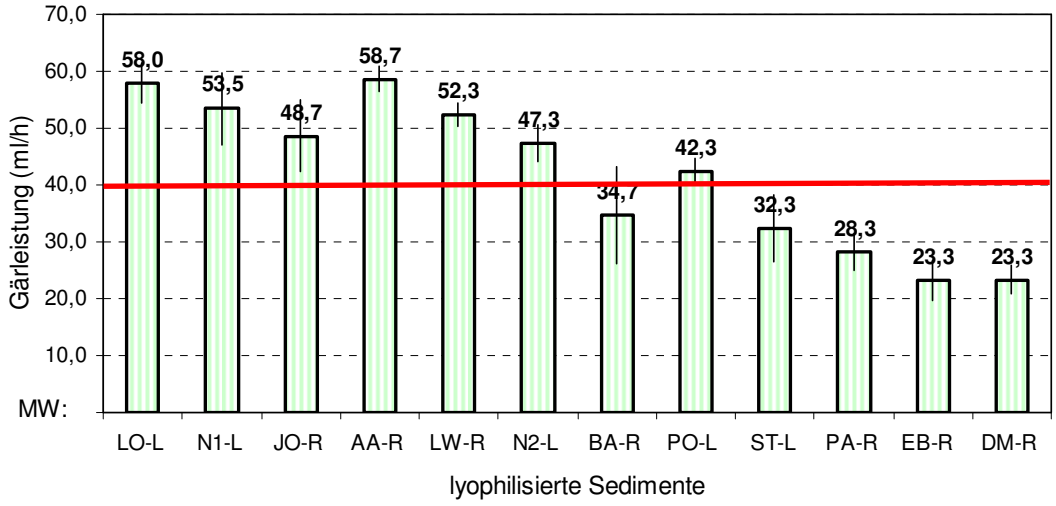


Abbildung III.5-3: Gärleistung (ml/h) in gefriergetrockneten Sedimenten

[7] Henschel (2001): Ökotoxikologisch abgeleitete chemisch-numerische Ansätze. In: Untersuchung und Bewertung von Sedimenten. Springer Verlag.

Bei den gefriergetrockneten Proben kommen zu den „geeigneten“ Sedimenten noch die Proben von Possenhofen (PO-L), Langwedel (LW-R) und Neuglobsow2 (N2-L) hinzu, in denen die Gärung ≥ 40 ml/h CO_2 erreicht (Abbildung III.5-3). Insgesamt liegen die Gärleistungen nicht nur höher, es ändert sich auch die Rangfolge. Insbesondere stiegen die Gärleistungen in den Sedimenten vom Starnberger See (Starnberg (ST-L) / Possenhofen (PO-L) von 9,3 /17,8 (= nativ) auf 34,7 / 53,5 (= lyophilisiert).

→ Die Bewertung nativer und gefriergetrockneter Proben mit dem Hefe-Kontakttest führt zu abweichenden Ergebnissen.

III.5.1.2. Harmonisierung eines künstlichen Kontrollsedimentes:

Für die Testorganismen wurden individuell verschiedene künstliche Kontrollsedimente entwickelt und erprobt. Sie unterscheiden sich in ihrer Zusammensetzung und der Qualität und Quantität des organischen Anteils. Für eine Testbatterie sollte ein Kontrollsediment reproduzierbare Ergebnisse für mehrere Testorganismen liefern ohne Auftreten von Hemmungen. Am weitesten verbreitet ist das OECD 218 (mit 20 % Kaolin), das aber von allen Partnern nur mit reduziertem Kaolinanteil eingesetzt wurde. Generell unterscheiden sich künstliche Mischungen von natürlichen Sedimenten darin, dass die Partikel nicht von einem Biofilm überzogen sind. Für Hefezellen ist ein Biofilm wichtig für die Anlagerung an Sedimentpartikel. Nach Abstimmung im Verbund kamen die in Tabelle III.5-2 angeführten künstlichen Sedimente zur Erprobung. Als Ersatz für den fehlenden Biofilm wurde von jeder Mischung eine Variante mit Carboxymethylcellulose (CMC) durch Vakuum infiltriert (= „Coating“ der Partikel).

Tabelle III.5-2: Hefe-Kontakttest mit künstlichen Sedimenten
(Wirkung eines Zusatzes von 0,3 % CMC auf die Gärleistung (ml/h CO_2))

Künstliches Sediment	**Gärleistung** (ml/h CO_2)		
	H_2O infiltriert	CMC infiltriert	CMC im Medium
Sediment 1 und 2	39; 43; 45	48; 49; 49	-
Sediment 3 und 4	46; 50; 49	51; 53; 52	-
Sediment 5 und 6	26; 34; 36	39; 40; 40	-
Sediment 7 und 8	27; 38; 27	49; 55; 51	43; 49; 44
Sediment 9 und 10	17; 16	39; 34	-
Sediment 10 mit 5% Al_2O_3	-	43; 41	-

Für den Hefe-Kontakttest erfüllen nur die beiden Nematodensedimente ohne CMC-coating (Sediment 1 und 3) die Anforderungen an ein Kontrollsediment. Mit CMC-coating sind es fünf Sedimente.
Da das CMC-coating für die Verbundpartner keine Vorteile brachte, wurde festgelegt:
→ Als künstliches Kontrollsediment wird OECD 218 mit 5 % Kaolin verwendet.

Für den Hefe-Kontakttest ist dieser Kompromiss tragbar. Bei Verzicht auf das CMC-coating können durch Zusatz von CMC zum Wachstumsmedium brauchbare Kontrollwerte erreicht werden (Tabelle III.5-2).

III.5.2 Überprüfung der Testsysteme mit Positivkontrollen (dotierte Sedimente) zur Charakterisierung von Toxizitätsschwellenwerten

III.5.2.1. Dotierung mit Schadstoffgemischen

Das OECD-Gemisch und das Altrip-Sediment (AA-R) wurden jeweils mit einem Gemisch von Schwermetallen und einem Gemisch organischer Schadstoffe (Tabelle III.5-3) in fünf Konzentrationen jeweils 1 : 3 abgestuft angereichert (Schadstoffdotierung). Für die Schadstoffgemische wurden Substanzen gewählt mit unterschiedlichen Adsorptionseigenschaften und bekanntem ökotoxikologischen Verhalten.

Tabelle III.5-3: Zur Dotierung verwendete Schadstoffgemische I und II
(Zusätze in mg/kg für die Dotierung "100 "; *davon mg/l in Wasser löslich)

I - Schwermetalle	Zink 4750	Nickel 3400	Kupfer 2250	Cadmium 15
II - Org. Schadstoffe löslich in Wasser:	2,4- Dinitrophenol 100	Nonylphenol 100	Pentachlor- phenol 100	-
wenig lösl. in Wasser:	Diuron 100 / *42	Parathion-ethyl 100 / *24	Fluoranthene 100 / *0,26	-

Die Kontrollsedimente wurden zentral (BfG und ECT) dotiert, an die Projektpartner verschickt und zeitgleich mit allen Biotestsystemen untersucht. Gegebenenfalls erfolgte eine Ergänzung der Reihen um weitere Konzentrationsstufen. Aus den Daten wurden statistisch Dosis-Wirkungskurven mit wichtigen Kenndaten (ECx-Werte) für alle Organismen der Testbatterie ermittelt und verglichen.

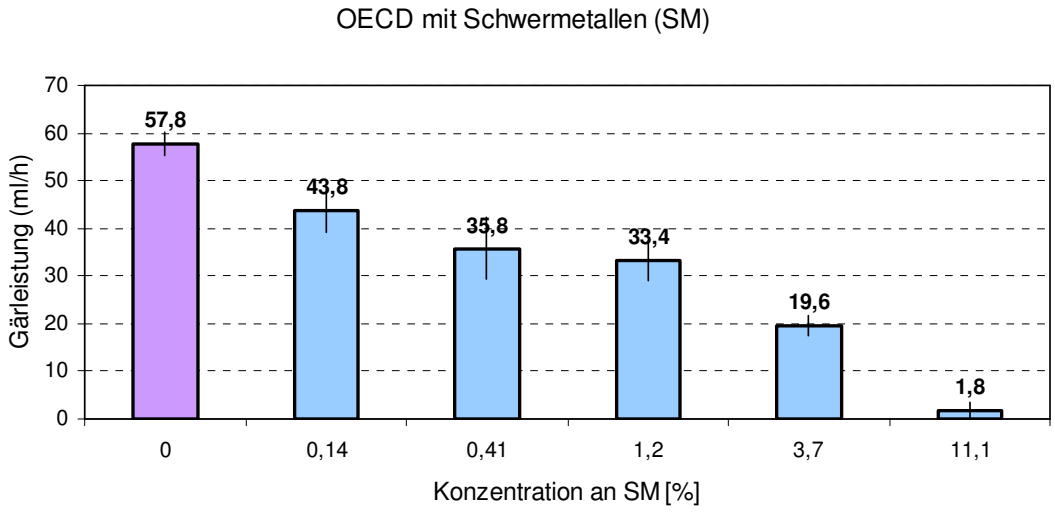


Abbildung III.5-4: Einfluss von Schwermetallen auf die Gärleistung
(OECD 218 dotiert mit einem Gemisch aus Zn, Cu, Ni, Cd)

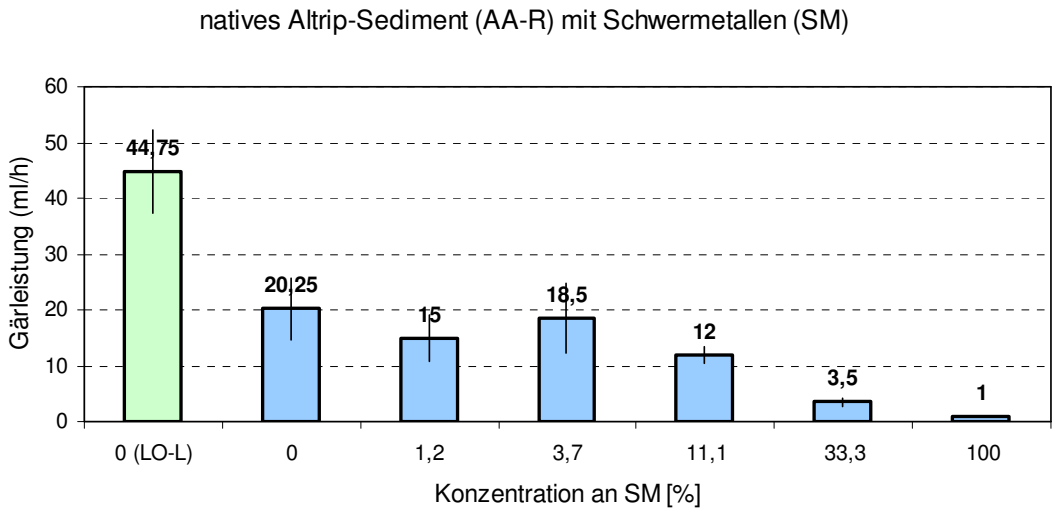


Abbildung III.5-5: Einfluss von Schwermetallen auf die Gärleistung
(AA-R-Sediment dotiert mit einem Gemisch aus Zn, Cu, Ni, Cd)

Die Schadwirkung der Schwermetalle auf Hefezellen im OECD-Gemisch ist in Abbildung III.5-4 dargestellt. Der EC50 Wert liegt bei 1,42 % der Dotierung "100 ". Die Vergleichsmessung im dotierten Altrip-Sediment (AA-R) (Abbildung III.5-5) ist nicht korrekt auswertbar, da mit dieser Charge des Kontrollsedimentes nur eine Gärleistung von 20 ml/h erreicht wurde (vgl. III.5.5.2, Tabelle III.5-5). Der EC50 Wert dürfte bei ungefähr 13 % der Dotierung "100" liegen.

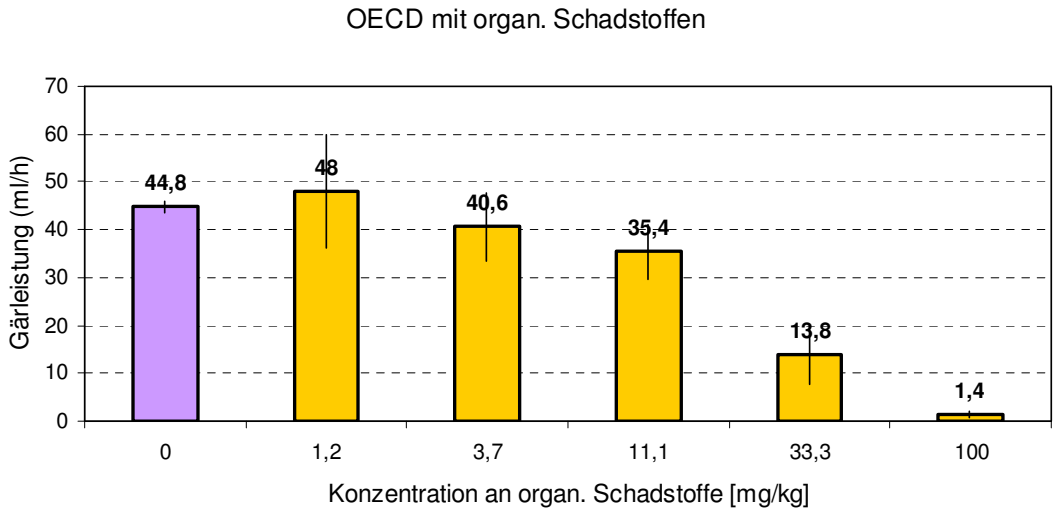


Abbildung III.5-6: Einfluss von organischen Schadstoffen auf die Gärleistung
(OECD 218 dotiert mit einem Gemisch aus Diuron, Parathion, Fluoranthene, Pentachlorpenol, 2,4-Dinitrohenol und Nonylphenol)

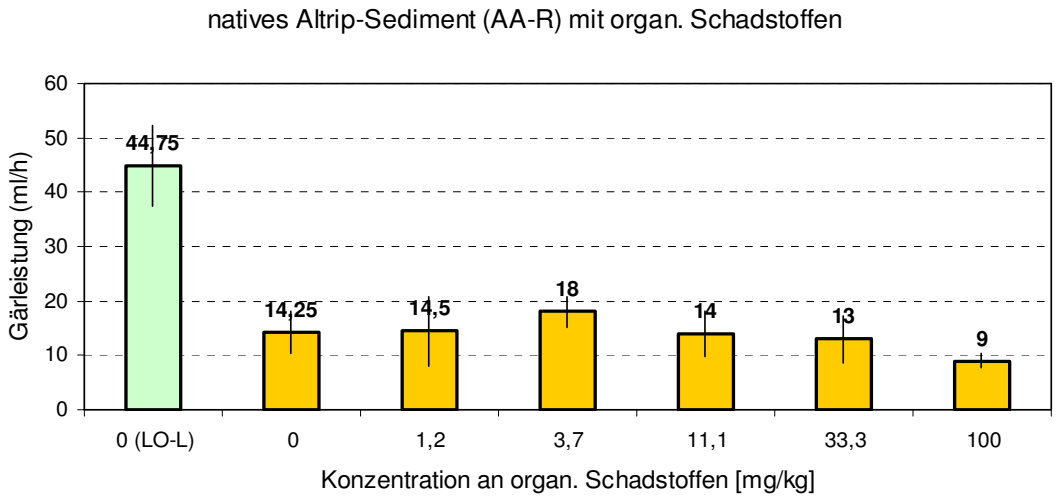


Abbildung III.5-7: Einfluss von organischen Schadstoffen auf die Gärleistung
(AA-R-Sediment dotiert mit einem Gemisch aus Diuron, Parathion, Fluoranthene, Pentachlorpenol, 2,4-Dinitrohenol und Nonylphenol)

Die Wirkung der organischen Schadstoffe auf Hefezellen im OECD-Gemisch ist in Abbildung III.5-6 dargestellt. Der EC50 Wert liegt bei 19,0 % der Dotierung "100". Die Vergleichsmessung im dotierten Altrip-Sediment (AA-R) zeigt nur eine geringe Giftwirkung, die wegen der mangelnden Gärleistung im undotierten Kontrollsediment nur geschätzt werden kann (Abbildung III.5-7). Der EC50 Wert dürfte nahe der Dotierung "100" liegen. Eine der Ursachen der verminderten Gärleistung ist im erhöhten Schwefelgehalt der Altrip-Probe (AA-R) vom Oktober 2006 zu vermuten. Er lag mit 0,2% um das 44-fache höher als in der Sedimentprobe vom Februar 2006, die die Anforderungen an ein Kontrollsediment erfüllt hatte (siehe Kapitel III.5.1.1). Polysulfidischer Schwefel wirkt toxisch auf Hefezellen.
Die Untersuchung der gefriergetrockneten Dotierungen des Altrip-Sedimentes erbrachten keine wesentlich besseren Kontrollwerte (~30 ml/h) und demzufolge auch keine eindeutigen Ergebnisse. Die EC50 Werte liegen bei 50 % der Dotierung "100" (für Schwermetalle, Abbildung III.5-8) bzw. nahe der Dotierung "100" (für org. Schadstoffe, Abbildung III.5-9).

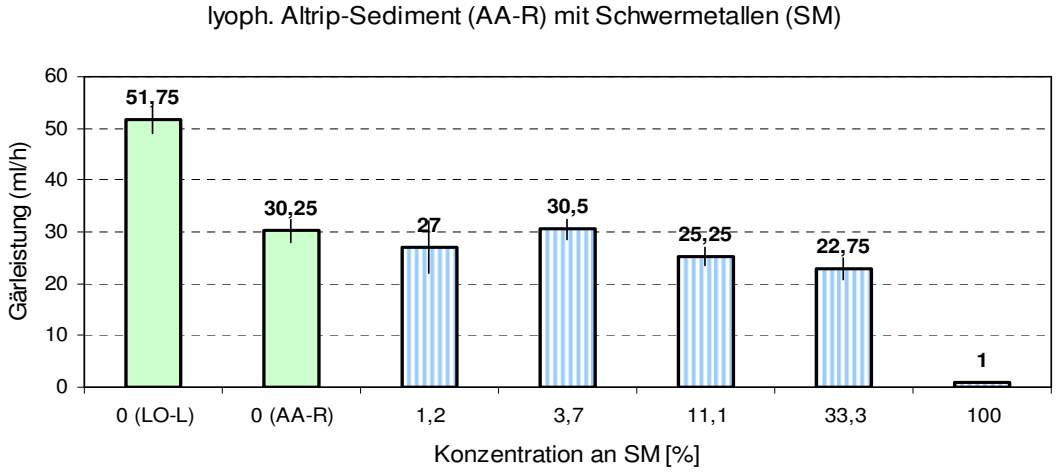


Abbildung III.5-8: Einfluss von Schwermetallen auf die Gärleistung
(gefriergetrocknetes AA-R-Sediment dotiert mit einem Gemisch aus Zn, Cu, Ni, Cd)

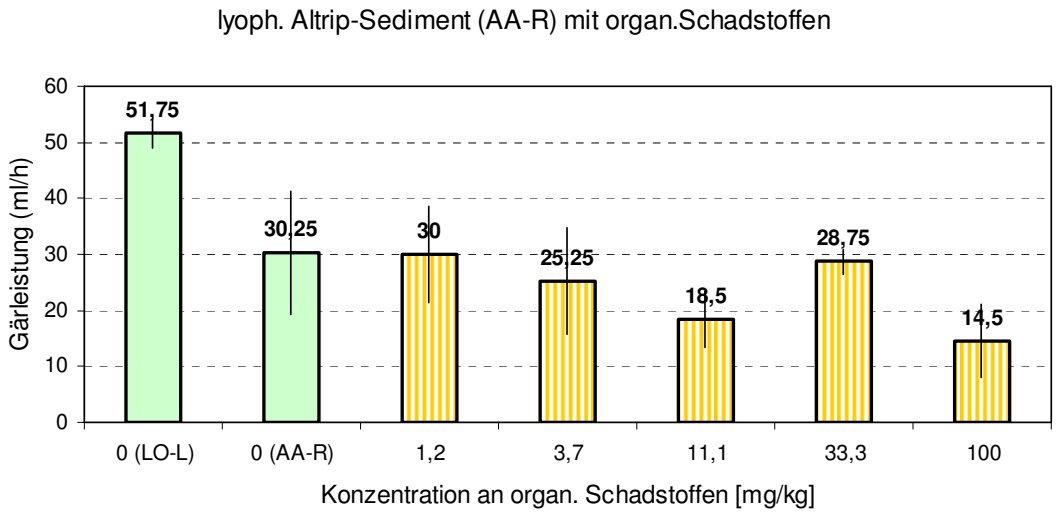


Abbildung III.5-9: Einfluss von organischen Schadstoffen auf die Gärleistung
(gefriergetrocknetes AA-R-Sediment dotiert mit einem Gemisch aus Diuron, Parathion, Fluoranthene, Pentachlorpenol, 2,4-Dinitrohenol und Nonylphenol)

III.5.2.2. Dotierung mit einzelnen Schadstoffen (= ergänzende Untersuchung)

Für Hefezellen sind Schwellenwerte der Toxizität von Schadstoffen nur für wässrige Lösungen bekannt, nicht aber für partikelgebundene Schadstoffe. Diese sind im Gegensatz zu den gelösten Schadstoffen nicht voll bioverfügbar. Ihre Verfügbarkeit ist vielmehr abhängig von der Bindungsstärke der Adsorption zwischen Schadstoffen, Sedimentpartikeln und Hefezellen untereinander. Zur Klärung dieser komplexen Adsorptionsverhältnisse wurden Konzentrationsreihen jedes einzelnen der zehn Schadstoffe obiger Gemische in den dotierten Modellsedimenten a) OECD 218 und b) ein 1:1-Gemisch Lohmen (LO-L) / Altrip-Altarm (AA-R) (Probe Januar 07) untersucht. Als Maß der Toxizität dienen die EC50 Werte.
Die EC50 Werte charakterisieren ebenfalls die Verfügbarkeit der Schadstoffe:
Im Vergleich der beiden Sedimente (= enthalten adsorbierte + gelöste Schadstoffe) mit Konzentrationsreihen in Wasser (= nur gelöste Schadstoffe, vollständig verfügbar) zeigt ein Anstieg des Schwellenwertes EC50 den Anteil nicht verfügbarer, adsorbierter Schadstoffe indirekt an.

→ 1) Die Bioverfügbarkeit der vier Schwermetalle nimmt mit der Stärke der Adsorption zum nativen Sediment hin ab (Abbildung III.5-10) In der OECD-Mischung ist die Verfügbarkeit höher, denn sie enthält keine Biofilm bildenden Substanzen.

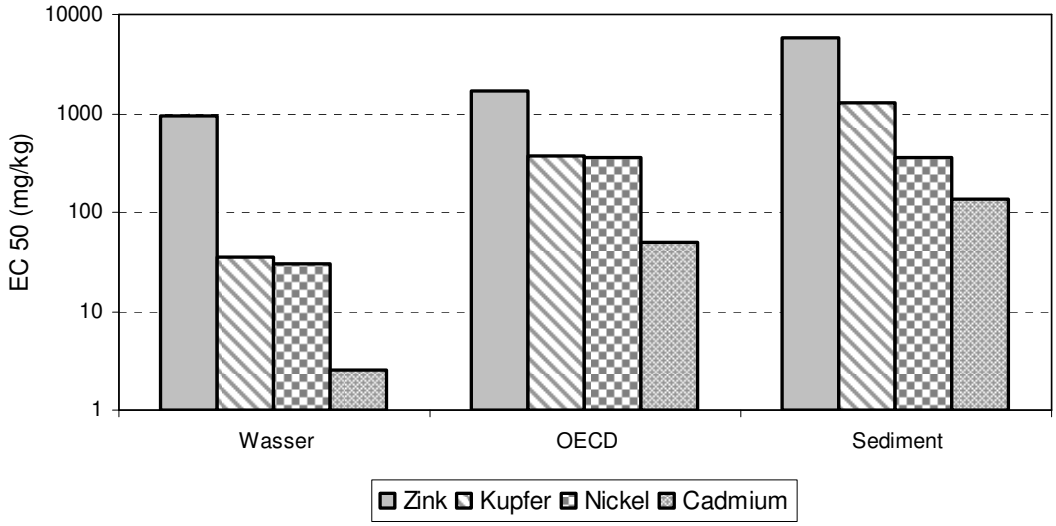


Abbildung III.5-10: Toxizität von Schwermetallen (EC_{50}-Werte einzeln dotierter Schwermetalle)

→ 2) Die in Wasser toxischen organischen Schadstoffe verhalten sich prinzipiell gleich, ihre Bioverfügbarkeit nimmt ab in der Reihe Wasser – OECD-Gemisch – natives Sediment (Abbildung III.5-11). Nonylphenol ist eine Ausnahme: Seine hohe Affinität zu den OECD-Anteilen Torf und Kaolin vermindert effektiv die Bioverfügbarkeit, wie die Zusätze von je 5 % Torf bzw. Kaolin zum nativen Sediment zeigen.

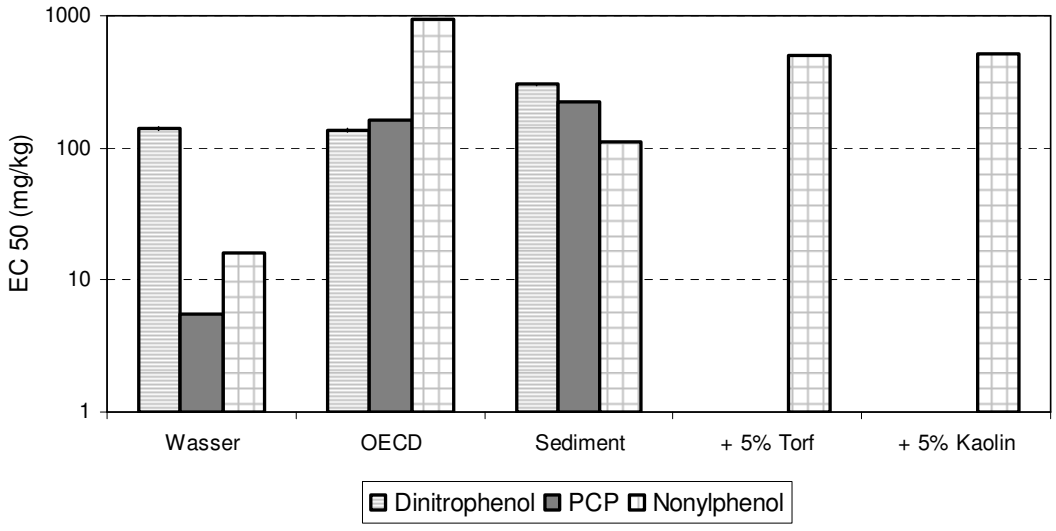


Abbildung III.5-11: Toxizität organischer Schadstoffe
(EC_{50}-Werte einzeln dotierter, organischer Schadstoffe)

→ 3) Lipophile (wenig lösliche) Schadstoffe sind in Wasser nicht toxisch, werden aber gut von Sedimentpartikeln adsorbiert. Bei der Anlagerung von Hefezellen an diePartikel kann es zu toxischen Wirkungen kommen, die im Wesentlichen auf dem direkten Kontakt mit den partikelgebundenen Schadstoffen basieren (Abbildung III.5-12). Hier zeigt sich deutlich die Wirkung dieses Expositionspfades.

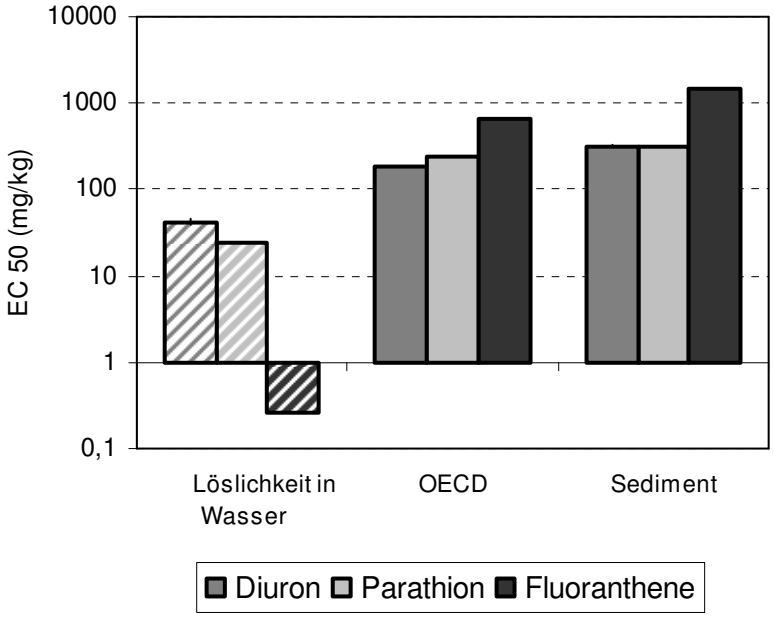


Abbildung III.5-12: Toxizität durch adsorbierte Schadstoffe
(EC_{50}-Werte von Schadstoffen, die in Wasser ungiftig sind)

→ Die Bindung von Schadstoffen an Partikel hat ambivalente Wirkungen auf die Toxizität von Sedimenten. Einerseits wird die wässrige Phase dadurch entgiftet, andererseits führt dieser Prozess zu einer Konzentrierung der Schadstoffe auf diesen Partikeln, die dann über Körperkontakt oder Sedimentaufnahme als Nahrung toxisch für benthische Organismen sein kann. Für die Bewertung von Sedimenten ist daher das Einbeziehen aller Expositionspfade erforderlich.

III.5.3 Überprüfung der Testsysteme mit natürlich belasteten Sedimenten unterschiedlicher geochemischer Merkmale (Korngrößen, organischer Anteil)

Benthische Organismen werden nicht nur von Schadstoffen, sondern auch von Materialeigenschaften des Sedimentes wie Korngrößenverteilung und der Quantität sowie Qualität des organischen Materials beeinflusst (vgl. Kapitel III.5.1.1). Solche Einflüsse müssen bei der Toxizitätsbewertung berücksichtigt werden. Dazu ist erforderlich, die vom Testorganismus tolerierten Sedimenteigenschaften zu kennen, um Fehlinterpretationen zu vermeiden. Am besten wird ein Referenzsediment mit gleichen geochemischen Eigenschaften verwendet.
Mit dem Hefe-Kontakttest wurden in zwei Testreihen jeweils vier bzw. sieben von der BfG nach den genannten Merkmalen ausgewählte Sedimente sowohl als native als auch als gefriergetrocknete Proben untersucht, wobei die Sedimente von Lohmen (LO-L) und Altrip (AA-R) als Kontrollen dienten.
Die erste untersuchte Reihe von Sedimenten (DÖ-R, AE-R, CA-R, TS-L) war durchweg als toxisch belastet einzustufen, einschließlich des Altrip (AA-R)-„Kontrollsedimentes“ (Probenahme Oktober 2006 – Abbildung III.5-13). Bei den in einer zweiten Reihe (Probenahme im Januar 2007) untersuchten Sedimenten zeigten HU-R, FK-R, HH-R, KO-R, SH-R, PZ-R und TK-R ebenfalls die geringen Gärleistungen für toxisch belastete Sedimente (Abbildung

III.5-14). Die Gärleistungen im Altrip-Sediment (AA-R) waren leicht verbessert, entsprachen aber nicht den Anforderungen an ein Kontrollsediment.

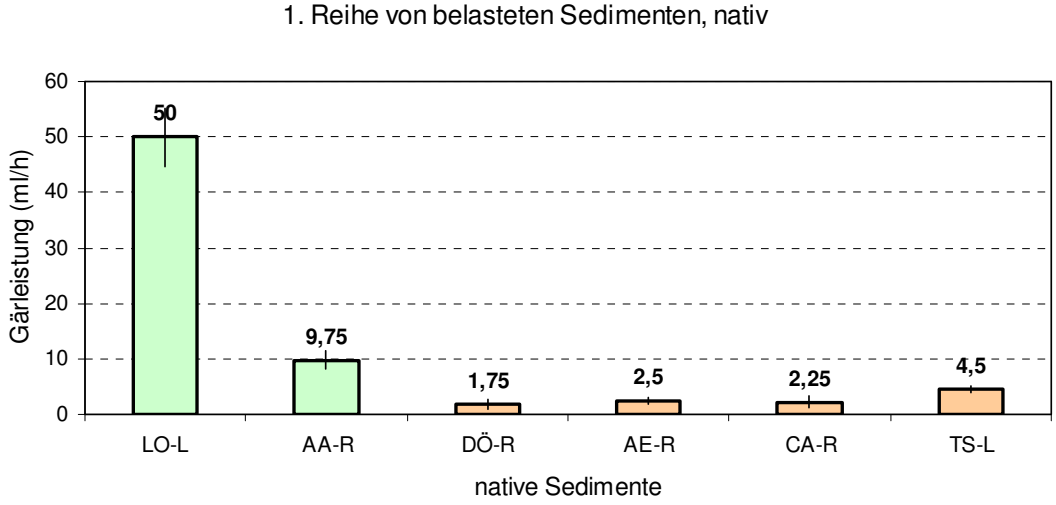


Abbildung III.5-13: Gärleistung (ml/h) in natürlich, belasteten Sedimenten (Reihe 1) (nativ)

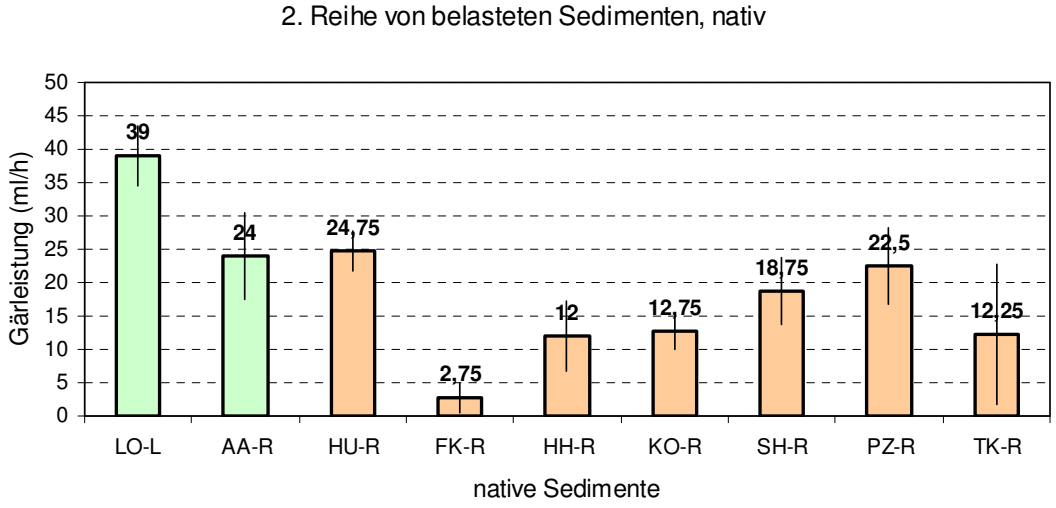


Abbildung III.5-14: Gärleistung (ml/h) in natürlich, belasteten Sedimenten (Reihe 2) (nativ)

Die geochemischen Merkmale und die Schadstoffbelastungen sind in Tabelle III.5-4 aufgelistet (ohne die Probe TK-R):

Tabelle III.5-4: Geochemische Merkmale natürlicher, belasteter Sedimente (2mm Fraktion, Extremwerte, nur Schadstoffwerte >ERM angeführt, *ERM unbekannt)

Sediment	Korngrößen [µm]			TOC	Schadstoffe
	>63	>20	<20	[g/kg]	anorg. [mg/kg] / org.[µg/kg]
TS-L	4,5	66,8	28,7	107,7	Hg-1,1; Zn-987; ∑PAK-11: ∑PCB-251;
CA-R-	5,6	67,7	26,7	75,3	Hg-11; Zn-1095; ∑PAK-15: ∑PCB-231
AE-R	4,4	66,7	28,9	55,5	Hg-0,7; Zn-446;
DÖ-R	**89,7**	6,8	3,5	22,8	keine
HH-R	9,7	56,8	32,9	87,8	As-73; Pb-480; Cd-11; Cu-320; Ni-79; Hg-8,3; Zn-2000; B(a)P-46; ∑PAK-509; ∑PCB-286; MKW-7300 000*;
PZ-R	13,4	48,9	37,5	50,5	Ni-55; Zn-960; B(a)P-4,5; ∑PAK-22,9; ∑PCB-184; NoP-1040;
HU-R	3,8	57,2	**38,6**	65,8	Ni-56; Zn-930; $\sum Sn_{org}$-1584*
KO-R	38	42,2	19,7	42,2	Ni-57; Zn-480; NoP-2450
FK-R	36,6	45,7	16,2	**140,3**	Pb-290; Cd-33; Cu-3100; Ni-110; Hg-96; Zn-4600 ; ∑PAK-24,6; MKW-5700 000*
SH-R	17,7	53,1	27,6	71,3	Zn-650

Die stark verminderten Gärleistungen lassen sich mehrheitlich auf eine hohe Belastung mit Schadstoffen zurückführen. Das trifft aber nicht für die nicht / kaum belasteten Proben DÖ-R und SH-R zu. Da es sich bei der Probe DÖ-R um ein sandiges Sediment handelt, können hohe Ton- und TOC-Gehalte nicht alleinige Ursache einer geringen Gärleistung sein. Die Hefezellen werden offensichtlich noch durch einen zusätzlichen, mit der Analytik nicht erfassten Faktor gehemmt.

→ Hefezellen zeigen Schadstoffbelastungen durch verminderte Gärleistungen an, aber nicht jede Verminderung wird von Schadstoffen verursacht.

Beide Reihen wurden auch mit gefriergetrockneten Proben untersucht. Hier waren die Hemmwirkungen generell schwächer ausgeprägt, so dass sich ein differenzierteres Bild ergab: Als „belastet“ sind die Proben DÖ-R, CA-R und TS-L einzustufen (Abbildung III.5-15), nicht aber die Probe AE-R. In der zweiten Reihe (Abbildung III.5-16) ist nur die Probe FK-R als „toxisch belastet“, die anderen sind als „belastet“ einzustufen, wobei die Probe HU-R sogar den Grenzwert zur Stufe „nicht belastet“ erreicht.

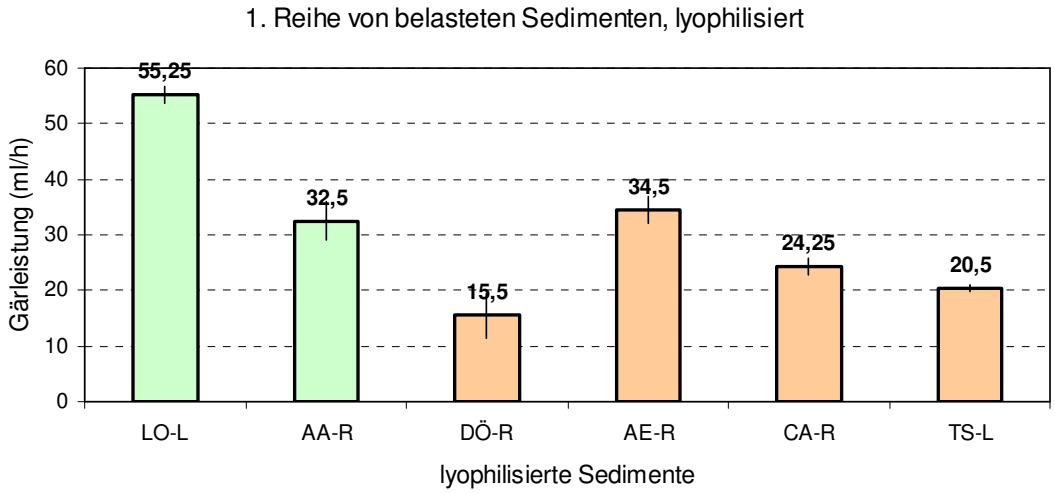


Abbildung III.5-15: Gärleistung (ml/h) in natürlich, belasteten Sedimenten (Reihe 1) (gefriergetrocknet)

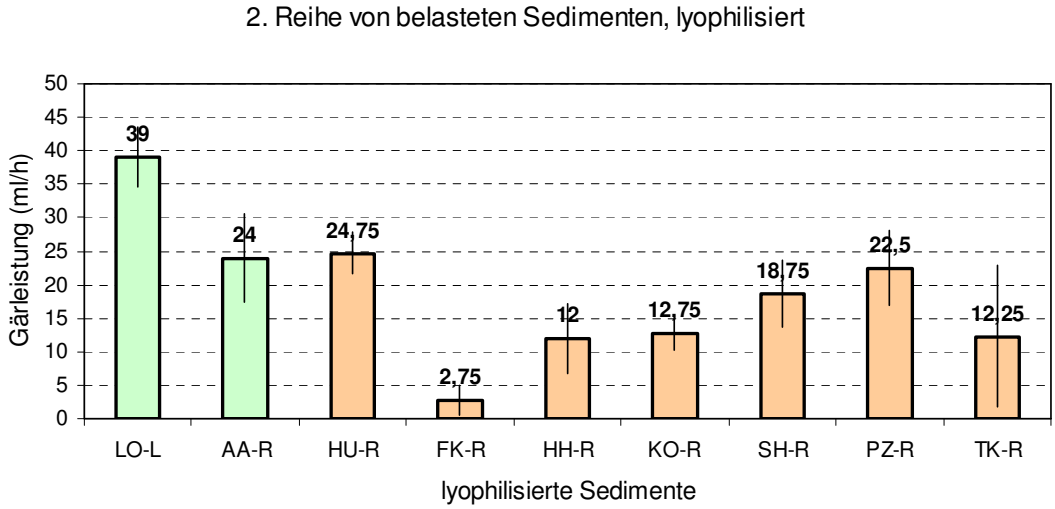


Abbildung III.5-16: Gärleistung (ml/h) in natürlich, belasteten Sedimenten (Reihe 2) (gefriergetrocknet)

→ Eine Bewertung gefriergetrockneter Sedimente kann nicht eine Untersuchung nativer Sedimentproben ersetzen.

III.5.4 Verdünnungsreihen zur Charakterisierung der Schadstoffbelastung

Ziel von Sediment-Verdünnungsreihen ist es, Giftwirkungen vergleichbar zu klassifizieren, die mit verschiedenen Testorganismen ermittelt wurden. Dazu wird das toxische Sediment in geometrischer Reihe mit dem Faktor 2 (d.h. 2; 4; 8; 16; 32 …) mit einem schadstofffreien Sediment gemischt (= „verdünnt“) bis zu der Stufe, bei der keine Toxizität mehr zu beobach-

ten ist. Diese Stufe wird als pT-Wert (also 2 pT = potentia toxicologiae - Krebs, 2001) angegeben.
Die bisherigen Erfahrungen mit dem Hefe-Kontakttest sprechen gegen diese stark vereinfachende Annahme einer „Sedimentverdünnung“. Im Gegensatz zu wässrigen Lösungen, in denen die Schadstoffe voll bioverfügbar sind und durch Verdünnen nur deren Konzentration halbiert wird, sind die Verhältnisse in Sedimenten komplexer: Hier sind die Schadstoffe z. T. an Sedimentpartikel adsorbiert, jeweils immer an die am stärksten bindenden Partikel. Diese Bindung setzt ihre Bioverfügbarkeit herab und zwar umso mehr, je fester der Bindung an die Partikel ist. Enthält das Probensediment die stark bindenden Partikel, so wird bei Zumischen des zweiten Sedimentes verdünnt. Gehören diese zum Verdünnungssediment, lagern sich die Schadstoffe um, werden damit stärker gebunden und damit für den Testorganismus weniger bioverfügbar als vorher (= zusätzlicher Effekt zur Verdünnung).

Im Hefe-Kontakttest werden die Verhältnisse zusätzlich noch durch das Anlagerungsverhalten der Hefezellen kompliziert: Die Zellen lagern sich stets an die für sie am besten bindenden Partikel an. Nur wenn beide Sedimente eine vergleichbare Adsorptionsfähigkeit für Hefezellen haben, folgt die Verteilung der Hefezellen dem Verdünnungsverhältnis. Die Adsorptionsfähigkeit von Probensedimenten ist nicht bekannt, eine Gleichverteilung damit praktisch kaum realisierbar. Jede Differenz der Sedimente betreffs Hefezellenbindung führt zu einem fehlerhaften Ergebnis.
Die Aufgabenstellung von Kapitel III.5.4 sollte in erster Linie den Vertrauensbereich des Systems der pT-Werte ausloten. Dieser Aufgabe kann angesichts der genannten Unsicherheiten und angesichts offener Probleme in den Kapiteln III.5.1.1 bis III.5.3 keine Priorität eingeräumt werden.
In Abstimmung mit den Kooperationspartnern wurden stattdessen aufgenommen:

III.5.5 Arbeiten zur Validierung des Hefe-Kontakttestes

III.5.5.1.1.61 Einfluss geochemischer Eigenschaften auf die Gärleistung

Sandige, TOC-arme Sedimente haben gegenüber tonreichen, stark TOC-haltigen Sedimenten eine wesentlich geringere Adsorptionsfähigkeit. Schadstoffe sind in ihnen weniger fest gebunden und damit besser bioverfügbar. Das gleiche gilt für die Bindung von Hefezellen an die Sedimentpartikel.
Der Einfluss des Adsorptionspotentials auf die Gärleistung von Hefekulturen lässt sich in einem Modellversuch demonstrieren mit OECD-Mischungen, die einen steigenden Anteil von fein gemahlener Aktivkohle als stark adsorbierende Komponente enthalten Abbildung III.5-17: Die Kurven zeigen eine deutlich verminderte Kohlendioxidentwicklung von Hefekulturen mit einem steigenden Anteil an Aktivkohle. Die Ursache dieses Effektes ist ein Überschuss bindender Partikel, der auch die freiwerdenden Tochterzellen bindet und dadurch die Zellvermehrung behindert. Das führt zur Verminderung der Gärleistung der betreffenden Kulturen, im Extremfall (= 32 % Aktivkohle) wird die Gärung praktisch verhindert. Die Wirkung der geochemischen Eigenschaft „Adsorptionspotential“ von Sedimentpartikeln wurde offensichtlich durch die polyfaktoriellen Einflüsse in den natürlichen Kontrollsedimenten überdeckt (Kapitel III.5.1.1).

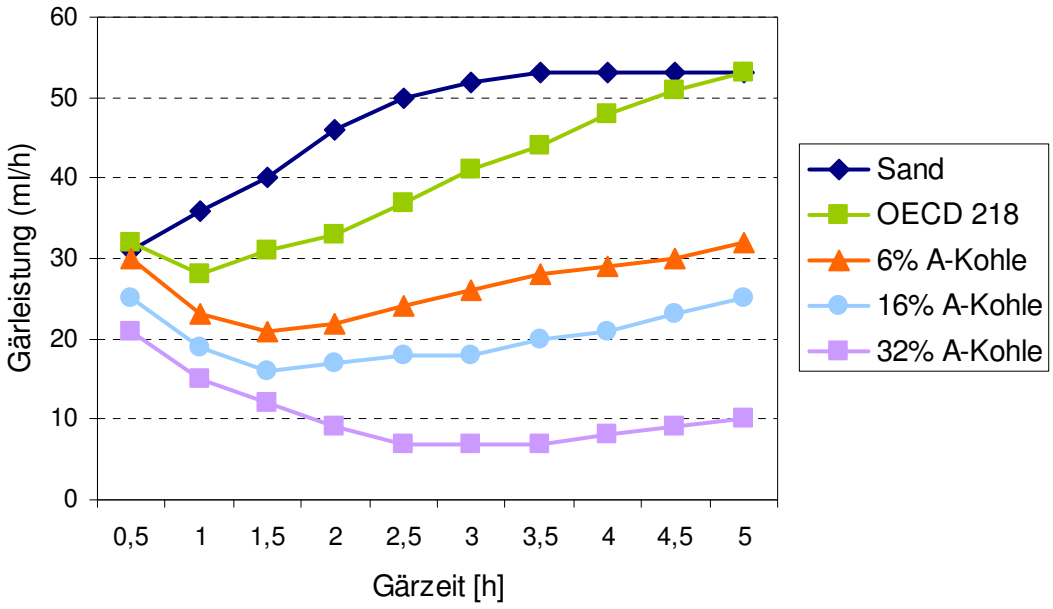


Abbildung III.5-17: Einfluss adsorbierender Partikel auf die Gärleistung (ml/h)

Die Messreihe (Abbildung III.5-17) zeigt deutlich, dass das bisher verwendete Validitätskriterium „eine Gärleistung von 40 ml/h CO_2“ nicht als Merkmal schadstofffreier Sedimente gelten kann, wenn allein durch die Partikeladsorption ohne Wirkung von Schadstoffen die Gärung auf 25 – 30 ml/h CO_2 verringert werden kann. Als Validitätskriterium muss vielmehr der Übergang der Hefekultur von der lag- in die log-Phase (= erkennbar am kontinuierlichen Anstieg der Gärleistungskurve) herangezogen werden, der ein Mindestmaß an Vitalität der Kultur treffender charakterisiert.
Das Validitätskriterium wurde neu definiert:

→ Eine deutlich messbare CO_2 Bildung setzt bis zur dritten Stunde ein und erreicht 25 ml/h.

Dementsprechend muss das Schema zur Klassifizierung der Testergebnisse modifiziert werden:

Bisher galt nach Weber et al. (2006):
Ein Kontrollsediment für den Hefe-Kontakttest soll eine Gärleistung von 50 ± 5 ml CO_2 in der fünften Stunde (= angestrebter Wert) erreichen, mindestens jedoch 40 ml, um die Proben folgenden drei Klassen einer Schadstoffbelastung zuordnen zu können:

Gärleistung (ml/h):	25 - 39	11 – 24	0 – 10
Log-Phase nach h:	1,5 – 2,5	> 2,5	keine
Schadstoffklasse:	gering belastet	belastet	toxisch belastet

Modifiziert:

→ Zuordnung der Sedimente nach der Gärleistung nur in zwei Schadstoffklassen:

Gärleistung (ml/h):	> 25	11 – 24	0 – 10
Log-Phase nach h:	1,5 – 3,0	> 3,0	keine
Schadstoffklasse:	nicht belastet	belastet	toxisch belastet

Validitätskriterium einer Toxizität ist das Fehlen eines deutlich messbaren Anstiegs der Gärleistungskurve, der die Gegenwart einer ausreichenden Menge an vitalen Hefezellen anzeigt.

III.5.5.2. Einfluss der Probenahme auf die Eigenschaften nativer Sedimente

Proben nativer Sedimente stellen eine Momentaufnahme einer biologischen Matrix dar, die jahreszeitlichen, lokalen und mikrobiologischen Veränderungen unterworfen ist. Da native Proben auch unter Kühlbedingungen nicht länger als sechs Monate gelagert werden sollten, stellen die Kontrollsedimente umweltabhängige Chargen dar, die durch Jahreszeiten (Wassertemperatur, Mikroflora, Benthos u.a.), Hochwasserereignisse, abweichende Entnahmestellen u.a. Faktoren veränderte Eigenschaften haben können. Für den Hefe-Kontakttest hat sich das Sediment vom Lohmer See als Kontrolle bewährt, mit dessen Chargen die Gärleistung der Hefekulturen auf den Zielwert 50 ± 5 ml/h CO_2 eingestellt wird Tabelle III.5-5. Für diesen Zweck ist ein natives Sediment besser geeignet, als die künstliche Mischung OECD 218, deren Partikel nicht mit einem Biofilm bedeckt sind.

Tabelle III.5-5: Gärleistungen (ml CO2 / h) der Kontrollsedimente LO-L, AA-R und OECD 218 (das Sediment LO-L dient im Hefekontakttest als interner Standard)

Charge	AA-R MW (n=6)	LO-L MW (n=6)	OECD 218 MW (n=6; *=2)	Differenzen LO-L / AA-R	LO-L / OECD
Feb 06	49,8±3,3	56,5±4,3	40,8±2,9	6,7	15,7
Jun 06	19,2±6,7	45,5±7,7	55*	26,3	9,5
Aug 06	16,5±3,6	47,6±9,3	51,1±7,2	31,1	3,5
Okt 06	9,4±1,7	52,2±6,7	50*	42,8	2,2
Jan 07	45,6±7,9	45,7±6,0	52,4±11,3	0,1	6,7
Mrz 07	22,5±10,2	46,5±7,3	42*	24,0	4,5
MW ± Stabw	**26,4 ± 15,6**	**49,0 ± 4,4**	**48,6±5,8**		

Der Vergleich der Chargen vom Lohmer See (LO-L) und den OECD-Chargen zeigt für beide Referenzsedimente eine weitgehende Einhaltung des gewünschten Leistungsbereiches. Dagegen wird im Altrip-Sediment (AA-R) dieser Bereich nur mit zwei Chargen (Feb 06; Jan 07) erreicht. In den anderen AA-R-Chargen wird die Gärung durch sedimentbürtige Faktoren gehemmt. Die Hemmung ist jahreszeitabhängig: im Winter minimal, im Spätsommer / Herbst maximal. Das deutet auf biotische (mikrobiell gebildete) Hemmfaktoren. Für Hefezellen sind Polysulfide toxisch, die in anoxischen Sedimenten durch sulfatreduzierende Bakterien gebildet werden können. Die Bestimmung polysulfidischen Schwefels ist aufwändig, nur die AA-

R-Chargen Feb 06 (= 0,045% poly-S = als Kontrollsediment geeignet) und Okt 06 (= 0,2% poly-S = als Kontrollsediment ungeeignet) wurden analysiert. Diese Analysen bestätigen das Ergebnis der Messungen der Gärleistungen:

→ Die Proben aus dem Rhein-Altarm bei Altrip (AA-R) sind wegen zeitweiligen Auftretens von Polysulfiden nicht als Kontrollsediment für den Hefekontakttest geeignet.

III.5.5.3. Versuche zur Eliminierung von polysulfidischem Schwefel

Da Polysulfide nur in anoxischen Sedimenten auftreten, könnte eine oxidative Behandlung der Proben mit negativem Redox-Potential (= einfach messbar) diese Störung beseitigen. Dazu wurde für Modellversuche das LO-L Sediment mit Natriumpolysulfid dotiert (→0,3% ∑S) und mit aktivem Braunstein + Fe^{3+} bei pH 6 und 20°C behandelt. Die Versuche zur Oxidation des Schwefels ergaben (in Abbildung III.5-18 dargestellt):

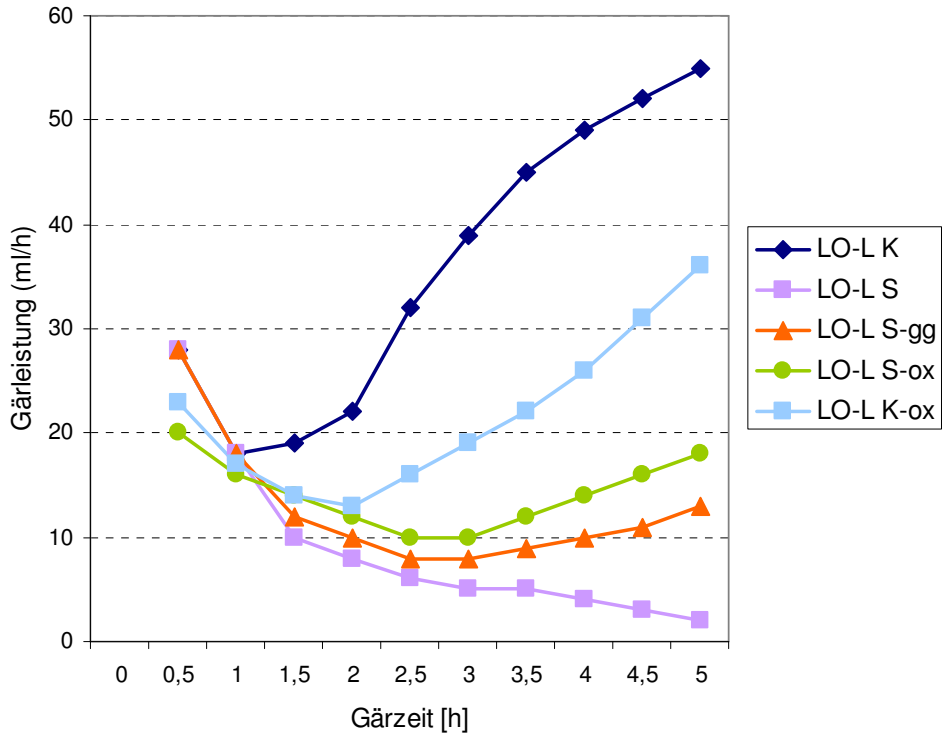


Abbildung III.5-18: Einfluss von Polysulfid auf die Gärleistung (ml/h) (K= Kontrolle, S= Polysulfid dotiert, gg= gefriergetrocknet, ox= oxidiert)

Die Oxidation des dotierten Polysulfids mit aktivem Braunstein verringert die toxische Wirkung, führt aber nicht zu der für Kontrollsedimente erforderlichen Gärleistung von 25 ml/h. Durch Gefriertrocknung wird ebenfalls die Toxizität vermindert, vermutlich durch eine herabgesetzte Bioverfügbarkeit des adsorbierten Schwefels. Allein die oxidative Behandlung des schwefelfreien, nativen Sediments mindert die Gärleistung der Hefezellen, die Brauchbarkeit als Kontrollsediment bleibt aber erhalten.

Oxidationsversuche mit gleichem und höherem Oxidationspotential mit dem Altrip-Sediment ergaben die in Tabelle III.5-6 aufgelisteten Gärleistungen:

Tabelle III.5-6: Versuche zur oxidativen Beseitigung der Gärungs-Hemmung (Oxidationen bei pH 6; +H+ bei pH 5; Proben 6 – 19 Monate gelagert)

Probe	unbehandelt	MnO_2	$MnO_2 + H^+$	$KMnO_4$	$KMnO_4 + H^+$
AA-R Feb. 06	36	20	4	8	3
AA-R Okt. 06	19	5	2	4	2
AA-R Jan. 07	17	11	3	10	0
AA-R Mrz 07	20	16	2	11	4
Kontrollen					
LO-L	55	36	33	31	26
LO-L + 0,3% S	2	18	10	8	5

Bereits eine milde Oxidation mit aktivem Braunstein bei pH 6 erbrachte Im Altrip-Sediment keine verbesserte Gärleistung. Im Gegenteil, eine Erhöhung des Oxidationspotentials durch Zusatz von Salpetersäure bzw. Verwendung von Kaliumpermanganat verstärkte die Hemmung der Gärung in beiden Sedimenten. Vermutlich werden außer Polysulfiden noch andere organische Komponenten in den Sedimenten oxidiert, wobei hefetoxische Verbindungen entstehen.

→ Die Oxidation von biotisch gebildetem Polysulfid in Sedimenten im Nachhinein gewährleistet keinen störungsfreien Test.

→ Für Kontrollsedimente von gleich bleibender Qualität bleibt nur eine sorgfältige Wahl der Entnahmestelle, was besonders für Flusssedimente schwierig ist.

III.5.6 Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit des Ergebnisses

Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse des Teilprojektes Hefekontakttest sind naturgemäß wesentlich abhängig von der Verwertbarkeit des Verbundprojektes, dessen Ziel die Beurteilung der Schadstoffbelastung von Sedimenten mit Hilfe einer Batterie von Testorganismen ist. Nur wenn der Hefekontakttest eigenständige Informationen für dieses Ziel liefert, die nicht von den anderen Organismen der Testbatterie abgedeckt werden, ist die Voraussetzung für seine weitere Nutzung gegeben. Diese Entscheidung kann sinnvoller Weise erst mit dem Abschluss des Gesamtprojektes getroffen werden.

Im Falle einer Nutzung der Ergebnisse des Gesamtprojektes mit Einschluss des Hefekontakttestes ergeben sich für die NORDUM GmbH & Co. KG folgende Verwertungsmöglichkeiten:

- Dienstleistung Hefekontakttest
  Durchführung der Teste an Sedimentproben als Auftragnehmer oder Nachauftragnehmer in den Laboren der NORDUM GmbH & Co. KG.

- Verkauf von standardisierten Hefezellsuspensionen
  Methodik und Ergebnisse des Hefekontakttestes basieren auf der Verwendung der cam+-resistenten Einzelzell-Linie N06.98 eines obergärigen Hochleistungsstammes von Saccharomyces cerevisiae. Die Verwendung der standardisierten Zellsuspension gewährleistet eine geringe biologische Variabilität des eingesetzten Inokulums und damit reproduzierbare Ergebnisse. Diese Zelllinie wurde in der NORDUM GmbH & Co. KG isoliert und wird hier gehalten. Herstellung und Vertrieb der standardisierten Zellsuspension können hier problemlos durchgeführt werden.

III.5.7 Während der Projektbearbeitung bekannt gewordener, vorhabenrelevanter Fortschritt

Im Zeitraum der Projektbearbeitung sind keine den Hefekontakttest betreffenden Ergebnisse bekannt geworden.

III.5.8 Veröffentlichungen zum Ergebnis

Die Ergebnisse zur Dotierung der Sedimente mit einzelnen Schadstoffen wurden als Poster „Die Verfügbarkeit von Schadstoffen für Hefezellen in Wasser und Sedimenten“ zur Jahrestagung der SETAC vom 12. bis 14. September 2007 in Leipzig präsentiert.

III.5.9 Literaturverzeichnis

Henschel, T (2001): Ökotoxikologisch abgeleitete chemisch-numerische Ansätze. In: Untersuchung und Bewertung von Sedimenten. Springer Verlag, S. 320 – 325.

Weber, J, Plantikow,A, Kreutzmann,J (2000 a): Ein neuer Biotest mit der Hefe *Saccharomyces cerevisiae* auf aquatische Toxizität. Z. Umweltchem. Ökotox. 12, 184 – 189.

Weber, J, Plantikow,A, Kreutzmann,J (2000 b): Prüfung von Abwasser auf aquatische Toxizität mit einem Gärungstest der Hefe *Saccharomyces cerevisiae.* Vom Wasser 95, 97–106.

Weber, J, Kreutzmann, J, Plantikow, A, Pfitzner, St, Claus, E, Manz,W, Heininger, P (2006): A novel particle contact assay with the yeast *Saccharomyces cerevisiae* for ecotoxicological assessment of freshwater sediments. J. Soils & Sediments 6, 84–91.

III.6 Sedimentkontakttest mit *Arthrobacter globiformis* nach DIN (TV6)

Wolfgang Ahlf und Christiane Fahnenstich
Technische Universität Hamburg-Harburg (TUHH)

III.6.1 Aufgabenstellung

Die Untersuchungen des Forschungsverbundes haben zum Ziel, die praktische Anwendbarkeit von Sedimentkontakttests für ein breites Spektrum unterschiedlicher Sedimente zu prüfen. Diese Zielsetzung umfasst die ökotoxikologische Bewertung kontaminierter Sedimente aus Gewässern, wie auch eine mögliche Stoffbewertung von sedimentgebundenen Chemikalien. Zu diesem Zweck sollten die Testverfahren standardisiert vorliegen oder zumindest sollte eine Methodenbeschreibung publiziert sein.
Die Basis des Vorhabens ist es, einen Überblick über die Variabilität der Testsysteme unter dem Einfluss von dotierten Kontrollsedimenten und natürlichen Sedimenten zu erhalten. An der TUHH wurde der Bakterientest mit *Arthrobacter globiformis* durchgeführt. Obwohl der Test nach DIN standardisiert ist, liegen bislang keine systematischen Untersuchungen zur Abhängigkeit von Sedimenteigenschaften wie Korngrößenverteilung, Tongehalt und organischem Kohlenstoffgehalt vor. Ziel ist es, sowohl physikalische Störungen bei der Messung des Enzymumsatzes als auch direkte Einflüsse auf die Bakterienaktivität differenziert zu erfassen. Im zweiten Schritt sollen dann Verfahrensmodifikationen zur Kompensation von Störeffekten erprobt werden.
Während der Laufzeit des Projektes wurde die Zielsetzung des Teilvorhabens modifiziert und erweitert, da der Test in eine ISO-Norm übertragen wurde und aus unserer Sicht daraus ein konkreter Forschungsbedarf abzuleiten war.

III.6.1.1. Unterschiede zwischen ISO- und DIN-Norm des Kontakttestes mit *Arthrobacter globiformis*

Die uns vorliegende Version der ISO-Norm (ISO/TC 147/SC 5 N) ist ein „working draft“, die diskutiert wird und noch Änderungen zulässt. Grundsätzlich ist die ISO-Norm eine fast vollständige Übertragung der DIN-Norm in eine englischsprachige Version. Zwei Änderungen im Verfahren sind auffällig:

1. Als Testorganismen sind gefriergetrocknete Bakterien neben den herkömmlichen Stammkulturen zugelassen worden. Diese können im Gegensatz zu den Stammkulturen, die in einer Vorkultur vermehrt werden, direkt nach Rekonstitution im Test eingesetzt werden.
2. Die Reaktion der Testbakterien wird wie in der DIN-Norm als Aktivität der Dehydrogenasen durch Zugabe des Redoxindikators Resazurin gemessen. Dabei wird aber im Gegensatz zu früheren Empfehlungen nicht die Abnahme des Substrates Resazurin fotometrisch bestimmt, sondern die Zunahme des Produktes Resorufin wird über eine bestimmte Zeitdauer fluorimetrisch verfolgt.

Die fluorimetrische Bestimmung einer Substanz ist allgemein empfindlicher als ein fotometrischer Nachweis. Folglich wäre allein aus diesem Grund die Methodenänderung zu befür-

worten. Zusätzlich bietet die fluorimetrische Analyse weitere Vorteile zur Erleichterung und Verbesserung der Testdurchführung:

1. In den meisten Fällen kann auf ein Abtrennen der Partikel aus der Suspension durch Filtration oder Zentrifugation verzichtet werden, die Fluoreszenz wird durch Auflicht angeregt und die Remission wird direkt in der Suspension gemessen.
2. Durch die Art der direkten Messung kann eine Kinetik (Enzymumsatz pro Zeit) erstellt werden, die genauer als eine Endpunktmessung nach einer definierten Zeit ist.
3. Die beiden Bestimmungsmethoden können vergleichend eingesetzt werden, um das Ergebnis zu validieren.

Die ISO-Norm sieht die Möglichkeit leider nicht vor, die Substratminderung mit der Produktentwicklung zu vergleichen. Damit beraubt sich die Methodenvorschrift einer Validierungsmöglichkeit. Entschieden schwerwiegender erscheint uns der fehlende Hinweis auf Störmöglichkeiten bei der Messung des Fluoreszenzsignals. Bereits das Wissen über die Umsetzung des Resazurins zu zwei Produkten veranlasst eine kritische Prüfung der Einflüsse auf das Messsignal durch natürliche Proben. Zunächst aber eine kurze Erläuterung der möglichen Störungen.

III.6.1.2. Resorufin als fluoreszierendes Enzymprodukt

Resazurin wird seit 50 Jahren zur Hefe- und Bakterienbestimmung in Milch verwendet und findet bis heute zu diesem Zweck Anwendung (Thomas et al., 1963). Resazurin ist ein Redoxindikator, der in zwei Schritten reduziert wird (Abbildung III.6-1). Resazurin wird durch Reduktion zunächst in Resorufin und dann in Dihydroresorufin umgewandelt. Alle bisherigen Tests auf der Basis von Fluoreszenz beruhen auf der Reduktion von Resazurin zu Resorufin. Diese Umsetzung ist irreversibel und tritt schon bei hohen Sauerstoffkonzentrationen auf, während die weitere Reduktion von Resorufin zu Dihydroresorufin reversibel ist.

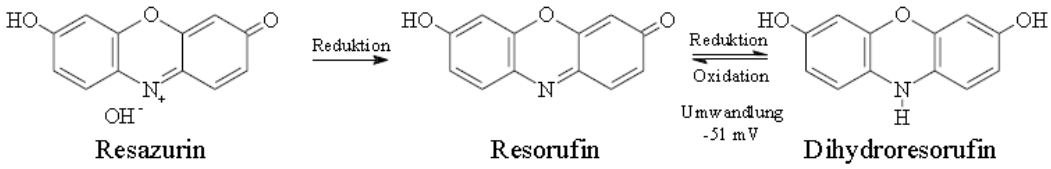


Abbildung III.6-1: Reduktion von Resazurin in zwei Schritten

III.6.1.2.1. Einflüsse auf die Fluoreszenz

Durch den pH-Wert oder ein Lösungsmittel im Testsystem kann das π-Elektronensystem fluoreszierender Moleküle unterschiedlich stabilisiert werden, woraus eine Veränderung der elektronischen Anregbarkeit der Moleküle und damit der Fluoreszeigenschaften resultiert. Befinden sich neben dem Fluorophor noch weitere Substanzen in einer Lösung, so kann eine strahlungslose Energieabgabe durch inaktivierende Stöße auftreten. Dabei kommt es durch Fremdlöschung (Quenching) zu einer Abnahme der Fluoreszenzintensität.
Resazurin wird in Zellen durch Dehydrogenasen reduziert (De Fries & Mistuhashi, 1995). In Zellkulturen lässt sich so die Zellzahl fluorimetrisch durch die Bildung von Resorufin bestimmen. Aber auch andere enzymatisch katalysierten Reaktionen von z.B. Zuckern wie Glucose mit Sauerstoff können dazu führen, dass Resazurin reduziert wird (Maeda et al., 2001). Durch eine weitere Reduktion mikrobieller Aktivität oder durch reduktive Substanzen

wird Resorufin reduziert. Eine permanente Reduktion zu Dihydroresorufin im Laufe einer Testdauer kann das Ergebnis beeinträchtigen, da das farblose Produkt nicht fluoresziert.

III.6.1.2.2. Hinweise auf Störungen der Fluoreszenzmessungen

Um eine mögliche Störung der Resorufinmesssung in unbekannten Suspensionen auszugleichen, haben wir eine Kalibriermethode beschrieben (Heise & Ahlf, 2005). Dabei geben wir ein Gemisch aus Resazurin und Resorufin in unterschiedlichen Verhältnissen einer Probe ohne Bakterienaktivität zu, um den geochemischen Einfluss der Matrix zu bestimmen. Ein erster Vergleich dieser beiden Bestimmungsmethoden ergab nur kleine Unterschiede für natürliche Methoden (Abbildung III.6-2).

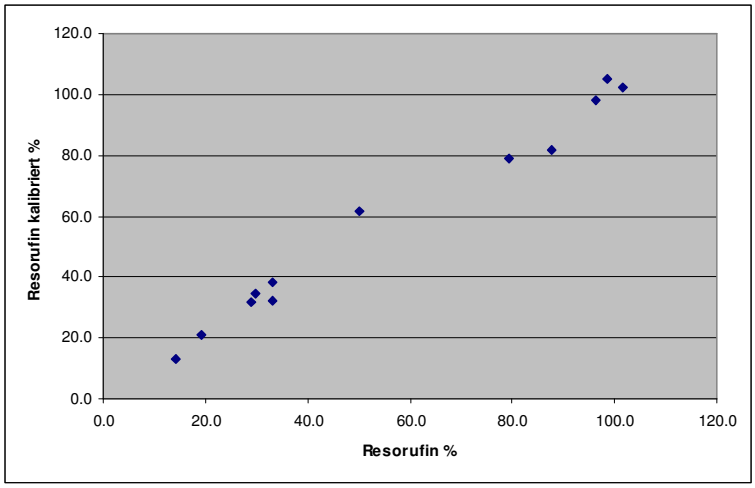


Abbildung III.6-2: Korrelation von zwei Resorufinauswertungen für natürliche Sedimente

Die Grundsätzlich sollte die Resazurinabnahme mit einer entsprechenden Resorufinzunahme korrelieren. Abbildung III.6-3 demonstriert diesen Zusammenhang für alle im Arbeitspaket 3 untersuchten Proben.

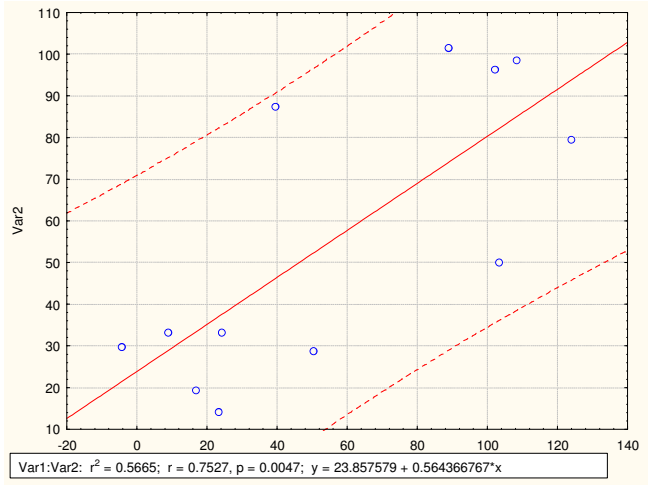


Abbildung III.6-3: Korrelation von Hemmwerten berechnet aus der Resazurinabnahme (Var2) und der Resorufinzunahme (Var1). Der Bereich zwischen den gestrichelten Linien gibt die 90%-Vertrauensgrenzen an.

Die generelle Beziehung zwischen den beiden Parametern ist erkennbar, doch der Vertrauensbereich ist relativ groß. Der Vergleich der beiden Auswertungen kann so interpretiert werden, dass die Quelle der Fehlermöglichkeiten ausschließlich bei der Resazurinmethode liegt. Das Sediment „Lohmen“ wurde vom Juni 2006 bis April 2008 mehrmals im Kontakttest untersucht. Die vergleichende Auswertung von Sedimentwirkungen auf *A. globiformis* mit einer kalibrierten Resorufinauswertung im Vergleich zu einer unkalibrierten, zeigen Matrixeffekte bei der Resorufinmethode (Abbildung III.6-4).

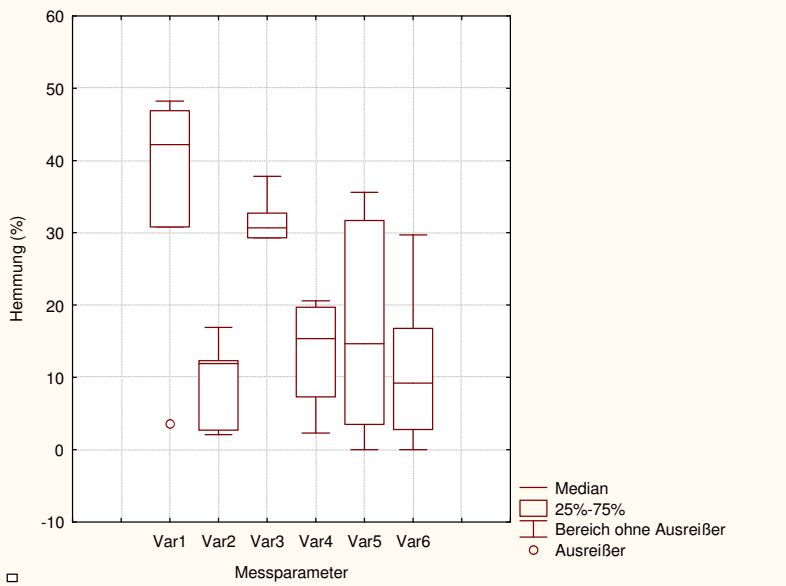


Abbildung III.6-4: Prozentuale Hemmung der Bakterienaktivität durch das Sediment „Lohmen“ (N=7). Var1= Resorufinzunahme (t1-t40), Var2= Resorufinzunahme kalibriert (t1-t40), Var3= Resorufinumsatz (60 min), Var4= Resorufinumsatz kalibriert (60 min), Var5= Resazurinumsatz (60 min), Var6= Resazurinumsatz kalibriert(60 min)

Deutlich unterscheiden sich die nicht kalibrierten Messwerte der Resorufinbestimmung von den übrigen Auswertungen. Unsere vorgeschlagene Korrekturmethode wurde auch auf die Resazurinbestimmung angewendet und senkt die Varianz der Messwerte. Eine erhöhte Hemmung besagt, dass die Resorufinkonzentration erniedrigt ist im Vergleich zur Kontrolle. Im Folgenden haben wir versucht, mögliche Störungen zu simulieren, um einen kausalen Zusammenhang zur Erklärung der Signalreduktion zu finden.

III.6.2 Validierung der Fluoreszenzintensität

Nicht nur Resorufin ist ein Fluorophor, sondern auch Resorufin, wobei Resorufin eine wesentlich höhere Fluoreszenzintensität besitzt. Allerdings liegen die beiden Emissionsmaxima sehr eng im Wellenlängenbereich zusammen. Liegen mehrere, unterschiedliche Fluorophore nebeneinander vor, können Kaskaden-Effekte auftreten. Liegt das Anregungsmaximum eines Fluorophors bei einer ähnlichen Wellenlänge wie das Emissionsmaximum eines weiteren Fluorophors, so kann das Emissionslicht des letzteren zur Anregung des ersten Fluorophors verwendet werden. Besonders bei hohen Fluorophorkonzentrationen kann dies zu einer erheblichen Verringerung der messbaren Fluoreszenzintensität führen. Daher haben wir zunächst geprüft, ob die Resazurinkonzentration einen Einfluss auf das Fluoreszenzsignal des Resorufins ausübt.

III.6.2.1. Fluoreszenz von Resorufin bei unterschiedlichen Resazurinkonzentrationen im Testmedium

Die detaillierten Untersuchungen von Harbeck (2003) haben gezeigt, dass die Fluoreszenzsignale von Resazurin und Resorufin deutlich zu differenzieren sind, aber dennoch in einem eng benachbarten Wellenbereich liegen. Die einfache Messung im Testmedium ohne Sediment belegt bei hohen Resazurinkonzentrationen eine erhebliche Verringerung der messbaren Fluoreszenzintensität, wie es bei einem Kaskaden-Effekt zu erwarten ist (Abbildung III.6-5).

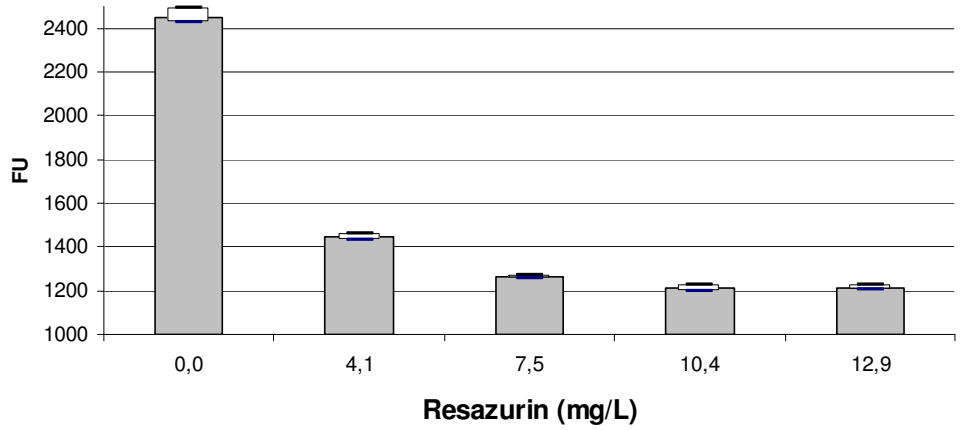


Abbildung III.6-5: Einfluss von Resazurin im Testmedium auf das Fluoreszenzsignal von Resorufin

Resazurin wird unterschiedlich sorbiert durch natürliche Sedimente, wodurch das Verhältnis von Resazurin zu Resorufin sich ändert. Zusätzliche Effekte können hinzukommen und so wird es unwahrscheinlich, dass Störungen der Resorufinmessung durch eine Kontrolle mit nur einer Resazurinkonzentration zu korrigieren sind.

III.6.2.2. Resorufinentwicklung in Anwesenheit von redoxaktiven Substanzen

Die Testvorschrift für den Kontakttest sieht eine Oxidation der Sedimentproben durch eine Belüftung von mindestens 24 h vor, da der Redoxindikator Resazurin mit reduktiven Substanzen reagiert. Dennoch können Stoffe auch nach der Belüftung noch mit Resazurin reagieren. Um diese Vermutung zu prüfen, haben wir zu dem im Verbund eingesetzten Kunstsediment Eisensulfat, Lysin, oder Cystein zugesetzt. Danach wurde der Test ohne Bakterien

durchgeführt, wobei die Resorufinentwicklung über zwei Stunden verfolgt, was der normalen Inkubationszeit entspricht. Die Ergebnisse sind in Abbildung III.6-6 dargestellt und zeigen unterschiedliche Entwicklungen.

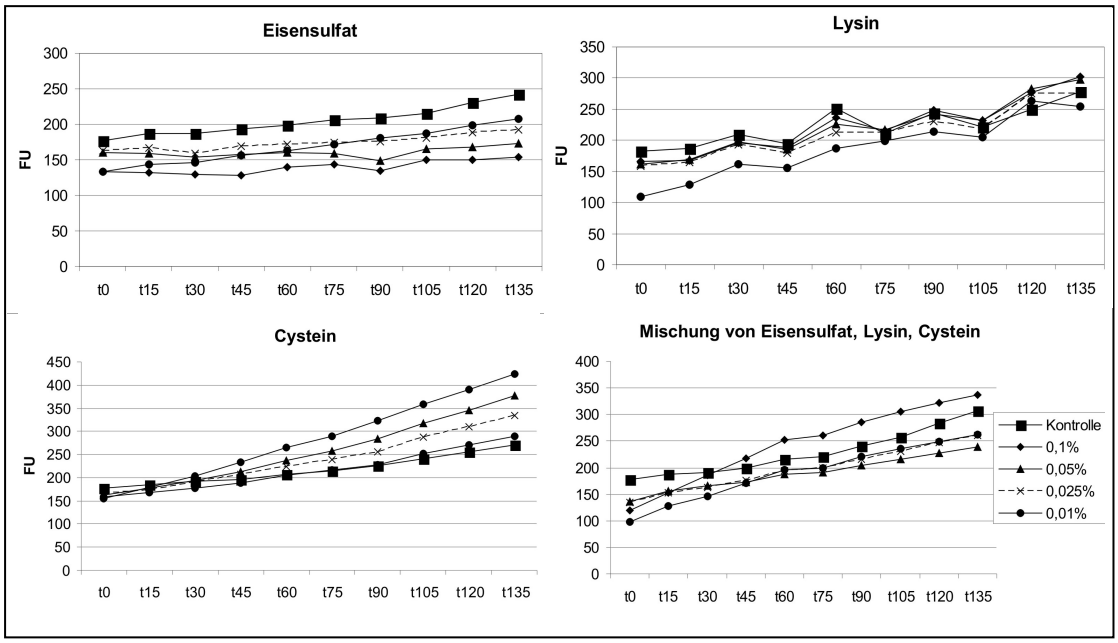


Abbildung III.6-6: Zeitliche Entwicklung der Resorufinentwicklung in einem künstlichen Sediment ohne Bakterienaktivität nach Zugabe von gelösten Substanzen

Die Abbildung III.6-6 demonstriert die gegenläufigen Effekte durch zusätzliche Substanzen in einem Modellsediment. Eisensulfat erniedrigt das Resorufinsignal konzentrationsabhängig, während Lysin keinen Einfluss über die gesamte Versuchsdauer erkennen lässt. Cystein dagegen reduziert Resazurin in Abhängigkeit zur Konzentration und Versuchsdauer zu Resorufin. Eine Mischung dieser drei Substanzen demonstriert Effekte, die teilweise über und teilweise unterhalb der Kontrollwerte lagen und damit nicht vorhersagbar sind. Deutlich wird an dem Mischungsversuch, dass zum Zeitpunkt t0 Eisensulfat den Messwert für Resorufin senkt und dieser Effekt vermutlich durch Cystein mit zunehmender Expositionszeit kompensiert wird. Es überlagern sich also zeitlich abhängige und unabhängige Störungen der Matrix auf das Testergebnis.

III.6.2.3. Resorufinentwicklung in Anwesenheit von Torf

Standardisierte Testverfahren werden sowohl für Stoffbewertungen als auch für die ökotoxikologische Bewertung von natürlichen Sedimenten eingesetzt. Im Verbundvorhaben wurden daher auch Modellsedimente benutzt, die aus bekannten Materialien zusammengemischt werden. Ein Ziel des Projekts war die Definition von Referenzbedingungen, dazu gehörten die Vereinheitlichung der Negativkontrollen sowie die Ermittlung von Toxizitätsschwellenwerten für die einzelnen Sedimentkontakttests. Besonders die Versuche zur Findung eines Referenzsedimentes zeigte die Problematik unterschiedlicher Matrixeffekte für die einzelnen Testorganismen. Ein bereits normiertes Sediment nach OECD machte keine Ausnahme und im Bakterienkontakttest konnten wir die Komponente Torf als kritisch für die Bakterienaktivität identifizieren. Die Aktivität von *A. globiformis* wurde nicht beeinträchtigt, wenn der

Torfgehalt 5% nicht überschritt. Zusätzliche Untersuchungen sollten den Einfluss von Torf auf die Resorufinbestimmung aufklären. Dazu wurden unterschiedliche Mengen dem OECD-Sediment eingemengt und die Resorufinentwicklung mit und ohne Testbakterien bestimmt (Abbildung III.6-7).

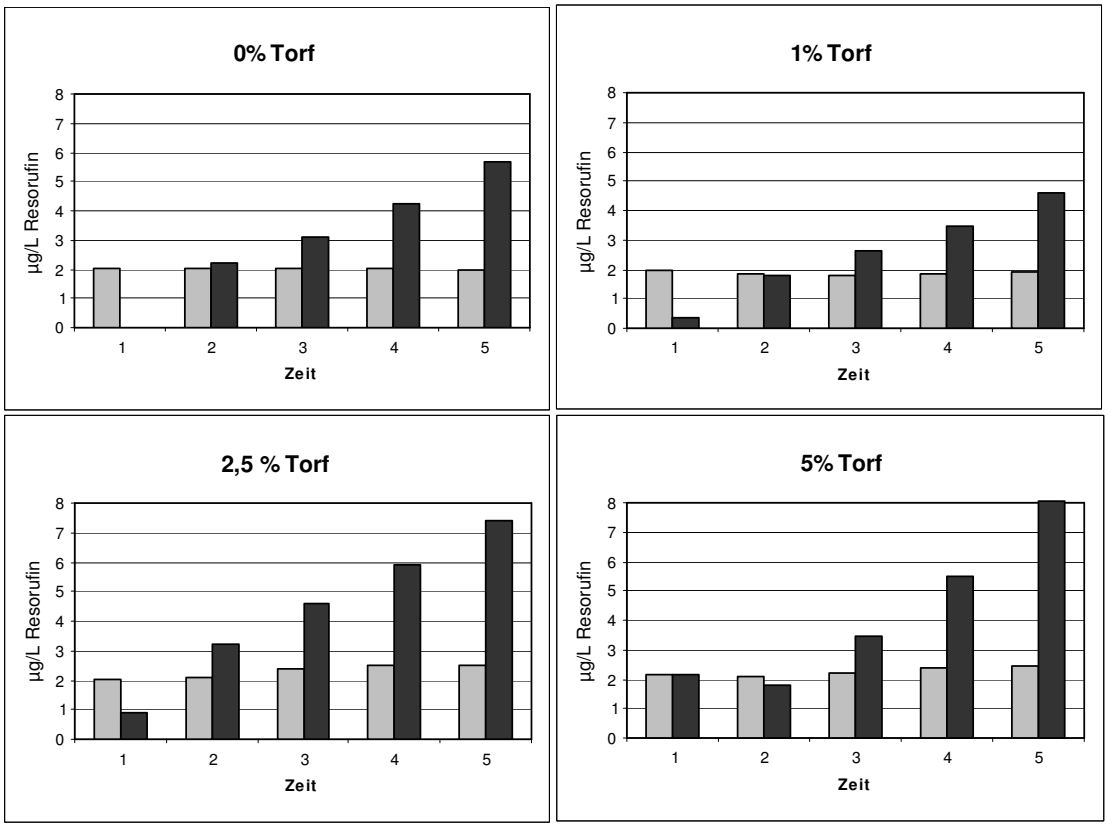


Abbildung III.6-7: Resorufinmengen in Testsuspensionen ohne Bakterien (helle Balken) und mit Bakterien (dunkle Balken), 1 = 0 min – 5 = 40 min

Die Ergebnisse zeigen in allen Ansätzen ohne Bakterien eine deutliche Resorufinkonzentration an, die vermutlich nach Rasmussen (1999) aus Verunreinigungen von Resorufin in neu hergestelltem Resazurin stammt. Nach Zugabe von Testbakterien wird diese Konzentration zu Beginn des Versuches reduziert. Dieser Rückgang wird durch Torf mit zunehmender Konzentration des Torfanteils wieder aufgehoben. Die Bakterienaktivität, gemessen als Resorufinzunahme, wird durch 5% Torf verzögert. Eine weitere Erhöhung der Torfkonzentration führt zu einer vollständigen Hemmung der Resorufinproduktion während des Versuchzeitraumes (Tiemann, 2003).
Inwieweit die Erhitzung des Sediments beim Pasteurisieren zu gelösten Stoffen führt, die dann die Bakterien hemmen, sollte durch eine weitere Versuchsreihe geprüft werden. Die organische Komponente Torf wird trocken gelagert, so dass anhaftende Bakterien im Ruhezustand zunächst aktiviert werden und sich dann gegen eine hohe Bakteriendichte der Testorganismen durchsetzen müssen. Dieser Inokulumseffekt sollte mit zunehmender Torfkonzentration abnehmen. Die Resultate sind in Abbildung III.6-8 dargestellt worden.

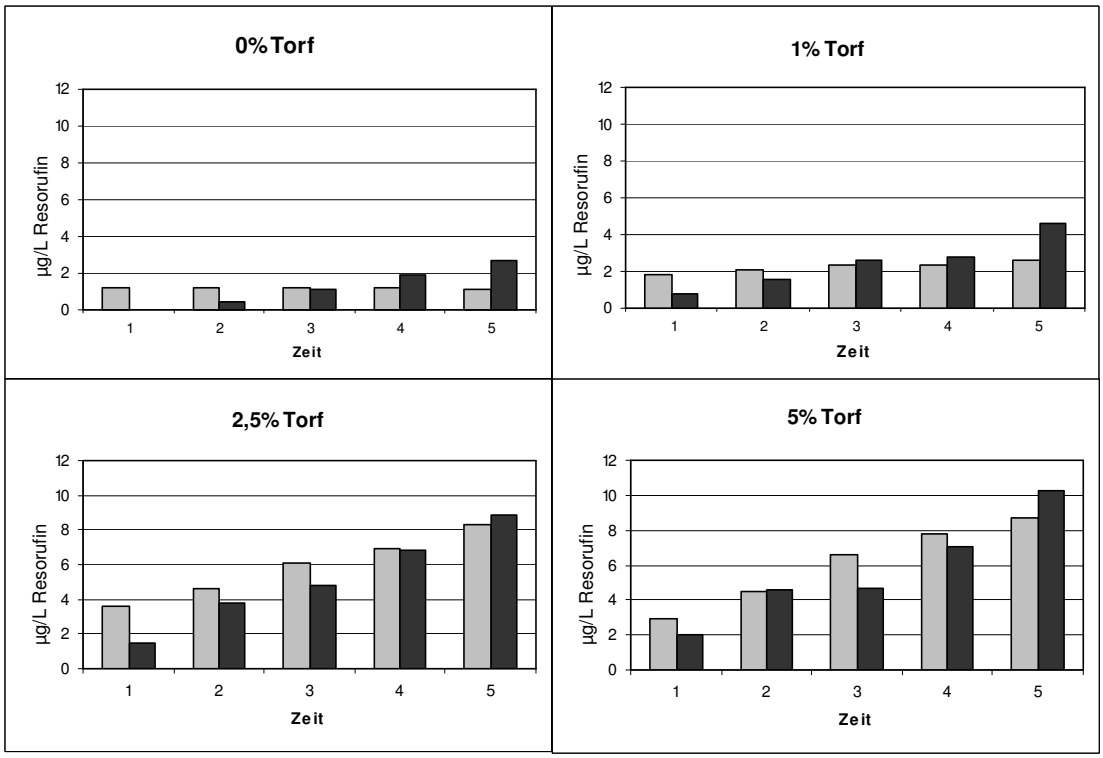


Abbildung III.6-8: Resorufinmengen ohne Testbakterien (helle Balken) und mit Testbakterien (dunkle Balken) in nicht pasteurisierten Sedimentsuspensionen, 1 = 0 min – 5 = 40 min

Die Ergebnisse entsprechen nur teilweise den Erwartungen, denn bei den höheren Torfkonzentrationen dominieren die autochthonen Bakterien des Torfs. Bei beiden Ansätzen mit *A. globiformis* hemmen sich die Testorganismen und die im Torf aufwachsenden Mikroorganismen gegenseitig, erst nach 40 min ist die Resorufinproduktion zusätzlich erhöht. Insgesamt ist der Resazurinumsatz höher als in den Ansätzen, in denen die Testorganismen allein aktiv sind. Offensichtlich ist die Resazurinmenge ausreichend bioverfügbar und die weitere Umwandlung zu Dihydroresorufin findet nicht statt. Die letztere Annahme wird bestätigt durch die Beobachtung, dass bei einer Aufbewahrung der Proben über Stunden, farbliche Veränderungen auftreten und der Redoxwert sinkt. Nach Harbeck (2003) findet eine Umwandlung zu Dihydroresorufin erst unterhalb eines Redoxwertes von -110 mV statt, was aber nicht mehr den standardisierten Testbedingungen entspricht. Die Kotrolle des Redoxwertes am Ende eines Versuchs sollte daher grundsätzlich zum Versuchsprotokoll gehören.

III.6.3 Zusammenfassung und Empfehlungen

Die Untersuchung aller gemeinsamen Sedimente mit den Aufgabenstellungen der einzelnen Arbeitspakete wurde in diesem Teilprojekt mit den Testorganismen *A. globiformis* durchgeführt. Die Auswertung erfolgte zweifach. Zum einen wurde die Dehydrogenaseaktivität der Bakterien mit der Resazurinabnahme bestimmt, wie es die Testvorschrift nach DIN beschreibt. Zum anderen wurde die Resorufinproduktion analysiert, wie es die Testvorschrift nach ISO vorschlägt, aber mit der von uns empfohlenen Korrekturmethode (Ahlf, 2007). Grundsätzlich stimmt die Resazurinabnahme und die Resorufinzunahme bei vielen Sedimenten überein, ohne dass eine weitere Korrektur zu den Standardbedingungen notwendig ist. Doch es gibt auch Ausnahmen, diese Sedimente üben einen Matrixeffekt auf die Resorufinbestimmung aus. Zusätzliche Untersuchungen haben einige Störquellen gezeigt.
Zwei Mechanismen können bei Fluorophoren zu einer Abnahme der Fluoreszenzintensität führen. Liegen mehrere, unterschiedliche Fluorophore nebeneinander vor, können Kaskaden-Effekte auftreten. Liegt das Anregungsmaximum eines Fluorophors bei einer ähnlichen Wellenlänge wie das Emissionsmaximum eines weiteren Fluorophors, so kann das Emissionslicht des letzteren zur Anregung des ersten Fluorophors verwendet werden. Besonders bei hohen Fluorophorkonzentrationen kann dies zu einer erheblichen Verringerung der messbaren Fluoreszenzintensität führen. Dies könnte der Fall sein bei der Anwesenheit von Resazurin (Abb. 5). Befinden sich neben dem Fluorophor noch weitere Substanzen in einer Suspension, so kann eine strahlungslose Energieabgabe durch inaktivierende Stöße auftreten. Dabei kommt es durch Fremdlöschung (Quenching) ebenfalls zu einer verringerten Fluoreszenzmessung. Möglicherweise war dies die Ursache für die konzentrationsabhängige Reduktion der Resorufinmessung durch Eisensulfat. In unbekannten Proben muss dieser Effekt immer berücksichtigt werden.
Ein gegensätzlicher Effekt, die Zunahme der Resorufinmenge, kann durch eine Reduktion des Resazurins durch reduktive Substanzen erfolgen. Die Stoffe können nach unvollständiger Oxidation der Probe, wie durch die Zugabe von Cystein gezeigt, die Resorufinproduktion erhöhen. Besonders Sulfide können Resazurin sehr schnell reduzieren (Safavi et al., 1996). Daraus sind folgende Empfehlungen abzuleiten:

1. Das Testprotokoll sollte eine Messung des pH- und Redoxwertes nach Endes enthalten. Damit daraus abzuleitende Störungen auszuschließen sind.
2. Die Methodenvorschrift sollte sowohl die Resazurinabnahme als auch die Resorufinzunahme enthalten, da sich beide Methoden gegenseitig validieren.
3. Solange keine bessere Abschätzung von Matrixeffekten möglich ist, sollte die Resorufinmessung bei unbekannten Proben mit einer Korrekturmethode erfolgen, die unterschiedliche Resazurin/Resorufin-Konzentrationsverhältnisse als Kontrolle ohne Bakterien einsetzt.

III.6.4 Literaturverzeichnis

Ahlf W. Comments on the article 'Optimisation of the Solid-Contact test with *Arthrobacter globiformis'*. Journal Soils Sediments 7 (2) 1 (2007)

De Fries, R.; Mistuhashi, M. Quantification of mitogen induced human lymphocyte proliferation: comparison of Almar Blue assay to ^{3}H-thymidine incorporation assay Journal of Clinical Laboratory Analysis **9**, 89-95 (1995)

Harbeck, C. Anwendungen der 2D-Fluoreszenzspektroskopie in der Nahrungsmittelindustrie bei der Aufarbeitung landwirtschaftlicher Rohstoffe. Dissertation Universität Hannover (2003)

Heise S, Ahlf W. A New Microbial Contact Assay for Marine Sediments. Journal Soils Sediments. **5** 9-15 (2005).

Maeda, H.; Matsu-Ura, S.; Yamauchi, Y.; Ohmori, H. Resazurin as an electron acceptor in glucose oxidase-catalyzed oxidation of glucose. Chemical & Pharmaceutical Bulletin **49**, 622-625 (2001).

Rassmussen, E.S. Use of fluorescent redox indicators to evaluate cell proliferation and viability. In Vitro Molecular Toxicology. **12**, 47-58 (1999)

Tiemann J. Entwicklung eines Verfahrens zur Identifizierung toxisch wirkender Substanzklassen in Sedimenten auf der Basis von Festadsorbern. Dissertation, TU Hamburg-Harburg. (2003)

Thomas, S.B.; Jones, T.I.; Griffiths, D.G. Investigations on the resazurin test. Dairy Industries **28**, 812-817 (1963)

Twigg, R.S. Oxidation-Reduktion Aspects of Resazurin. Nature **155** 1945, 401-402

III.7 Sedimentkontakttest mit *Danio rerio* (TV7)

Thomas-B. Seiler und Henner Hollert
RWTH Aachen

Im Teilprojekt 7 des Verbundprojektes SeKT (TV7) sollte der Fischei-Kontakttest mit dem Zebrabärbling *Danio rerio* als Modellsystem für limnische Wirbeltiere auf seine Anwendbarkeit zur Testung nativer Sedimentproben hin untersucht werden.

Der Fischei-Kontakttest mit *Danio rerio* (Hollert et al. 2003) basiert im Ansatz auf dem Fischeitest nach DIN 38415-6, welcher eine große Übereinstimmung der Ergebnisse mit dem akuten Fischtest zeigt (Braunbeck et al. 2005) und diesen daher seit 1.1.2005 in der Abwasserbewertung ersetzt. Neben der vereinfachten Durchführbarkeit, einer differenzierteren Aussage mittels der beobachtbaren Effekte und einer höheren Verlässlichkeit ist der Fischeitest in der Art und Weise wie die DIN-Norm ihn vorschreibt kein Tierversuch und reduziert insgesamt sehr stark die notwendige Anzahl von Testorganismen bei Bewertungsmaßnahmen.

Während der Fischei-Kontakttest gewöhnlich mit getrockneten Proben durchgeführt wird (Hollert et al. 2004, Hallare et al. 2005, Keiter et al, 2006), wurden in diesem Projekt native, möglichst unbehandelte Sedimente verwendet. Dieses Vorgehen wurde zu Beginn des Projektes erfolgreich verifiziert und garantierte so eine gesteigerte Vergleichbarkeit der erhobenen Daten im Verbund.

Das Protokoll des Fischei-Kontakttests sieht vor, dass die Fischeier zur Untersuchung unter dem Mikroskop vom Sediment in ein klares Gefäß bzw. Well einer 6- oder 24-Well-Platte überführt werden. Limitierend für die Auswertung ist daher die Wiederfindungsrate der Eier, die stark von der jeweiligen Probe abhängt. Insbesondere grobe und niedrig-dichte Sedimente können diesbezüglich problematisch sein. Ebenfalls abhängig von der konkreten Probe ist die Sauerstoffzehrung und damit die Versorgung der sich entwickelnden Embryonen mit ausreichend Sauerstoff – die empirisch festgelegte Mindestkonzentration für eine ungestörte Entwicklung liegt bei 2 mg/L für eine Wassertemperatur von 26 ± 1 °C (Braunbeck et al. 2005). Allerdings wird der Sauerstoffgehalt standardmäßig mit einer möglichst anströmungsarmen Sauerstoffelektrode ermittelt. Aufgrund des für eine Messung mindestens benötigten Volumens sind mit diesem Verfahren lediglich Querschnittswerte je Probe bestimmbar, nicht jedoch mögliche Gradienten oder Unterschiede zwischen einzelnen Wells. Die Sauerstoffversorgung bleibt somit hinsichtlich der tatsächlichen Situation für die Fischei-Entwicklung und den Einfluss dieser Umstände auf die erhaltenen Ergebnisse schwer einzuschätzen.

Die Arbeitsgruppe Hollert, bis 2007 in der Sektion Aquatische Ökologie und Toxikologie von Prof. Dr. Thomas Braunbeck am Heidelberger Institut für Zoologie und ab 2007 (Berufung von Henner Hollert auf eine W2-Professur für Ökosystemanalyse) am Institut für Umweltforschung der RWTH Aachen verfügt über eine hervorragende Aquarienanlage zur Hälterung von u.a. Zebrafischen. Die Gruppe von Thomas Braunbeck und Henner Hollert arbeitet seit mehr als einem Jahrzehnt mit dem Zebrafisch im Rahmen ökotoxikologischer Testverfahren und besitzt eine ausgezeichnete wissenschaftliche Expertise bzgl. der Wirkung von

Umweltschadstoffen auf die Fischpopulation in limnischen Ökosystemen. Der 2003 hier entwickelte Fischei-Kontakttest für die Sedimenttestung wurde seit seiner Etablierung über Jahre hinweg für zahlreiche Forschungsprojekte sehr erfolgreich durchgeführt. Es stehen in der Gruppe umfassende Erfahrungswerte mit diesem Testsystem zur Verfügung und im Rahmen einer ganzen Reihe von Abschlussarbeiten (Diplom, Staatsexamen) wurden mit dem Test Daten erhoben.

Für die notwendige Kontrolle der Sauerstoffversorgung im Fischei-Kontakttest stand ein optoelektronisches Mikrosensormessgerät (Fa. Presens, Regensburg) zur Verfügung, welches zu Beginn des Projektes beschafft wurde. Diese hoch-moderne Messtechnik basiert auf dem Aussetzen einer Farbstofffluoreszenz an der Sensorspitze. Sobald der Farbstoff mit Sauerstoffmolekülen in Kontakt tritt, wird die als Fluoreszenz emittierte Energie vom Sauerstoff aufgenommen. Dieses Aussetzen der Fluoreszenz wird von einem Detektor erfasst und im kalibrierten Gerät zu einer Sauerstoffkonzentration umgerechnet. Entscheidend bei diesem Prinzip ist erstens, dass die Messung selbst keinen Sauerstoff verbraucht, und zweitens, dass der Fluoreszenzfarbstoff in sehr geringen Mengen und dementsprechend auf einer sehr kleinen Fläche aufgebracht werden kann. Dadurch werden Sensordurchmesser im Bereich von 100 µm möglich, die sogar Punktmessungen der Sauerstoffkonzentration erlauben. Optoelektronische Messtechnik bietet also insgesamt sehr viel genauere und verlässlichere Daten zur Sauerstoffsituation im wässrigen Medium des Fischeitests.

III.7.1 Allgemeines Protokoll

Im Folgenden ist das für dieses Projekt gültige Protokoll zum Fischei-Kontakttest mit *Danio rerio* dargestellt. Etwaige Abweichungen und Zusätze finden beim jeweiligen Arbeitspaket Erwähnung.

Der Sedimentkontakttest mit Eiern von *Danio rerio* wurde nach dem Protokoll in Hollert et al. (2003) durchgeführt. Von allen Sedimenten wurden je 3 g pro Well einer 6-Well-Platte eingewogen. Als Negativkontrolle wurden in 4 Wells je 3 g Quarzsand (F36; Quarzwerke, Frechen) eingewogen und je 5 Eier gegeben. Die Wells wurden mit je 5 ml Kunstwasser aufgefüllt. 4 weitere Wells wurden mit je 5 ml Kunstwasser befüllt und mit je 5 Eiern als Negativkontrolle bestückt.
Für die Positivkontrolle wurden in 2 Wells je 3 g Quarzsand (F36) eingewogen und je 5 Eier gegeben. Die Wells wurden mit je 5 ml 3,7 mg/L 3,4-Dichloranilin in Kunstwasser aufgefüllt. Eine weitere Positivkontrolle wurde angesetzt mit je 5 ml 3,7 mg/L 3,4-Dichloranilin in 2 Wells und je 5 Eiern.

Die Platten wurden im Brutschrank bei 27 °C inkubiert. Nach 48 h Exposition wurden die Eier jedes Wells in eine neue Platte transferiert und unter dem Mikroskop untersucht.

Die toxische Wirkung auf sich entwickelnde Fischeier von *Danio rerio* wurde nach 48 h anhand der Kriterien in Hollert et al. (2003) und entsprechend der Kriterien der DIN-Vorschrift für den akuten Fischei-Test in der Abwasserbewertung untersucht (DIN 2001; Tabelle III.7-

1). Zusätzlich wurden Auffälligkeiten wie Schlupf nach 48 h, Ödeme und mangelnde bzw. fehlende Pigmentierung festgehalten.

Tabelle III.7-1: Letalitätskriterien im Sedimentkontakttest mit Fischeiern von *Danio rerio* entsprechend DIN 38415-T6 (für die Bewertung nach 48 h).

Letalitätskriterien	48 h
Koagulation	●
Somiten nicht angelegt	●
Schwanz nicht vom Dottersack gelöst	●
kein Herzschlag erkennbar	●

Als embryotoxisch wurde ein Sediment dann gewertet, wenn nach 48 h Exposition mehr als 10 % der ausgewerteten Fischeier einen nach DIN-Vorschrift als letal geltenden Effekt aufwiesen (siehe Tabelle III.7-1). Entsprechend wurde ein Testansatz nur dann als valide angesehen, wenn die Negativkontrolle nicht mehr als 10 % letale Effekte nach DIN-Vorschrift zeigte. Für eine valide Positivkontrolle mussten > 10 % der Fischeier als letal gewertet werden können.

III.7.2 Definition von Kontrollsedimenten

In diesem ersten Projektabschnitt wurden die verschiedenen künstlichen und natürlichen Kontrollsedimente (Beschreibung der Sedimente s. Anhang A und B) auf ihre Verwendbarkeit im Sedimentkontakttest mit Eiern des Zebrafisches *Danio rerio* untersucht. Durch die DIN-Normierung des Fischeitests für die Abwasserprüfung (DIN 38415-6) ist der Sedimentkontakttest mit *Danio rerio* bereits gut charakterisiert. Er wurde bereits in mehreren Forschungsvorhaben eingesetzt, um das gelöste und partikelgebundene Schädigungspotential von Sedimentproben zu überprüfen (z.B. Hallare et al. 2005, Perovic et al. 2004, Keiter at al. 2006). Die Modifikation und Anpassung des Tests an die Untersuchung von partikulär gebundenen Proben macht es jedoch notwendig, zusätzliche Parameter eingehend zu untersuchen.
Es wurden die folgenden Merkmale jeder Probe beobachtet und aufgezeichnet:

Technische Verwendbarkeit im Experiment
a) Das Sediment kann durch seine Farbe und die Zusammensetzung das Auffinden der Fischeier bei der Bewertung stark beeinflussen. Heben sich die Eier gegen das Sediment farblich nicht ab, sind sie schwer zu erkennen. Schwimmt das Sediment im Wasser auf, behindert es die Wiederfindung der Eier z.T. erheblich. Eine geringe Sichtbehinderung im Well ist grundlegend für die Durchführbarkeit des Tests.

b) Durch den direkten Kontakt mit der Sedimentprobe können die Fischeier mit Sedimentpartikeln bedeckt sein, was die Auswertung erschwert. Mit der Sichtbehinderung beim Mikroskopieren steigt der Arbeits- und Zeitaufwand bei der Testdurchführung.

Ökotoxikologische Wirkung
Auch künstliche, gering belastete Sedimente können eine eigene Toxizität besitzen. Vor allem besonders feinkörnige Proben wirken z.T. embryotoxisch. Die toxische Wirkung auf die Fischeier wurde in diesem Projektteil schon nach 24 h untersucht. Zusätzlich wurden Auffälligkeiten wie starke oder geringe Spontanbewegung nach 24 h festgehalten.
Die Bewertung nach 24 h diente vor allem der frühzeitigen Erkennung von Entwicklungsverzögerungen, wie sie gelegentlich durch Sedimente verursacht werden. Auch mangelnde Sauerstoffversorgung kann zu solchen Effekten führen. Einige Beobachtungen nach 48 h, die durch eine verzögerte Entwicklung erklärt werden können, sind ohne diese zusätzlichen Daten nicht eindeutig einzuordnen. Als Beispiel sei hier eine mangelnde oder fehlende Pigmentierung nach 48 h genannt. Da die Pigmentierung erst deutlich nach 24 h Entwicklung einsetzt, kann 48 h nach der Belastung keine Aussage darüber gemacht werden, ob das Fehlen ein direkter Effekt oder einer verzögerten Entwicklung zuzuordnen ist.

III.7.2.1. Durchführung

In diesem ersten Projektteil wurde leicht abweichend vom allgemeinen Protokoll vorgegangen. Da ein Sediment schon allein durch seine Sauerstoffzehrung die Entwicklung der Fischembryonen beeinträchtigen kann, ist die eingesetzte Sedimentmenge eine wichtige zu beachtende Größe. Aus diesem Grund wurden zusätzlich von ausgewählten Sedimenten je 1 g in je 3 Wells einer 6-Well-Platte eingewogen. Als Negativkontrolle wurden in 2 Wells je 3 g Quarzmehl (W4; Quarzwerke, Frechen) oder Quarzsand (F36; Quarzwerke, Frechen) eingewogen. Für die Positivkontrolle wurden in 2 Wells je 3 g Quarzmehl (W4) oder Quarzsand (F36) eingewogen.
Für die natürlichen Kontrollsedimente wurde nach 48 h Exposition in allen Wells der Sauerstoffgehalt in der umgebenden Wasserphase bestimmt. Dies geschah mittels einer herkömmlichen Sauerstoffelektrode (OXI 196; WTW, Weilheim) und eines fiberoptischen 4-Kanal Mikrosensormessgeräts (OXY-4 micro; Presens, Regensburg; Kooperation mit der Firma Presens im Rahmen dieses Projektes).

III.7.2.2. Künstliche Kontrollsedimente

Alle künstlichen Sedimente wurden auch mit einer Carboxymethylcellulose (CMC)-Umhüllung versehen (sog. coating) und im Kontaktassay getestet, um den in natürlichen Sedimenten vorhandenen Biofilm zu simulieren (vgl. Anhang A).
Bezüglich ihrer Eigenschaften als besonders gut geeignet erwiesen sich Sediment 5 und Sediment 8. Sie schwammen nicht auf, die Fischeier waren gut bis sehr gut erkennbar und wurden höchstens gering von Sedimentpartikeln bedeckt (Tabelle III.7-2). Ebenfalls verwendbar sind Sediment 7 und Sediment 4. Diese Sedimente schwammen im schlimmsten Fall dünn auf, während die Fischeier erkennbar waren. Unter dem Mikroskop ergab sich keine Sichtbehinderung durch Sedimentpartikel. Auf Sediment 1 und Sediment 9 waren die Eier durch Färbung bzw. bedeckende Partikel nur schwer zu erkennen. Allerdings schwammen diese Sedimente ebenfalls kaum auf und behinderten die Auswertung unter dem Mikroskop nur geringfügig. Alle anderen künstlichen Kontrollsedimente waren für die Durchführung des

Fischei-Kontakttests ungeeignet.

Tabelle III.7-2: Beobachtungen zur versuchstechnischen Verwendbarkeit der eingesetzten künstlichen Sedimente.

Sediment	Farbe	im Well	unter dem Mikroskop
Sediment 1	rot	schwimmt kaum auf Eier schwer erkennbar	Eier nicht bedeckt keine Sichtbehinderung
Sediment 2	rot	schwimmt stark auf Eier meist unauffindbar	Eier nicht bedeckt keine Sichtbehinderung
Sediment 3	rot	schwimmt dünn auf Eier gut erkennbar	Eier stark bedeckt starke Sichtbehinderung
Sediment 4	rot	schwimmt dünn auf Eier erkennbar	Eier gering bedeckt geringe Sichtbehinderung
Sediment 5	beige	schwimmt nicht auf Eier sehr gut erkennbar	Eier nicht bedeckt geringe Sichtbehinderung
Sediment 6	beige	schwimmt dünn, tief auf Eier erkennbar	Eier stark bedeckt starke Sichtbehinderung
Sediment 7	beige	schwimmt nicht auf Eier gut erkennbar	Eier nicht bedeckt keine Sichtbehinderung
Sediment 8	beige	schwimmt nicht auf Eier gut erkennbar	Eier gut erkennbar keine Sichtbehinderung
Sediment 9	grau-beige	schwimmt dünn, tief auf Eier schwer erkennbar	Eier gering bedeckt geringe Sichtbehinderung
Sediment 10	grau-beige	schwimmt dünn, tief auf Eier meist unauffindbar	Eier nicht bedeckt keine Sichtbehinderung

"im Well" bezeichnet das Verhalten in der 6-Well-Platte und bewertet v.a. die Auffindbarkeit der Eier in Bezug auf die Sedimenteigenschaften. "unter dem Mikroskop" bewertet die Sichtbehinderung durch Sedimentpartikel bei der Auswertung.

Nach ökotoxikologischen Gesichtspunkten sind die meisten künstlichen Sedimente als Kontrollsedimente geeignet. Neben geringen Entwicklungsverzögerungen 48 h nach Beginn der Belastung traten vereinzelt Koagulationen auf. Die hohe Mortalität bei Sediment 10 und Sediment 1 in Abbildung III.7-1 ist v.a. auf die geringe Anzahl wieder gefundener Fischeier zurückzuführen. In beiden Fällen war von vier ausgewerteten Eiern eines koaguliert, wodurch der prozentuale Anteil an letalen Effekten stark anstieg. Ein Hinweis auf diesen Einfluss gibt das entsprechende Ergebnis für den Ansatz mit 1 g Sediment (Abbildung III.7-2). Hier wurde bei 15 ausgewerteten Fischeiern für Sediment 10 keinerlei Toxizität festgestellt. Es gilt dennoch zu bedenken, dass auch die eingesetzte Sedimentmenge geringer war. Das Sediment 1 wurde aus versuchstechnischen Gründen nur mit 3 g getestet.

Die Sedimente 8 und 9 bewirkten Mortalitäten über 10 %. In diesen Fällen war die Anzahl ausgewerteter Eier ausreichend hoch, dass von einem Effekt durch die Sedimente ausgegangen werden kann.

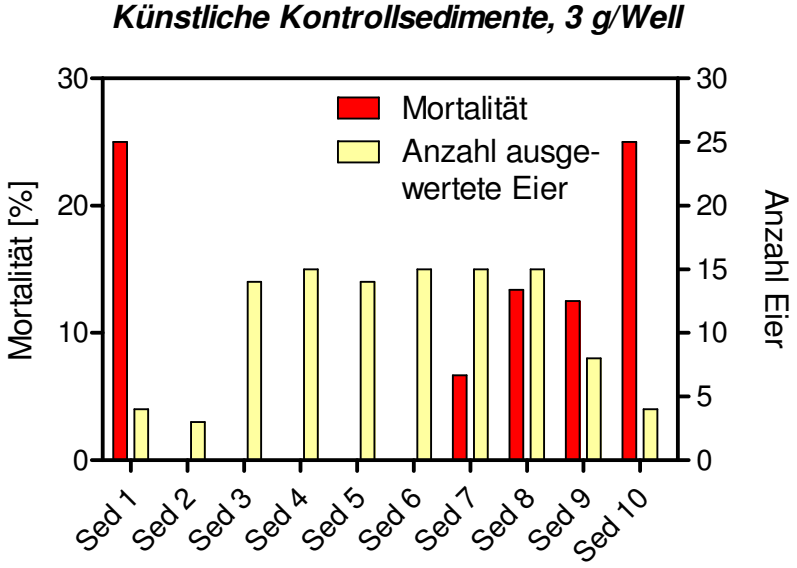


Abbildung III.7-1: Ergebnisse des Fischei-Kontakttests mit künstlichen Kontrollsedimenten bei 3 g Einwaage/Well, Auswertung nach 48 h Belastung. Dargestellt ist die Mortalität laut DIN-Kriterien als prozentualer Anteil der Anzahl ausgewerteter Fischeier.

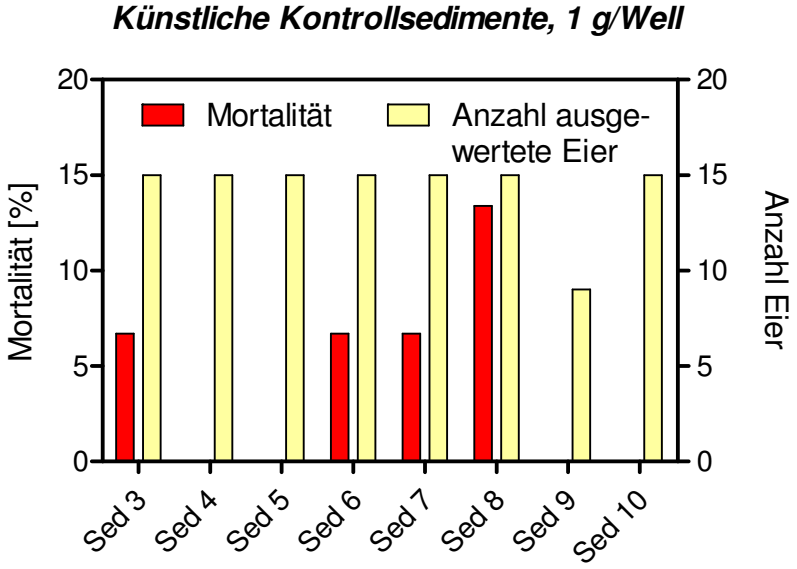


Abbildung III.7-2: Ergebnisse des Fischei-Kontakttests mit künstlichen Kontrollsedimenten bei 1 g Einwaage/Well, Auswertung nach 48 h Belastung. Dargestellt ist die Mortalität laut DIN-Kriterien als prozentualer Anteil der Anzahl ausgewerteter Fischeier. Sediment 1 wurde aus versuchstechnischen Gründen nicht getestet.

Insgesamt konnte kein nennenswerter Unterschied zwischen den Experimenten mit 3 g und mit 1 g Sediment pro Well festgestellt werden. In den meisten Fällen betrug die Mortalität unter 10 %, häufig wurden gar keine letalen Effekte beobachtet. Besonders gute Übereinstimmungen zwischen 3 g und 1 g Einwaage wurden für Sediment 7 bzw. Sediment 8 gefunden. Lediglich das Sediment 10 zeigte eine deutliche Abnahme der Toxizität bei 1 g Sediment. Allerdings konnten bei diesem Ansatz alle eingesetzten Fischeier ausgewertet werden. Dies gibt auch einen Hinweis auf einen möglichen Vorteil der geringen Sedimentmenge: Während beim Ansatz mit 3 g 100 Eier ausgewertet werden konnten, waren es bei 1 g Einwaage 114. Signifikante Unterschiede in der Embryotoxizität wurden nicht festgestellt (P = 0,451, Rangsummentest nach Mann-Whitney).

Das CMC-Coating zeigt in einigen Fällen tendenzielle toxische Effekte auf die Fischembryonen. Im Falle von Sediment 8 stieg die Mortalität gegenüber Sediment 7 sowohl für 3 g als auch für 1 g Einwaage deutlich an, bei gleich bleibender Anzahl ausgewerteter Fischeier. Auch Sediment 6 zeigte verglichen mit Sediment 5 eine stark angestiegene embryotoxische Wirkung für eine vergleichbare Anzahl Fischeier, allerdings nur bei 1 g Sediment. Ein Vergleich der durchschnittlichen Mortalitäten beider Ansätze (ohne CMC: 4,1 %, mit CMC: 7,3 %) in Abhängigkeit der Anzahl ausgewerteter Eier (105 bzw. 109) ergeben für die nicht gecoateten Sedimente (Nr. 1, 3, 5, 7 und 9) durchschnittlich 3,9 als letal geschädigte Embryonen, während die Sedimente mit CMC-Coating (Nr. 2, 4, 6, 8 und 10) bei einer leicht größeren Anzahl ausgewerteter Eier im Mittel bei doppelt so vielen Embryonen (6,7) letale Effekte verursachten. Wenngleich diese Mortalitäten unterhalb des Validitätskriteriums von 10 % liegen und statistische Analysen keinen signifikanten Anstieg letaler Effekte nachweisen konnten (P = 0,394, t-test), sollte in Bezug auf die Verwendbarkeit im Fischei-Kontakttest auf das CMC-Coating verzichtet werden.

Zusammengefasst ergaben die Experimente, dass das Sediment 5 am besten als Kontrollsediment im Fischei-Kontakttest geeignet ist. Ebenfalls verwendbar ist das Sediment 7, da die toxischen Effekte unterhalb des für die Negativkontrolle im Fischei-Test geltenden Validitätskriteriums blieben.

III.7.2.3. Nachtests mit Sediment 7 bei unterschiedlichem Kaolingehalt

Sediment 7 erwies sich zwar im Fischei-Kontakttest als geeignet, verursachte jedoch bei einigen Verbundpartnern in anderen Biotests große Probleme. Als Ursache konnte der Kaolingehalt ermittelt werden. Deshalb wurden Nachtests für das Sediment 7 mit unterschiedlichen Kaolingehalten statt (5 %, 10 %, 20 %) vorgenommen.
In Übereinstimmung der Ergebnisse aus den vorangegangenen Tests mit Sediment 7 bei einem Kaolingehalt von 20 % ergaben die Nachtests für die Mischungen mit geringeren Anteilen Kaolin keine signifikanten Effekte (Abbildung III.7-3). Alle Mischungen sind verwendbar, jedoch scheint die Mortalität geringfügig mit dem Kaolingehalt abzunehmen. Vereinzelt wurden nicht-letale Effekte wie mangelnde Pigmentierung und Ödeme beobachtet.

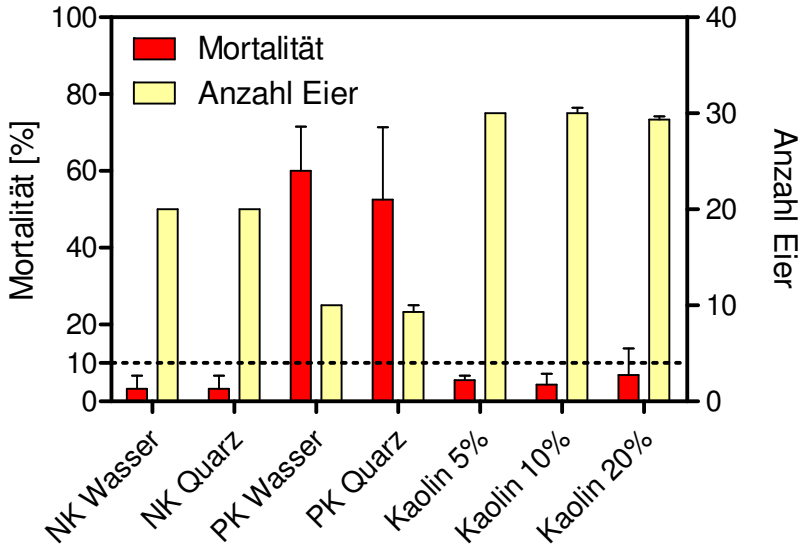


Abbildung III.7-3: Ergebnisse des Fischei-Kontakttests mit Sediment 7 unterschiedlicher Kaolin-Gehalte bei 3 g Einwaage/Well, Auswertung nach 48 h Belastung. Dargestellt ist die Mortalität laut DIN-Kriterien als prozentualer Anteil der Anzahl ausgewerteter Fischeier. Mittelwerte aus je drei Replika mit je 30 Fischeiern. 10% Mortalität nach 48 h gilt als Validitätsgrenze. NK: Negativ-kontrolle, PK: Positivkontrolle.

III.7.2.4. Natürliche Kontrollsedimente

Hinsichtlich der Sedimenteigenschaften sind alle getesteten Sedimente (Anhang A und B) im Fischei-Kontakttest grundsätzlich verwendbar. Keines der Sedimente schwamm stark auf (Tabelle III.7-3) oder bedeckte die Eihülle stark mit Partikeln. Herausragend geeignet sind die Sedimente JO-R, BA-R, AA-R und EB-R.

Zwar waren die Fischeier auf den Sedimenten DM-L, PA-R, PO-L, N1-L und N2-L schwer erkennbar, dennoch konnten ausreichend Eier ausgewertet werden. Die Sedimente DM-L, PA-R und PO-L führten außerdem zu einer starken Sichtbehinderung unter dem Mikroskop, was die Untersuchung auf toxische Effekte erschwerte. Ebenfalls stark sichtbehindernd wirkte das Sediment LW-R.

Embryotoxische Effekte nach DIN wurden sowohl beim Ansatz mit 3 g Sediment pro Well als auch bei Verwendung von nur 1 g pro Well v.a. für das Sediment PA-R beobachtet. Wie die Abbildungen III.7-4 und III.7-5 zeigen, verursachte dieses Sediment bei der Mehrzahl aller ausgewerteten Embryonen letale Effekte während der Entwicklung. Alle anderen verzeichneten Mortalitäten waren kleiner als 10 %, mit Ausnahme der Daten für die Sedimente Starnberg und LO-L, die in jeweils einem Ansatz leicht über 10 % lagen.

Tabelle III.7-3: Beobachtungen zur versuchstechnischen Verwendbarkeit der eingesetzten natürlichen Sedimente.

Sediment	Farbe, Beschaffenheit	im Well	unter dem Mikroskop
ST-L	grau-braun fein, körnig	schwimmt nicht auf Eier erkennbar	Eier gering bedeckt keine Sichtbehinderung
DM-L	dunkelbraun grob, flockig	schwimmt nicht auf Eier schwer erkennbar	Eier nicht bedeckt starke Sichtbehinderung
JO-R	braun fein, körnig	schwimmt nicht auf Eier gut erkennbar	Eier nicht bedeckt keine Sichtbehinderung
BA-R	braun sehr fein, körnig	schwimmt nicht auf Eier gut erkennbar	Eier nicht bedeckt geringe Sichtbehinderung
PA-R	braun-schwarz grob, flockig	schwimmt nicht auf Eier schwer erkennbar	Eier nicht bedeckt starke Sichtbehinderung
PO-L	grau-braun grob, flockig	schwimmt nicht auf Eier schwer erkennbar	Eier gering bedeckt starke Sichtbehinderung
LO-L	dunkelbraun grob, flockig Schwefelgeruch	schwimmt dünn auf Eier erkennbar	Eier gering bedeckt keine Sichtbehinderung
N1-L	schwarz-braun grob, körnig starker Schwefelgeruch	schwimmt nicht auf Eier schwer erkennbar	Eier nicht bedeckt keine Sichtbehinderung
LW-R	braun fein, körnig	schwimmt nicht auf Eier gut erkennbar	Eier nicht bedeckt starke Sichtbehinderung
AA-R	grau-braun fein, flockig	schwimmt nicht auf Eier gut erkennbar	Eier nicht bedeckt keine Sichtbehinderung
EB-R	hellbraun sehr fein, körnig	schwimmt nicht auf Eier gut erkennbar	Eier nicht bedeckt keine Sichtbehinderung
N2-L	hellbraun sehr fein, körnig	schwimmt leicht auf Eier schwer erkennbar	Eier gering bedeckt keine Sichtbehinderung

"im Well" bezeichnet das Verhalten in der 6-Well-Platte und bewertet v.a. die Auffindbarkeit der Eier in Bezug auf die Sedimenteigenschaften. "unter dem Mikroskop" bewertet die Sichtbehinderung durch Sedimentpartikel bei der Auswertung.

Einige Sedimente allerdings bewirkten Störungen der Entwicklung, die zwar nach DIN-Vorschrift nicht als letal gewertet werden, jedoch die Embryonen stark genug beeinflussen könnten, dass sie anfälliger auf toxische Faktoren im Sediment reagieren würden. Solche Störungen in Form von Ödemen, fehlender Pigmentierung der Augen und/oder des Körpers und fehlendem Blutkreislauf bei gut erkennbarem Herzschlag, wurden besonders häufig bei den Sedimenten DM-L und EB-R beobachtet, in geringerer Zahl auch für das Sediment LW-R.

Die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen lagen bei allen Sedimenten oberhalb des für eine unbeeinträchtigte Entwicklung der Zebrafischembryonen als notwendig geltenden Wertes von 2 mg/L (Braunbeck et al. 2005, Hollert et al. 2003). Beobachtete toxische Effekte aufgrund mangelnder Sauerstoffversorgung konnten somit ausgeschlossen werden. Auffällig war jedoch, dass die Wasserphase über dem Sediment DM-L mit 3,82 mg/L (bei 3 g Sediment pro Well) bzw. 3,53 mg/L (bei 1 g Sediment pro Well) eine der geringsten gemessenen Sauerstoffkonzentrationen aufwies (Tabelle III.7-4).

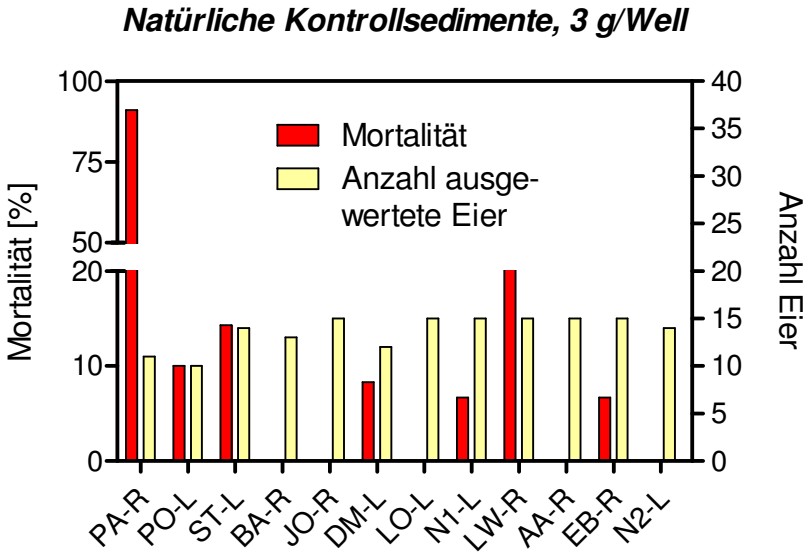


Abbildung III.7-4: Ergebnisse des Fischei-Kontakttests mit natürlichen Kontrollsedimenten bei 3 g Einwaage/Well, Auswertung nach 48 h Belastung. Dargestellt ist die Mortalität laut DIN-Kriterien als prozentualer Anteil der Anzahl ausgewerteter Fischeier.

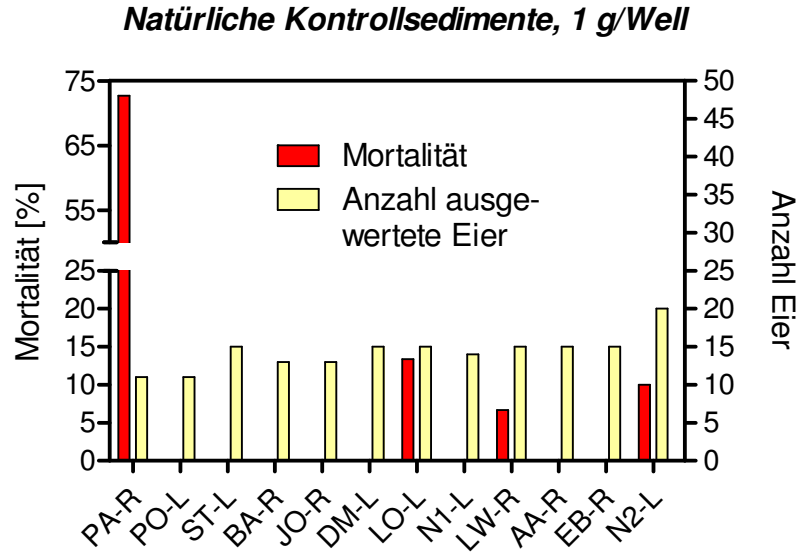


Abbildung III.7-5: Ergebnisse des Fischei-Kontakttests mit natürlichen Kontrollsedimenten bei 1 g Einwaage/Well, Auswertung nach 48 h Belastung. Dargestellt ist die Mortalität laut DIN-Kriterien als prozentualer Anteil der Anzahl ausgewerteter Fischeier.

Für die Sedimente EB-R und LW-R, die wie DM-L nicht letal gewertete Effekte verursachten, konnte ein Zusammenhang mit niedriger Sauerstoffkonzentration aber nicht bestätigt werden. Zudem muss erwähnt werden, dass die Sauerstoffmessung für alle Sedimente aus 2005 noch mit einer herkömmlichen Sauerstoffelektrode durchgeführt wurden, während für die 2006er Sedimente das neue fiberoptische Mikrosensormessgerät Verwendung fand.
Wie in Tabelle III.7-4 sehr gut zu sehen, hat die Sedimentmenge nur einen geringen und vernachlässigbaren Einfluss auf die Sauerstoffversorgung. Lediglich LW-R zeigte deutliche Unterschiede zwischen 1 g und 3 g Sediment pro Well. Auch hier war die Konzentration aber deutlich über dem Schwellenwert von 2 mg/L.
Durch die Einzelmessungen wurde beobachtet, dass die Sauerstoffkonzentrationen mit dem gleichen Sediment von Well zu Well innerhalb eines Testansatzes stark schwanken kann. Der Konzentrationsbereich erstreckte sich in manchen Fällen über mehrere Milligramm pro Liter. Beobachtete Effekte bei den Fischembryonen in einzelnen Wells ließen sich aber nicht eindeutig mit niedrigeren Sauerstoffkonzentrationen in Verbindung bringen.

Tabelle III.7-4: Gemessene Sauerstoffkonzentrationen in der Wasserphase über den getesteten Sedimenten, nach 24 h und 48 h Belastung. Dargestellt ist das Mittel aus 3 Einzelmessungen (1 je Well). Die Sauerstoffkonzentrationen der Negativkontrollen lagen bei 7 ± mg/L.

Sediment	Sauerstoff [mg/L]		Sediment	Sauerstoff [mg/L]	
	1 g	3 g		1 g	3 g
PA-R	3,71	3,53	LO-L	7,7	7,4
PO-L	4,02	3,62	N1-L	8,6	7,7
ST-L	4,61	3,67	LW-R	7,4	5,0
BA-R	4,27	3,61	AA-R	8,7	7,8
JO-R	4,23	3,59	EB-R	7,2	7,3
DM-L	3,53	3,82	N2-L	9,0	8,9

Die Sedimente PO-L, ST-L, DM-L, N1-L und EB-R bewirkten im Ansatz mit 3 g Sediment pro Well Mortalitäten, die bei 1 g Einwaage nicht mehr festzustellen waren. Allerdings waren die letal gewerteten Effekte nur bei ST-L so häufig, dass von einer signifikanten Wirkung ausgegangen werden kann (> 10 %). Alle anderen Mortalitäten blieben unter dem Validitätskriterium.
Im Ansatz mit 3 g Sediment erreichte die durchschnittliche Mortalität 13,6 %, während bei 1 g Sediment im Mittel nur 8,6 % der Fischembryonen letale Schädigungen aufwiesen. Damit liegt die mittlere Mortalität mit 3 g Einwaage sogar über dem Toleranzwert von 10 %. Bezogen auf die Anzahl ausgewerteter Eier ergeben sich für den Ansatz mit 3 g Sediment 8,3 letal geschädigte Embryonen (164 auswertete Fischeier) und für den Ansatz mit 1 g Sediment 5,1 Embryonen mit letalen Effekten (167 ausgewertete Fischeier).
Diese Beobachtungen weisen auf einen Einfluss der Sedimentmenge hin und sollten bei der Verwendung der Kontrollsedimente gegebenenfalls berücksichtigt werden.

III.7.2.5. Nachtests zur Verifizierung der natürlichen Kontrollsedimente

Im Verbund wurde nach einem Vergleich der Ergebnisse der anderen Verbundpartner beschlossen, die Sedimente LO-L und AA-R als zukünftige natürliche Kontrollsedimente einzusetzen. Aus diesem Grund wurden Nachtests zur nochmaligen Verifizierung der Eignung dieser Sedimente im Fischei-Kontakttest durchgeführt. Dabei wurden die für LO-L gefundenen leichten Effekte auf ihre Reproduzierbarkeit überprüft und die Eignung des Sediments AA-R in zwei unabhängigen Replikaten bestätigt.
Die Nachtests mit den beiden im Verbund ausgewählten Kontrollsedimenten LO-L und AA-R bestätigten die Eignung der Proben als gering belastete natürliche Kontrollen (Abbildung III.7-6). Die zuvor beobachtete leichte Entwicklungsverzögerung v.a. durch LO-L trat z.T. erneut auf, wie auch vermehrt fehlende Pigmentierung am Körper der Embryonen. Diese Effekte gelten allerdings nach DIN nicht als letal und müssen lediglich bei Verwendung der Kontrollsedimente als Hintergrund (Blindwert) berücksichtigt werden.

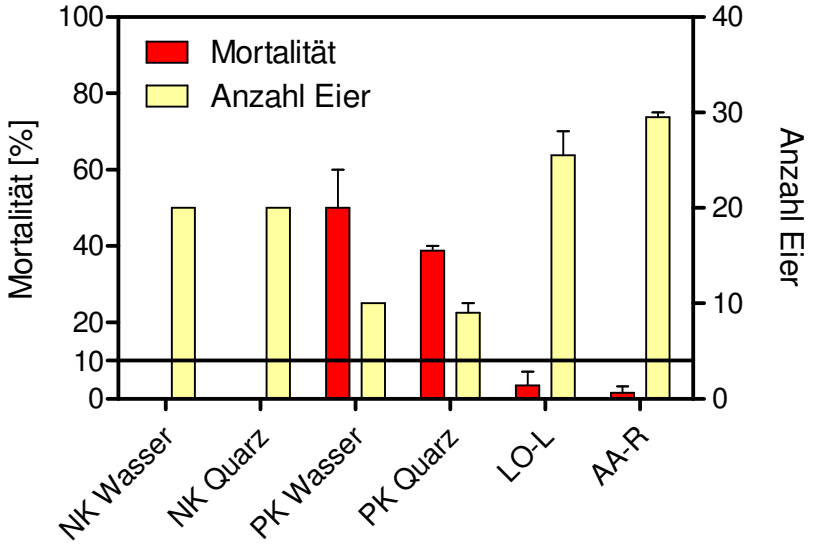


Abbildung III.7-6: Ergebnisse des Fischei-Kontakttests mit den Sedimenten LO-L und AA-R bei 3 g Einwaage/Well, Auswertung nach 48 h Belastung. Dargestellt ist die Mortalität laut DIN-Kriterien als prozentualer Anteil der Anzahl ausgewerteter Fischeier. Mittelwerte aus je zwei Replika mit je 30 Fischeiern. 10% Mortalität nach 48 h gilt als Validitätsgrenze. NK: Negativkontrolle, PK: Positivkontrolle.

III.7.2.6. Zusammenfassung zu Kontrollsedimenten

Tabelle III.7-5 fasst nochmals die Ergebnisse hinsichtlich technischer und ökotoxikologischer Verwendbarkeit der künstlichen und natürlichen Kontrollsedimente im Sedimentkontakttest mit Eiern des Zebrafisches *Danio rerio* zusammen. Als am besten geeignet erwiesen sich demnach das Sediment 5 sowie die Sedimente BA-R und JO-R. Ebenfalls geeignet sind das Sediment 7 und das Sediment 4 als künstliche sowie LO-L und AA-R als natürliche Kontrollsedimente. Allerdings sollte auf das mit CMC gecoatete Sediment nach Möglichkeit verzichtet werden, da Hinweise gefunden wurden, dass CMC eine leicht toxische Wirkung auf die Fischeier entfalten kann.

Tabelle III.7-5: Zusammenfassung der Ergebnisse hinsichtlich technischer und ökotoxikologischer Verwendbarkeit der künstlichen und natürlichen Kontrollsedimente im Sedimentkontakttest mit Eiern des Zebrafisches *Danio rerio*.

Sediment	technisch geeignet	ökotox. geeignet	als Kontrollsediment
Sediment 7	+	+	+
Sediment 8	++	-	-
Sediment 9	(+)	+	(+)
Sediment 10	-	(+)	-
Sediment 1	(+)	(+)	(+)
Sediment 2	-	+	-
Sediment 3	-	++	-
Sediment 4	+	++	+
Sediment 5	++	++	++
Sediment 6	-	+	-
PA-R	-	-	-
PO-L	-	(+)	-
ST-L	+	-	-
BA-R	++	++	++
JO-R	++	++	++
DM-L	-	-	-
LO-L	+	+	+
N1-L	(+)	+	(+)
LW-R	++	-	-
AA-R	++	+	+
EB-R	++	-	-
N2-L	(+)	(+)	(+)

(+), +, ++ : schwach, mittel, stark geeignet; - : nicht geeignet

Im Verbund wurde nach einem Vergleich der Ergebnisse der anderen Verbundpartner beschlossen, das Sediment 7 sowie die Sedimente LO-L und AA-R als zukünftige Kontrollsedimente einzusetzen. Aus diesem Grund wurden diese Sedimente in Nachtests nochmals auf ihre Eignung hin im Fischei-Kontakttest überprüft. Dabei wurden die Ergebnisse für AA-R bestätigt und auch die grundsätzliche Verwendbarkeit von LO-L konnte untermauert werden. Aufgetretene leichte Entwicklungsverzögerungen und subletale Effekte gelten nach DIN nicht als letal.

Das Sediment 7 erwies sich zwar im Fischei-Kontakttest als geeignet, verursachte jedoch bei einigen Verbundpartnern in anderen Biotests große Probleme. Als Ursache konnte der Kaolingehalt ermittelt werden. In Nachtests wurde daher das Sediment 7 mit unterschiedlichen Kaolingehalten (5 %, 10 %, 20 %) nochmals untersucht. Es zeigte sich das alle drei Formulie-

rungen für den Fischei-Kontakttest geeignet sind. Nur vereinzelt wurden subletale Effekte beobachtet.

III.7.3 Untersuchung aufdotierter natürlicher und künstlicher Sedimente

Ein Hauptproblem bei der Durchführung des Sedimentkontakttests mit Fischeiern ist die Wiederfindung der Eier nach der Exposition. Je nach Beschaffenheit und Farbe des Sediments sind die Eier jedoch nur schwer oder auch gar nicht wiederauffindbar. Dies ist insbesondere dann kritisch, wenn die Eier mehrere Tage hintereinander untersucht und ausgewertet werden sollen, da in diesem Fall die Embryonen nur temporär vom Sediment genommen werden dürfen und dieses nicht verworfen werden kann. Im gegenwärtigen Verbundprojekt wird der Fischei-Test allerdings nach der DIN-Vorschrift für den akuten Fischei-Test in der Abwasserbewertung durchgeführt (DIN 38415-T6). Daher müssen die Eier nur einmal – nach 48 h – ausgewertet werden. Dementsprechend wurde nach Verfahren gesucht, mit welchen die Eier auf einfache Weise vom Sediment getrennt werden können, um anschließend alle eingesetzten Embryonen auswerten zu können und so Unsicherheiten in den Ergebnissen aufgrund geringer Eizahlen zu vermeiden.

Zu Beginn der im Folgenden behandelten Experimente wurden die Fischeier noch auf herkömmliche Weise durch simples Absuchen der Sedimentoberfläche eingesammelt. Im weiteren Verlauf wurden dann Versuche mit LUDOX® – kolloidaler Kieselerde (Silica; Sigma-Aldrich, Deisenhofen) – durchgeführt (Burgess 2001). Diese Mischung hat eine Dichte von 1,4 g/cm^3. Da das Sediment schwerer ist während die Fischeier eine geringere Dichte aufweisen, legt sich LUDOX® als Phase auf die Sedimentoberfläche und schwemmt die Fischeier auf. Diese Vorgehensweise ermöglicht es nun, auch in dunklen und sehr flockigen Sedimenten die meisten eingesetzten Fischeier wiederzufinden.

III.7.3.1. Durchführung

Alle Tests wurden wenn möglich (Verfügbarkeit von Fischeiern) in 3 unabhängigen Ansätzen durchgeführt. Bei einigen Experimenten konnten jedoch nur zwei Ansätze realisiert werden bzw. war ein Ansatz nicht valide (Negativkontrolle zeigte > 10 % Effekte). Auf wie vielen dieser Replika die dargestellten Daten beruhen ist jeweils in den Abbildungsunterschriften erwähnt.

III.7.3.2. Range finding zu dotierten Sedimenten

Die Dotierung der Kontrollsedimente AA-R und Sediment 7 für das range finding gibt Tabelle III.7-6 wieder (spacing factor: 10).

Tabelle III.7-6: Konzentrationen der Dotierungen für das range finding mit natürlichem und künstlichem Sediment.

Substanz	Konz 1 [mg/kg]	Konz 2 [mg/kg]	Konz 3 [mg/kg]	Konz 4 [mg/kg]	Konz 5 [mg/kg]
Zink	4750	475	47,5	4,75	0,475
Nickel	3400	340	34	3,4	0,34
Kupfer	2250	225	22,5	2,25	0,225
Cadmium	15	1,5	0,15	0,015	0,0015
Org. Substanzen	100	10	1	1	0,1

III.7.3.2.1. Range finding zu dotierten, natürlichen Sedimenten

Wie durch Abbildung III.7-7 gezeigt, waren die Schwermetalle für den Fischei-Kontakttest zu niedrig konzentriert. Lediglich in der höchsten Konzentration konnten Effekte festgestellt werden. Da die einzelnen Konzentrationen sich um den Faktor 10 unterscheiden erfolgte hier gleich ein Anstieg auf 100 % Mortalität. Das Toxizitätsfenster mit dem Schwellenwert für im Fischei-Kontakttest detektierbare Schwermetalle liegt demnach zwischen Konzentration 1 und Konzentration 2 (siehe Tabelle III.7-6).

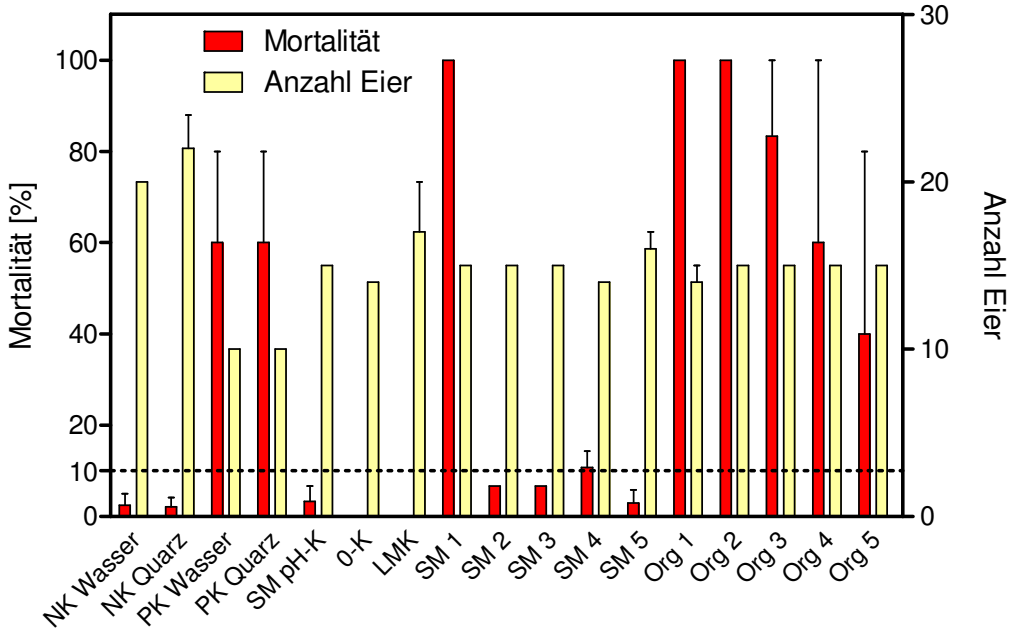


Abbildung III.7-7: Ergebnisse des Fischei-Kontakttests für die Range finding-Versuche mit dotiertem, natürlichem Sediment (AA-R), bei 3 g Einwaage/Well, Auswertung nach 48 h Belastung. Dargestellt ist die Mortalität laut DIN-Kriterien als prozentualer Anteil der Anzahl ausgewerteter Fischeier. Mittelwerte aus je zwei Replika mit je 15 Fischeiern. 10% Mortalität nach 48 h gilt als Validitätsgrenze. SM: Schwermetalle, Org: organische Substanzen, SM pH-K: pH-Kontrolle für Schwermetalle, 0-K: Null-Kontrolle, LMK: Lösemittelkontrolle, NK: Negativkontrolle, PK: Positivkontrolle.

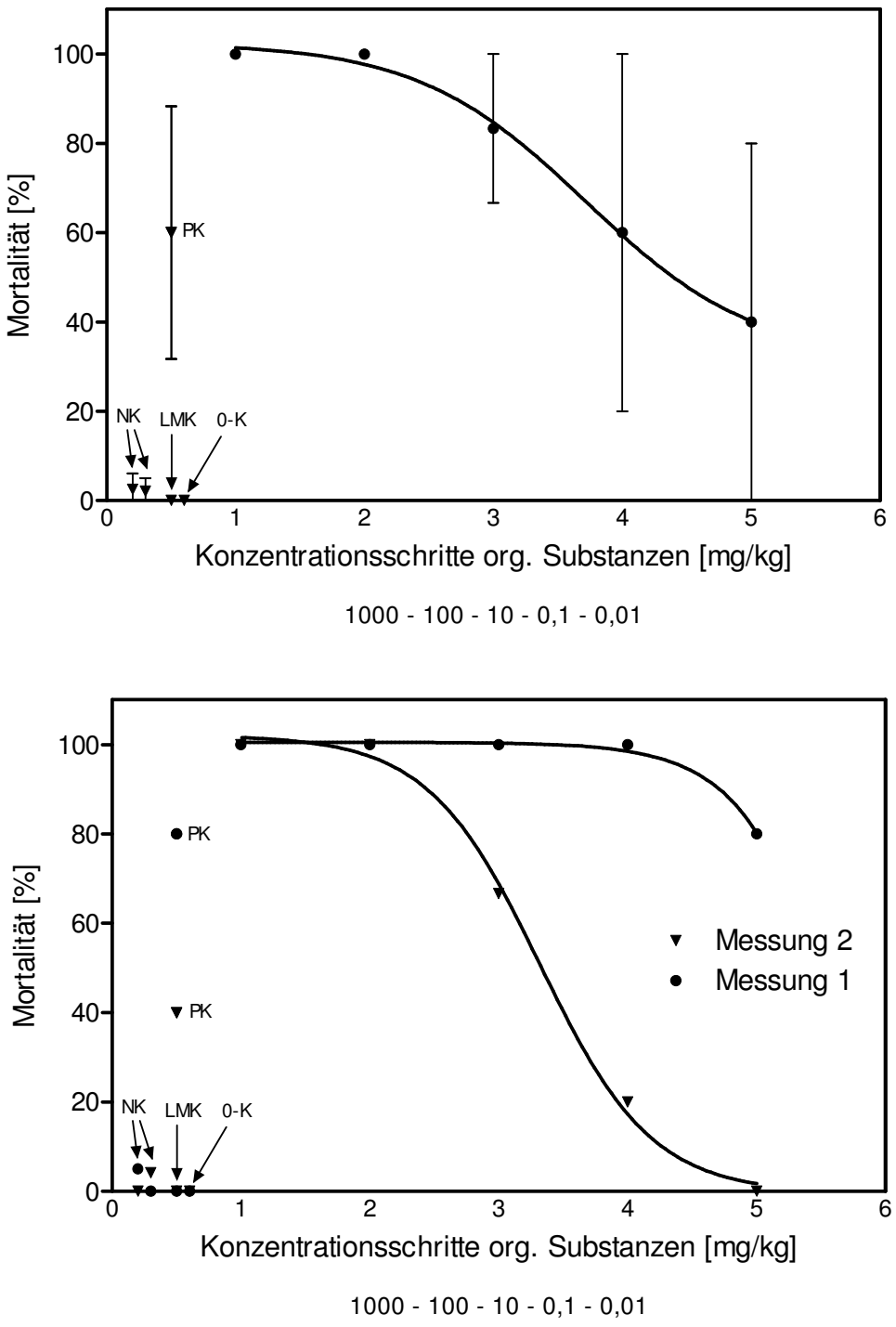


Abbildung III.7-8: **Dosis-Wirkungskurven für die Range finding-Versuche mit dotiertem, natürlichem Sediment, organische Substanzen. Dargestellt ist die Mortalität laut DIN-Kriterien als prozentualer Anteil der Anzahl ausgewerteter Fischeier. Mittelwerte aus je zwei Replika mit je 15 Fischeiern. 10% Mortalität nach 48 h gilt als Validitätsgrenze. 0-K: Null-Kontrolle, LMK: Lösemittelkontrolle, NK: Negativkontrolle, PK: Positivkontrolle.**

Für die organischen Substanzen konnte zwar eine Dosis-Wirkungsbeziehung festgestellt werden, jedoch zeigten die aus zwei Versuchsansätzen ermittelten Werte große Unterschiede. Während Ansatz 1 nur geringe Effekte lieferte, konnten im zweiten Ansatz sehr hohe Mortali-

täten ermittelt werden (Abbildung III.7-8). Der daraus resultierende mittlere Kurvenverlauf belegt die Abschätzung der geeigneten Substanzkonzentrationen für den Hauptversuch mit einer gewissen Unsicherheit.

III.7.3.2.2. Range finding zu dotierten, künstlichen Sedimenten

Die Ergebnisse für die Schwermetalldotierungen (Abbilung III.7-9) sind vergleichbar mit jenen aus dem range finding für das dotierte natürliche Sediment. Auch hier liegt das Toxizitätsfenster zwischen den Konzentrationen 1 und 2.

Die Daten für die organischen Substanzen im künstlichen Sediment waren sehr viel eindeutiger als zuvor beim natürlichen Sediment (Abbildung III.7-9). Bis einschließlich Konzentration 2 zeigten alle eingesetzten Embryonen letale Effekte, ab Konzentration 3 waren die Effekte nur noch schwach, aber weiterhin signifikant (> 10 %). Das Toxizitätsfenster lag demnach zwischen 100 und 10 mg/kg Substanz.

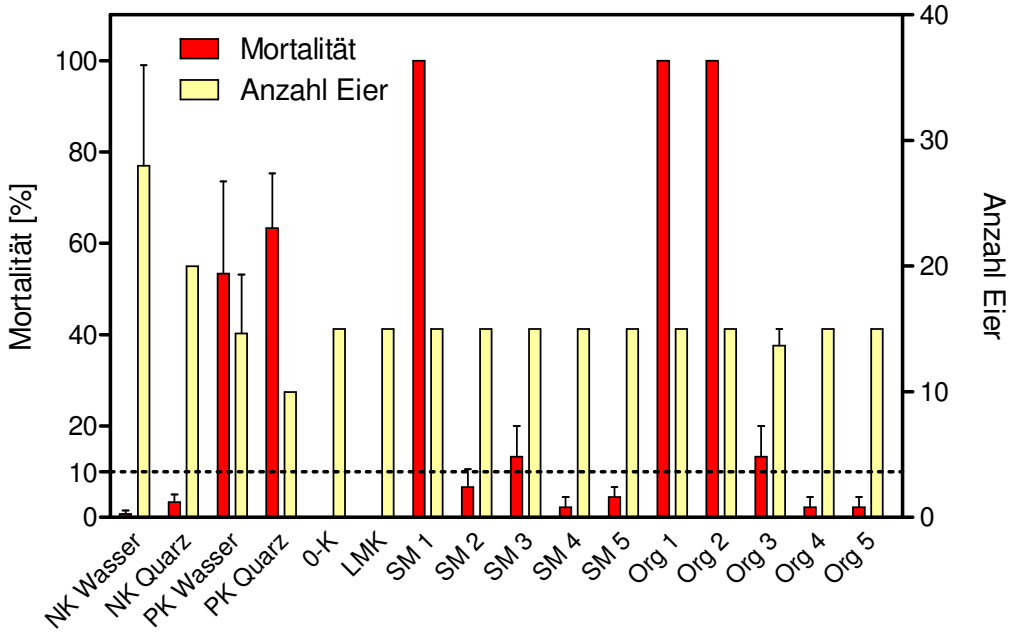


Abbildung III.7-9: Ergebnisse des Fischei-Kontakttests für die Range finding-Versuche mit dotiertem Sediment 7, bei 3 g Einwaage/Well, Auswertung nach 48 h Belastung. Dargestellt ist die Mortalität laut DIN-Kriterien als prozentualer Anteil der Anzahl ausgewerteter Fischeier. Mittelwerte aus je drei Replika mit je 15 Fischeiern. 10% Mortalität nach 48 h gilt als Validitätsgrenze. SM: Schwermetalle, Org: organische Substanzen, 0-K: Null-Kontrolle, LMK: Lösemittelkontrolle, NK: Negativkontrolle, PK: Positivkontrolle.

III.7.3.3. Hauptversuch zu dotierten Sedimenten

Aufgrund der Erkenntnisse aus dem range finding wurden die Dotierungskonzentrationen für den Hauptversuch gemäß Tabelle III.7-7 festgelegt. Zusätzlich, um der Unsicherheit aus der Abschätzung Rechnung zu tragen, wurde für das natürliche Sediment noch eine "Konzentration 0" von 100 mg/kg organische Substanzen mitgetestet.

Tabelle III.7-7: Konzentrationen der Dotierungen für den Hauptversuch mit natürlichem und künstlichem Sediment (mg/kg)

Substanz	Konz 1	Konz 2	Konz 3	Konz 4	Konz 5
natürliches Sediment					
Zink	4750	2375	1187,5	593,75	296,875
Nickel	3400	1700	850	425	212,5
Kupfer	2250	1125	562,5	281,25	140,625
Cadmium	15	7,5	3,75	1,875	0,9375
Org. Substanzen	1	0,2	0,04	0,008	0,0016
künstliches Sediment					
Zink	4750	1581,75	527,25	175,75	58,425
Nickel	3400	1132,2	377,4	125,8	41,82
Kupfer	2250	749,25	249,75	83,25	27,675
Cadmium	15	4,995	1,665	0,555	0,1845
Org. Substanzen	11,1	3,7	1,23	0,41	0,14

III.7.3.3.1. Hauptversuch zu dotierten natürlichen Sedimenten

Trotz einer relativ sicheren Eingrenzung des Toxizitätsfensters mittels der Daten aus dem range finding konnte für die Schwermetalldotierung keine gut aufgelöste Dosis-Wirkungs-Beziehung ermittelt werden (Abbildung III.7-10). Lediglich die Embryonen in der höchsten Konzentration zeigten wie zuvor 100 % Mortalität. Das Toxizitätsfenster für die verwendeten Schwermetalle im Fischei-Kontakttest scheint demnach sehr eng und liegt zwischen 100 % und 50 % der maximalen Sedimentkonzentration der eingesetzten Schwermetalle.

Bezüglich der organischen Substanzen konnten nur für die zusätzliche Konzentration 0 Effekte auf die Fischembryonen festgehalten werden. Offenbar lieferte Ansatz 2 beim range finding die richtigeren Werte.

In Absprache mit der Koordination des Gesamtverbundprojektes wurde zur Ermittlung einer eindeutigeren Dosis-Wirkungs-Beziehung mit Konzentration 0 und der Lösungsmittelkontrolle eine neuen Verdünnungsreihe erstellt (spacing factor 3, Tabelle III.7-8).

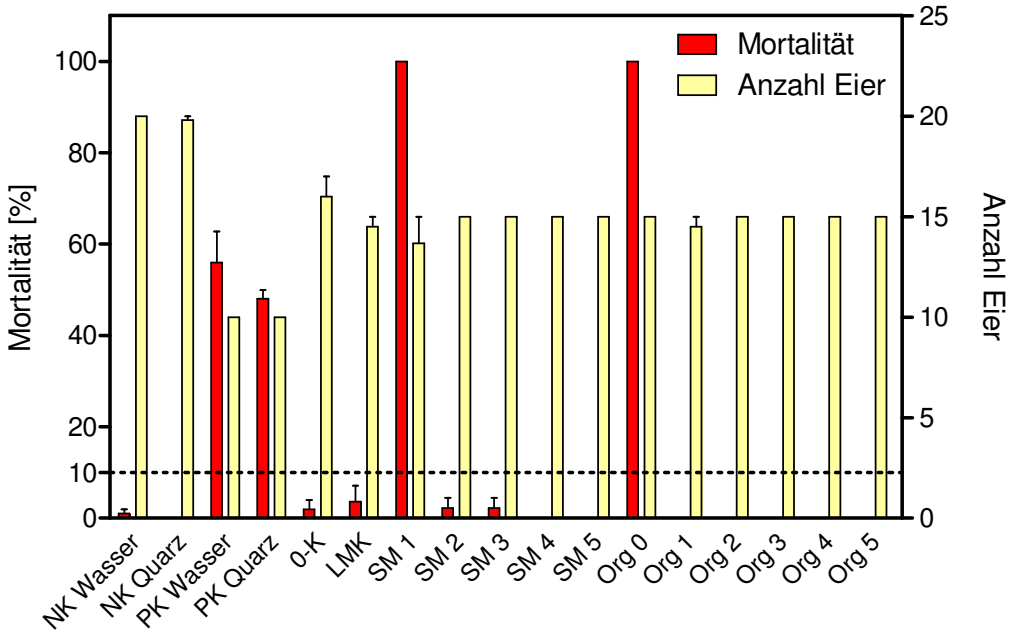


Abbildung III.7-10: Ergebnisse des Fischei-Kontakttests für den Hauptversuch mit dotiertem, natürlichem Sediment (AA-R), bei 3 g Einwaage/Well, Auswertung nach 48 h Belastung. Dargestellt ist die Mortalität laut DIN-Kriterien als prozentualer Anteil der Anzahl ausgewerteter Fischeier. Mittelwerte aus je drei (SM) bzw. zwei (Org) Replika mit je 15 Fischeiern. 10% Mortalität nach 48 h gilt als Validitätsgrenze. SM: Schwermetalle, Org: organische Substanzen, 0-K: Null-Kontrolle, LMK: Lösemittelkontrolle, NK: Negativkontrolle, PK: Positivkontrolle.

Tabelle III.7-8: Konzentrationen der Dotierungen für die Verdünnungsreihe mit organischen Substanzen mit natürlichem Sediment (mg/kg).

Konzentration 1	20
Konzentration 2	6,67
Konzentration 3	2,22
Konzentration 4	0,74
Konzentration 5	0,25

Wie Abbildung III.7-11 zeigt, lieferte dieser Nachtest zwar nicht den erwünschten Kurvenverlaufen, aber das Toxizitätsfenster konnte weiter eingegrenzt werden. Es liegt laut der erhobenen Daten zwischen 6,67 und 2,22 mg/kg der eingesetzten organischen Substanzen.

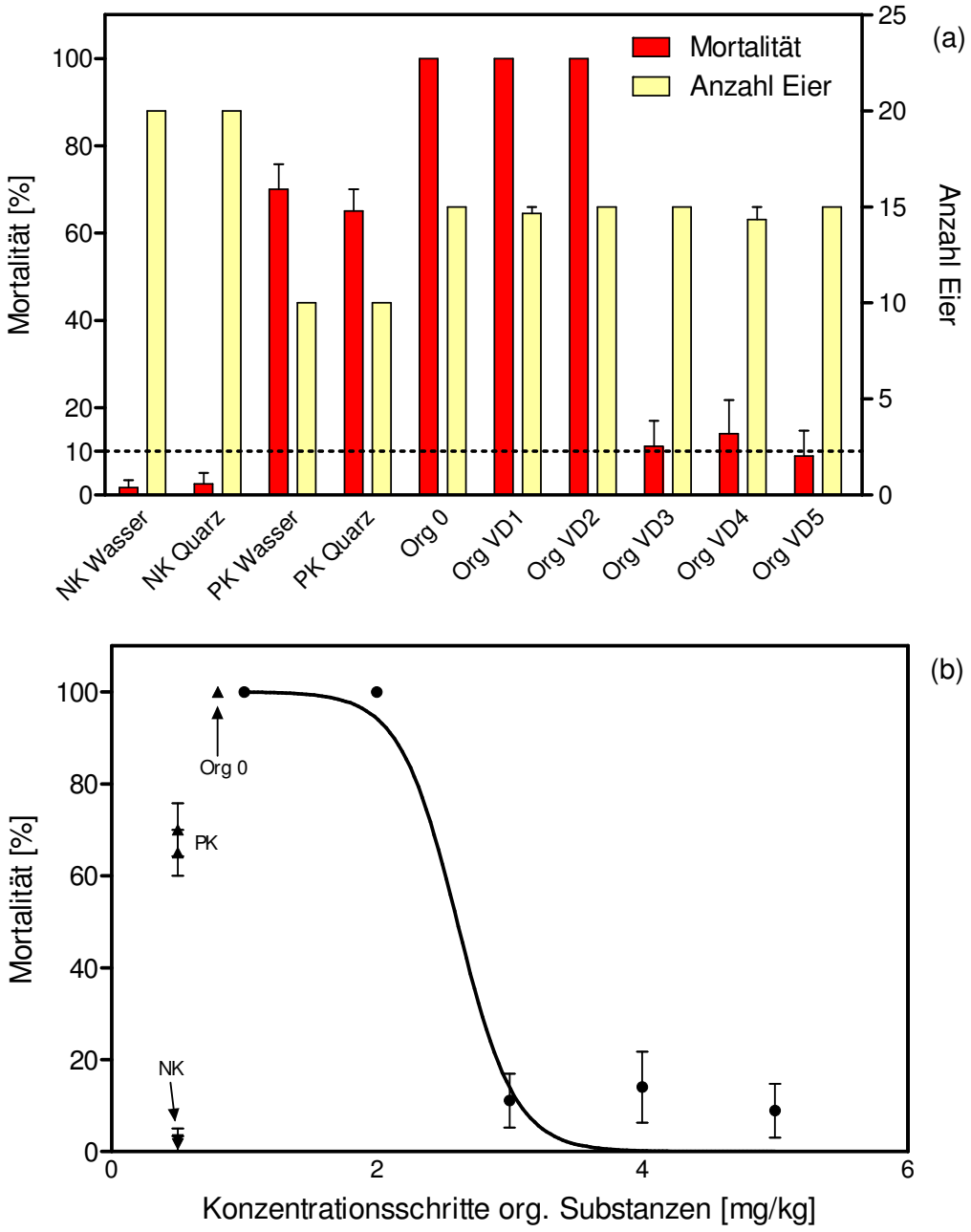


Abbildung III.7-11: Ergebnisse des Fischei-Kontakttests für die nachträglich erstellte Verdünnungsreihe von mit organischen Substanzen dotiertem, natürlichem Sediment (AA-R), bei 3 g Einwaage/Well, Auswertung nach 48 h Belastung. (a) Effektwerte, (b) Dosis-Wirkungsbeziehung. Dargestellt ist die Mortalität laut DIN-Kriterien als prozentualer Anteil der Anzahl ausgewerteter Fischeier. Mittelwerte aus je drei Replika mit je 15 Fischeiern. 10% Mortalität nach 48 h gilt als Validitätsgrenze. Org VD: Verdünnungsschritte, NK: Negativkontrolle, PK: Positivkontrolle. Org 0 wurde einmalig zur Kontrolle mitgetestet.

III.7.3.3.2. Hauptversuch zu dotierten, künstlichen Sedimenten

Auch für das Sediment 7 konnten keine kontinuierlichen Dosis-Wirkungs-Beziehungen ermittelt werden. Sowohl Schwermetalle als auch organische Substanzen verursachten jeweils in den beiden höchsten Konzentrationen 100 % Mortalität bei den Fischembryonen (Abbildung III.7-12), während die nächst niedrigere Konzentration keine signifikanten Effekte mehr lieferte. Das Toxizitätsfenster für die eingesetzten Schwermetalle im künstlichen Sediment liegt demnach zwischen 33,3 % und 11,1 % der maximalen Sedimentkonzentration. Auf die eingesetzten organischen Substanzen reagieren Zebrafischembryonen im Bereich von 3,7 und 1,23 mg/kg im Sediment 7.

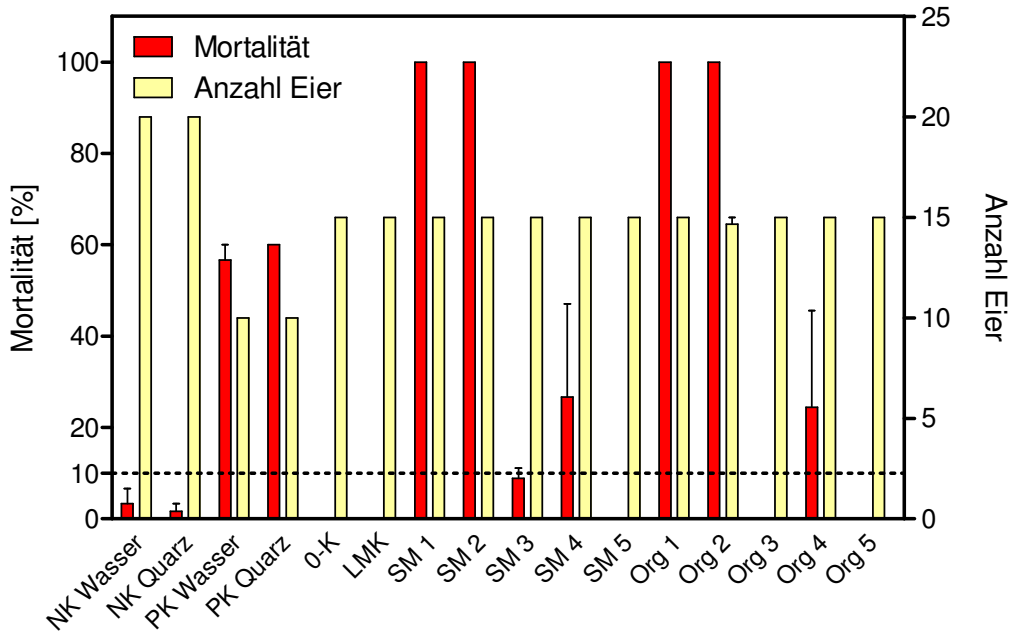


Abbildung III.7-12: Ergebnisse des Fischei-Kontakttests für den Hauptversuch mit dotiertem Sediment 7, bei 3 g Einwaage/Well, Auswertung nach 48 h Belastung. Dargestellt ist die Mortalität laut DIN-Kriterien als prozentualer Anteil der Anzahl ausgewerteter Fischeier. Mittelwerte aus je drei Replika mit je 15 Fischeiern. 10% Mortalität nach 48 h gilt als Validitätsgrenze. SM: Schwermetalle, Org: organische Substanzen, 0-K: Null-Kontrolle, LMK: Lösemittelkontrolle, NK: Negativkontrolle, PK: Positivkontrolle.

III.7.3.4. Zusammenfassung zu den dotierten Sedimenten

Durch die Dotierungsversuche mit natürlichem und künstlichem Sediment konnten für die eingesetzten Schwermetalle und organischen Substanzen Toxizitätsfenster und dazugehörige Schwellenwerte ermittelt werden (Tabelle III.7-9).

Tabelle III.7-9: Ermittelte Toxizitätsfenster und Schwellenwerte für die eingesetzten Schwermetalle und organischen Substanzen in natürlichem und künstlichem Sediment im Fischei-Kontakttest.

	Schwermetalle	organische Substanzen
künstliches Sediment	11,1 % bis 33,3 % [#]	1,23 mg/kg bis 3,7 mg/kg
natürliches Sediment	50 % bis 100 % [#]	2,22 mg/kg bis 6,67 mg/kg

[#] der maximalen Sedimentkonzentration

Offensichtlich wird die Bioverfügbarkeit der eingesetzten Substanzen durch Eigenschaften bestimmt, die lediglich im natürlichen Sediment vorzufinden sind. Dazu zählt eine komplexe organische Matrix – v.a. Huminstoffe – und der Biofilm um die Sedimentpartikel. Zwar enthält Sediment 7 mit Torf eine Kohlenstoffquelle, doch konnte aufgrund des vergleichsweise jungen Alters dieser künstlichen Mischung noch keine komplexe Matrix durch Ab- und Umbauprozesse gebildet werden. Künstliches Sediment ist also nur bedingt geeignet, um den Einfluss partikelgebundener Schadstoffe auf die Entwicklung von Zebrafischembryonen zu untersuchen. Die bessere Vergleichbarkeit der Ansätze durch eine Reduktion des Systems "Sediment" auf eine überschaubare Anzahl Komponenten, die garantierte Freiheit von unbekannten Kontaminanten und die erwartete gute Reproduzierbarkeit als Folge der standardisierten Herstellung wird erkauft durch einen Verlust an Relevanz für die Situation vor Ort. Kontakttests haben gegenüber anderen In vitro-Testsystemen den großen Vorteil, dass sie mit natürlichen Proben durchgeführt werden und somit einen Teil des artifiziellen Charakters wieder ausgleichen. Durch Verwendung von künstlichen Sedimenten wird dieser Vorteil erheblich verringert. Natürliche Sedimente sind demnach zu bevorzugen.

III.7.4 Untersuchung natürlicher belasteter Sedimente

III.7.4.1. Screening zur Auswahl natürlicher belasteter Sedimente

Von den 6 Sedimenten der 1. Charge (Versuch 1) zu untersuchender Proben hatten DÖ-R und TS-L die stärksten Effekte auf die sich entwickelnden Fischembryonen (Abbildung III.7-13). CA-R zeigte eine schwächere Wirkung, und AE-R war zwar noch eindeutig wirksam, aber in nur sehr geringem Umfang. Die Kontrollsedimente Sediment 7 mit 5 % Kaolin sowie AA-R konnten als untoxisch bestätigt werden. Das zweite natürliche Kontrollsediment LO-L dagegen hatte signifikante embryotoxische Wirkung auf die Fischeier. Dieses Ergebnis steht jedoch im Einklang mit vorhergehenden Experimenten, bei welchen LO-L gegenüber AA-R als das toxischere Sediment charakterisiert wurde.

Bei Testung der 2. Charge (Versuch 2) natürlicher, belasteter Sedimente machten massive Entwicklungsverzögerungen eine eindeutige Auswertung unmöglich. In Abbildung III.7-14 sind daher die Effektdaten mit und ohne Unterentwicklung (UT) als Letalitätskriterium dargestellt.

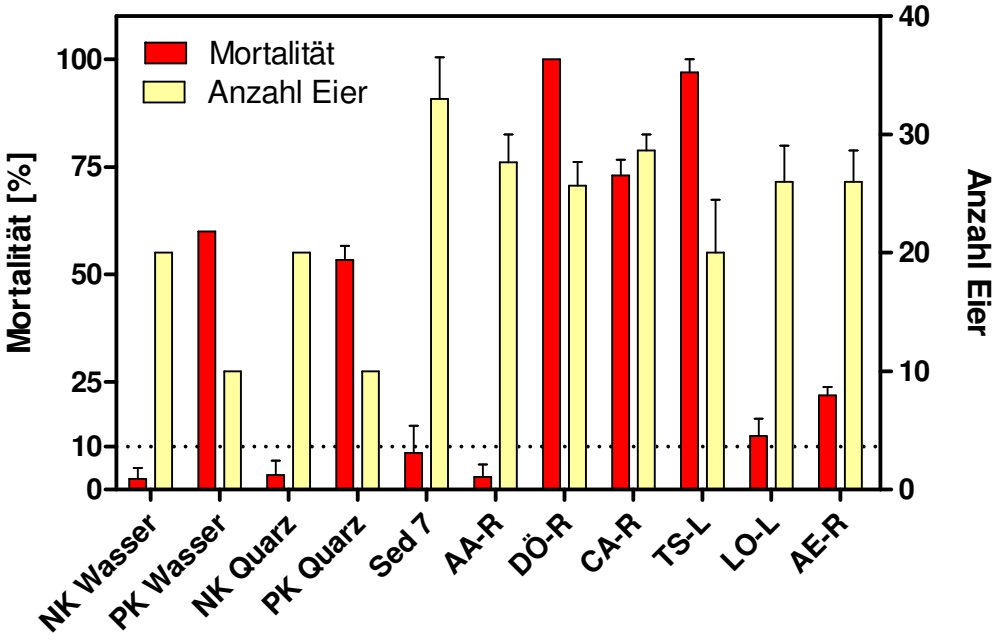


Abbildung III.7-13: Ergebnisse des Fischei-Kontakttests für die Vorauswahl der natürlichen, belasteten Sedimente, Versuch 1, bei 3 g Einwaage/Well, Auswertung nach 48 h Belastung. Dargestellt ist die Mortalität laut DIN-Kriterien als prozentualer Anteil der Anzahl ausgewerteter Fischeier. Mittelwerte aus je drei Replika mit je 30 Fischeiern. 10% Mortalität nach 48 h gilt als Validitätsgrenze. NK: Negativkontrolle, PK: Positivkontrolle.

Nach DIN-Kriterien ist SW-R die toxischste Probe, gefolgt von TK-R. ZE-R, KO-R und HU-R sind weniger toxisch, hatten aber noch deutliche Effekte auf die Fischeier, SZ-R und HH-R waren nur schwach wirksam. PZ-R und FK-R liegen zumindest mit dem Mittelwert unterhalb des Validitätskriteriums von 10 %. Die drei Proben aus HS-R, ÖP-R und SH-R stellten sich als untoxisch heraus.

Durch Hinzunahme von Unterentwicklung als Letalitätskriterium erzeugen neben SW-R auch FK-R, HS-R, TK-R und HH-R 100 % Mortalität. PZ-R, HU-R, KO-R und ÖP-R gelten dann ebenfalls als stark, ZE-R und SZ-R als mittelmäßig toxisch. Lediglich SH-R hatte keinerlei entwicklungsverzögernden Einfluss auf die Zebrafischembryonen und bleibt in allen Ansätzen vollends wirkungslos.

Anhand der erhobenen Daten wurden die Sedimente TK-R, HU-R, ZE-R, KO-R, FK-R, HH-R und PZ-R für die weiteren Untersuchungen vorgeschlagen. Diese Proben verursachten sowohl letale Effekte nach den DIN-Kriterien als auch Entwicklungsverzögerungen.

Das Sediment SW-R war aufgrund seiner Färbung für die geplanten Untersuchungen ungeeignet, selbst durch Aufschwämmen mit LUDOX® konnten viele Fischeier nicht wiedergefunden werden. Es wurde daher in den Vorschlag nicht miteinbezogen.

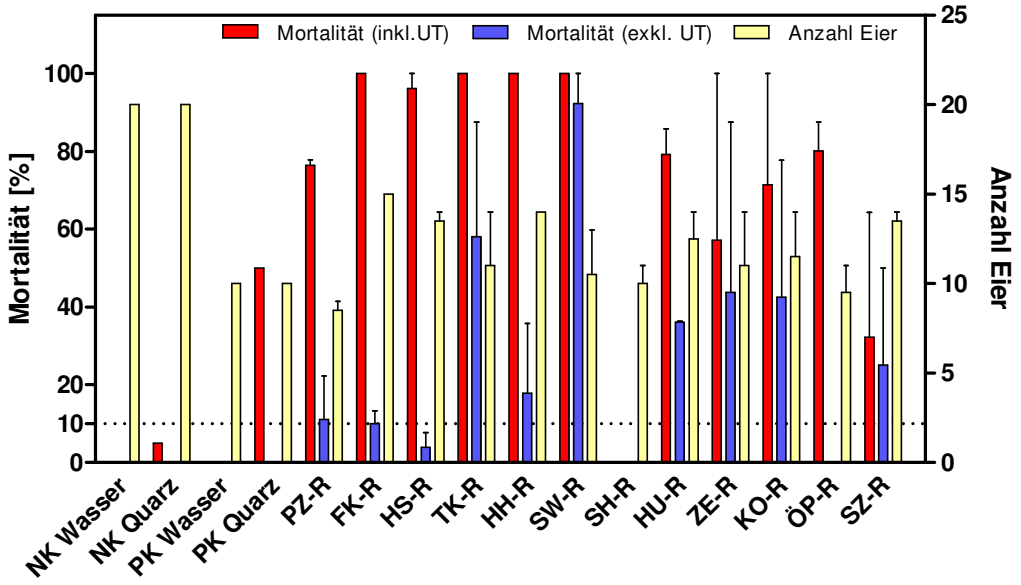


Abbildung III.7-14: Ergebnisse des Fischei-Kontakttests für die Vorauswahl der natürlichen, belasteten Sedimente, Versuch 2, bei 3 g Einwaage/Well, Auswertung nach 48 h Belastung. Dargestellt ist die Mortalität laut DIN-Kriterien als prozentualer Anteil der Anzahl ausgewerteter Fischeier. Mittelwerte aus je zwei Replika mit je 15 Fischeiern. 10% Mortalität nach 48 h gilt als Validitätsgrenze. NK: Negativkontrolle, PK: Positivkontrolle, UT: Unterentwicklung.

III.7.4.2. Hauptversuch zu natürlichen, belasteten Sedimenten

Basierend auf den Befunden in den anderen Tests wurden im Verbund die Sedimente FK-R, HH-R, HU-R, KO-R, LO-L, PZ-R, SH-R und TK-R für den Hauptversuch ausgewählt. Als Kontrollsediment diente wie im Vorversuch der Standort AA-R.

Der Möglichkeit einer Entwicklungsverzögerung durch Sauerstoffmangel wurde dadurch Rechnung getragen, dass pro Probe jeweils die zweifache Menge an Eiern untersucht wurde. Ein Teil der Eier wurde nach 48 h ausgewertet, der andere Teil erst nach 96 h. Auf diese Weise konnten durch langsamere Entwicklung maskierte potentielle Effekte erfasst werden.

Die Auswertung der Daten wurde zweifach vorgenommen, einmal ohne Unterentwicklung als Letalitätskriterium, und zusätzlich unter Einbindung dieses Effektes in die Berechnung der Mortalitäten. Damit sollten Unterschiede zwischen der Bewertung der Sedimentproben herausgearbeitet werden, um eine differenzierte Aussage zu gewährleisten.

Abbildung III.7-15 zeigt die ermittelten Mortalitäten ohne Unterentwicklung als Letalitätskriterium. In Übereinstimmung mit den Vortests verursachten die Proben FK-R, TK-R und HH-R die höchsten Mortalitäten, gefolgt von LO-L und HU-R. LO-L, das im Verbundprojekt neben AA-R als eines von zwei Referenzsedimenten ermittelt wurde, zeigte also erneut leichte Effekte. AA-R dagegen erwies sich als grundsätzlich nicht embryotoxisch. Weiterhin zeigte die Auswertung eine gute Übereinstimmung der Daten nach 48 h Belastung mit jenen nach 96 h Belastung. Zwar schwankten die Ergebnisse z.T. erheblich, doch lagen die Mittelwerte

nah beieinander. Die Herangehensweise mit zwei getrennten Ansätzen und unterschiedlichen Belastungszeiträumen erlaubt damit eine gute Möglichkeit zur Überprüfung der Daten.

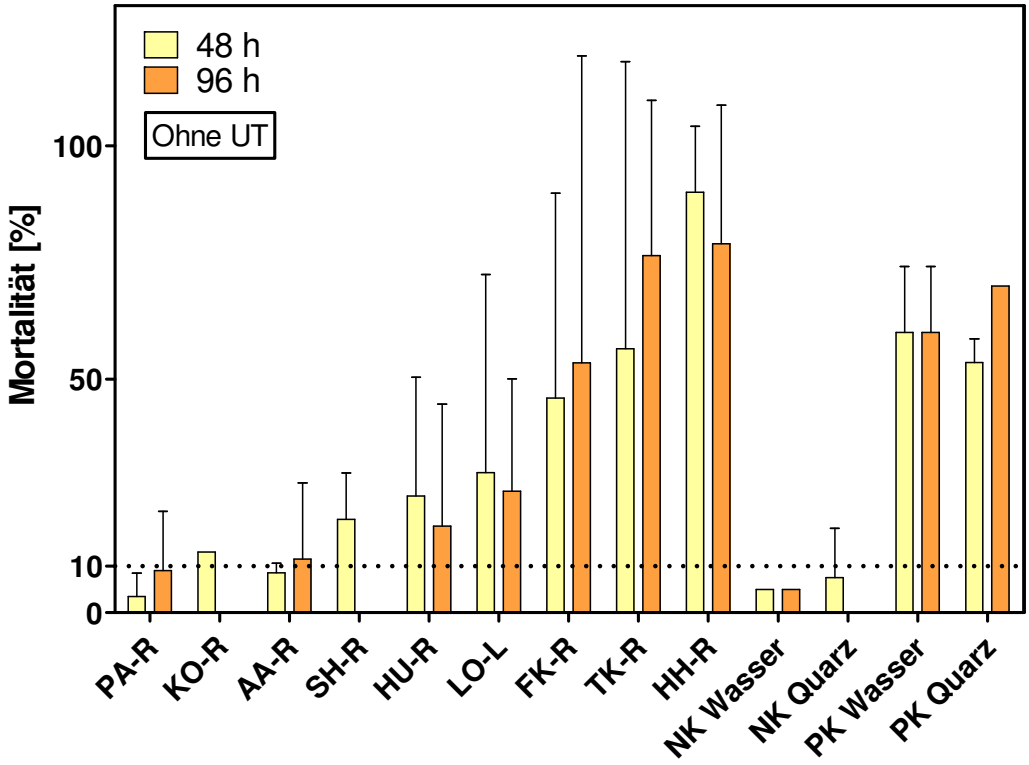


Abbildung III.7-15: Ergebnisse des Fischei-Kontakttests mit natürlich belasteten Sedimenten, bei 3 g Einwaage/Well, Auswertung nach 48 h bzw. 96 h Belastung. Dargestellt ist der Mittelwert der Mortalität als prozentualer Anteil der Anzahl ausgewerteter Fischeier und die Standardabweichung. Ausgewertet wurde nach DIN-Kriterien ohne Berücksichtigung von Unterentwicklung (UT). Mittelwerte aus je zwei Replika mit je 15 Fischeiern. 10 % Mortalität gilt als Validitätsgrenze. NK: Negativkontrolle, PK: Positivkontrolle.

Bei der Auswertung unter Berücksichtigung der Unterentwicklung als Kriterium für Letalität erhöhten sich die ermittelten Mortalitäten v.a. bei den weniger toxischen Proben teilweise beträchtlich (Abbildung III.7-16). Ein direkter Vergleich der Werte mit und ohne Unterentwicklung (Tabelle III.7-10) ergibt eine Verfünffachung der Wirksamkeit von KO-R und PZ-R sowie eine Vervierfachung bis Verdreifachung bei HU-R, SH-R und LO-L. Hier zeigt sich, dass die Unterentwicklung besonders dann eine Rolle spielt, wenn eher entwicklungsspezifische Effekte auftreten können, wie z.B. verhinderte Ablösung des Schwanzes vom Dotter, Störungen der Herzfunktion, etc. Die Proben FK-R, TK-R und HH-R dagegen wirkten größtenteils akut toxisch durch komplette Koagulation der meisten Eier.

Diesen Eindruck unterstützt ein direkter Vergleich der Rangfolgen der Proben, die sich aus den ermittelten Mortalitäten ergeben. Es wurden dazu Ranglisten für die Auswertung mit bzw. ohne Unterentwicklung erstellt, sowie für die Gesamteffekte aller Auswertungen

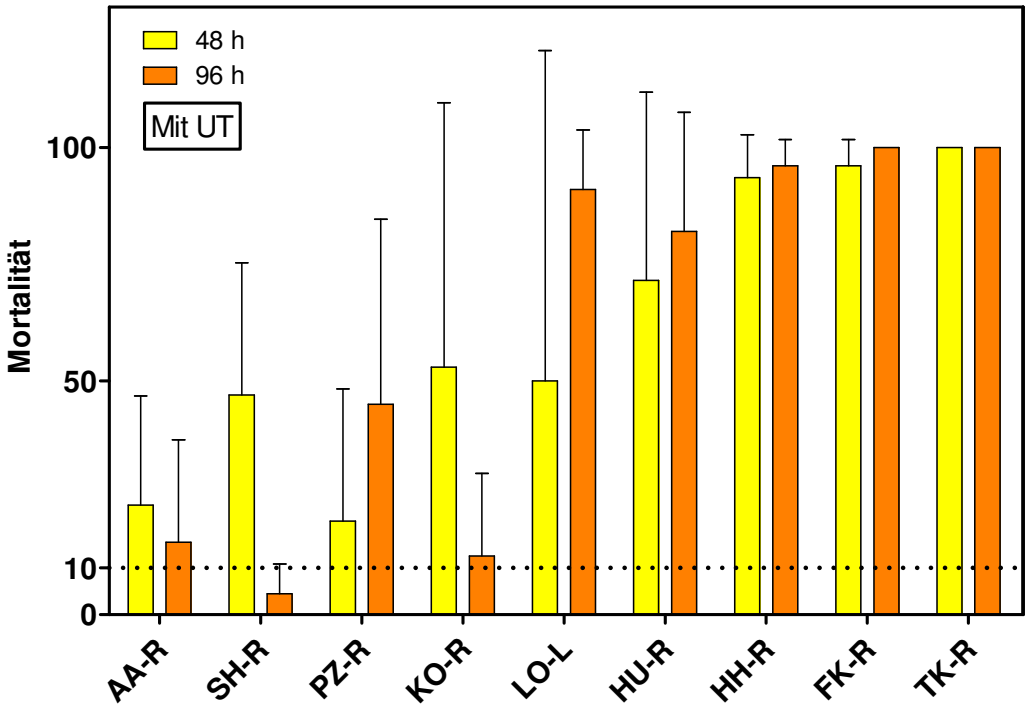


Abbildung III.7-16: Ergebnisse des Fischei-Kontakttests mit natürlich belasteten Sedimenten, bei 3 g Einwaage/Well, Auswertung nach 48 h bzw. 96 h Belastung. Dargestellt ist der Mittelwert der Mortalität als prozentualer Anteil der Anzahl ausgewerteter Fischeier und die Standardabweichung. Ausgewertet wurde nach DIN-Kriterien mit Berücksichtigung von Unterentwicklung (UT). Mittelwerte aus je zwei Replika mit je 15 Fischeiern. 10 % Mortalität gilt als Validitätsgrenze.

Tabelle III.7-10: Mortalitäten der Auswertungen mit bzw. ohne Unterentwicklung (UT) als Kriterium für Letalität und die jeweiligen Faktoren der Steigerung dieser Werte.

Standort	Mit UT	Ohne UT	Faktor
PZ-R	32,5	6,25	5,2
KO-R	32,75	6,50	5,0
HU-R	76,75	21,75	3,5
SH-R	25,75	10,00	2,6
LO-L	70,50	28,00	2,5
FK-R	98,00	49,75	2,0
AA-R	19,50	10,00	2,0
TK-R	100,00	66,50	1,5
HH-R	94,75	84,50	1,1

(Abbildung III.7-17). Für eine leichtere Darstellung der Rangfolge wurde jeder Probe eine Farbe zugeordnet. Damit wird über einen Vergleich der Farbmuster eine direkte Ermittlung der Unterschiede zwischen den Ranglisten ermöglicht. Nun wurde die Annahme gemacht, dass je mehr Einfluss der Parameter Entwicklungsverzögerung auf die Gesamtrangliste hat,

desto mehr sollte die Rangliste für die Auswertung mit Unterentwicklung der Gesamtrangfolge gleichen.

Die Farbmuster zeigen komplette Übereinstimmung der Rangfolge mit Unterentwicklung bei den weniger toxischen Proben, die eher entwicklungsspezifische Effekte verursachten. Dagegen wird die Rangliste der akut toxisch wirkenden Sedimente sehr stark von diesen Effekten beeinflusst und stimmt dementsprechend bzgl. dieser Standorte mit der Gesamtrangfolge überein.

mit UT	ohne UT	Gesamt
AA-R	PZ-R	AA-R
SH-R	KO-R	SH-R
PZ-R	AA-R	PZ-R
KO-R	SH-R	KO-R
LO-L	HU-R	HU-R
HU-R	LO-L	LO-L
HH-R	FK-R	FK-R
FK-R	TK-R	TK-R
TK-R	HH-R	HH-R

Abbildung III.7-17: Ranglisten der Auswertungen mit und ohne Unterentwicklung (UT) als Kriterium für Letalität und Rangliste für alle ermittelten Effektwerte.

Die Frage, ob schließlich die Daten ohne Unterentwicklung oder inklusive dieser Effekte die Situation vor Ort besser wiedergeben, lässt sich mit diesen Ergebnissen nicht eindeutig beantworten. Es kommt hierbei sehr auf die spezifische Wirkung der Probe an. Grundsätzlich kann aber festgehalten werden, dass beide Auswertungsansätze nur in wenigen Punkten Unterschiede aufweisen. Außerdem bilden sich bei beiden Ansätzen drei Gruppen aus: die nicht bis leicht toxischen Proben AA-R, SH-R, PZ-R und KO-R, die moderat wirksamen Standorte HU-R und LO-L, sowie die stark belasteten Sedimente FK-R, TK-R und HH-R (Abbildung III.7-18).

Möglicherweise durch Sauerstoffmangel bedingte Entwicklungsverzögerungen haben somit keine gravierende Auswirkung auf das Gesamtergebnis. Dieser Vergleich unterschiedlicher Auswertungsansätze ermöglicht letztendlich eine qualitative Überprüfung der Aussagen und eine Stützung der Interpretation der Daten.

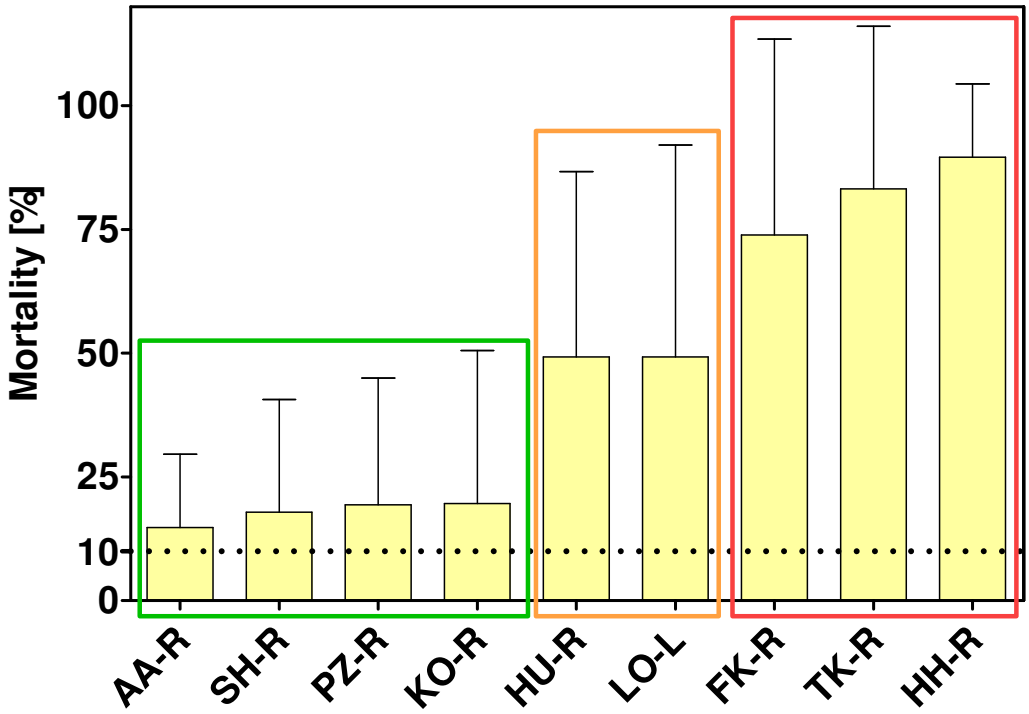


Abbildung III.7-18: Ergebnisse des Fischei-Kontakttests mit natürlich belasteten Sedimenten. Dargestellt ist der Mittelwert aller ermittelten Mortalitätswerte als prozentualer Anteil der Anzahl ausgewerteter Fischeier und die Standardabweichung. 10 % Mortalität gilt als Toxizitätsschwellenwert. Grün eingerahmt: untoxisch bis leicht toxisch, gelb eingerahmt: moderat toxisch, rot eingerahmt: stark toxisch.

III.7.5 Zusatzuntersuchungen zur Sauerstoffverteilung im Fischei-Kontakttest

In Meilenstein 3 wurden Sedimentproben von 16 potentiell belasteten Standorten während einer Voruntersuchung getestet, um eine Auswahl für den Hauptversuch treffen zu können. Die Ergebnisse für Versuch 2 des Screenings wurden allerdings durch teils massive Entwicklungsverzögerungen beeinträchtigt. Diese Effekte ließen eine Auswertung anhand der DIN-Kriterien für Mortalität (DIN 2001) nicht zu. Darüber hinaus konnte nicht ausgeschlossen werden, dass die Verzögerungen durch eine mangelnde Sauerstoffversorgung verursacht wurden. Punktuelle Messungen der Sauerstoffkonzentration an verschiedenen Stellen im Well mit Hilfe eines fiber-optischen Sauerstoffsensors erhärteten diesen Verdacht. Direkt oberhalb der Sedimentphase lag die Sauerstoffkonzentration mehrmals deutlich unter der für die ungestörte Fischeientwicklung bis dato ermittelten Konzentration von 2 mg/L.

III.7.5.1. Sauerstoffverteilung und -zehrung im Fischei-Kontakttest

Eine ausreichende Versorgung mit Sauerstoff des Embryos im Fischei ist zentral für die ungestörte Entwicklung. Als empirisch ermittelte Untergrenze gilt eine Konzentration in der Wasserphase von 2 mg/L (Braunbeck et al. 2005), die unter Verwendung von einer anströmungsarmen Sauerstoffelektrode (OXI 196; WTW, Weilheim) ermittelt wurde. Diese Kon-

zentration wurde bisher bei den im SeKT-Verbundprojekt durchgeführten Tests nie unterschritten.

Die Messung des Sauerstoffs zu Beginn der Arbeiten an diesem Projekt wurde ebenfalls mit einer anströmungsarmen Sauerstoffelektrode (OXI 196; WTW, Weilheim) durchgeführt. Für diese Messungen wurde die Wasserphase aus allen Wells einer Probe gesammelt und die Konzentration bestimmt. Diese Vorgehensweise war zum damaligen Zeitpunkt Stand der Technik, ist jedoch in zweierlei Hinsicht problematisch:

1. Durch Pipettieren des Wassers kann die Sauerstoffkonzentration nicht unerheblich erhöht werden.
2. Der erhaltene Wert ist der Summenparameter der Sauerstoffsituation in der Wasserphase, sagt jedoch nichts über die Verteilung und die tatsächliche Versorgung des Fischeies aus.

Im Rahmen des Projekts wurde ein fiberoptisches 4-Kanal Mikrosensormessgerät (OXY-4 micro; Presens, Regensburg) angeschafft. Die Sensoren dieses Geräts haben einen Durchmesser von lediglich 140 µm und erlauben eine nicht-invasive Sauerstoffmessung im Well. Mit dieser neuen Technik wurden mehrere Untersuchungen bzgl. der tatsächlichen Sauerstoffsituation in den Wells beim Fischei-Kontakttest durchgeführt:
1. Der Sauerstoffgehalt verschiedener Wells mit dem gleichen Sediment wurde verglichen.
2. Der Sauerstoffgehalt im Well wurde mit den beobachteten Effekten verglichen.
3. Der Sauerstoffgehalt wurde in verschiedenen Höhen in der Wasserphase gemessen.
Abbildung III.7-19 zeigt für das Sediment LW-R exemplarisch, wie stark der Sauerstoffgehalt von Well zu Well bei gleicher Probe schwanken kann. Die Schwankungen können weder mit der Mortalität nach DIN noch mit anderen beobachteten subletalen Effekten korreliert werden. Trotz der großen Unterschiede zwischen den Wells lag der Gehalt deutlich über 2 mg/L.

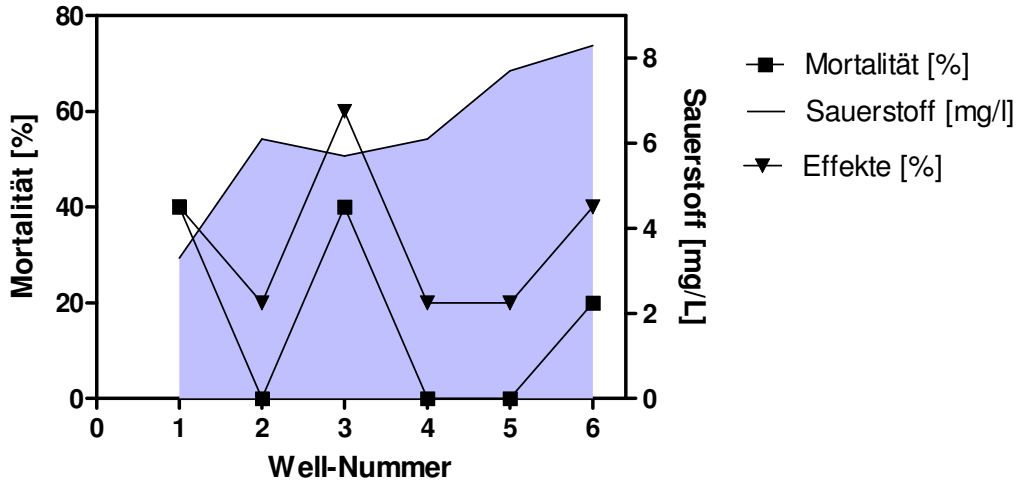


Abbildung III.7-19: Ergebnisse der Sauerstoffmessung in der Wasserphase nach 48 h Exposition zur Sedimentprobe LW-R. Gemessen wurde mit fiberoptischen Sensoren an einem Presens Oxy4 micro, in der Mitte der Wasserphase.

Die Embryonen waren demnach offensichtlich für eine normale Entwicklung ausreichend mit Sauerstoff versorgt.

Allerdings konnte – bei der Untersuchung einzelner nativer Sedimente – die Sauerstoffkonzentration in der Mitte der Wasserphase über die eigentliche, für das Fischei relevante Situation, hinwegtäuschen. Untersuchungen der Sauerstoffkonzentration im Well in unterschiedlicher Höhe haben gezeigt, dass unmittelbar über dem Sediment deutlich weniger als 2 mg/L Sauerstoff zur Verfügung stehen können (Abbildung III.7-20). Das heißt, in einer Höhe der Wasserphase, in der sich das Zebrafischei entwickelt, kann die Sauerstoffversorgung (bezüglich der neuen Messmethodik) ungenügend sein, während darüber die Bedingungen unproblematisch erscheinen. Es ist hier unbedingt anzumerken, dass der Grenzwert für eine ungestörte Entwicklung von 2 mg/L mit einer anströmungsarmen Sauerstoffelektrode (OXI 196; WTW, Weilheim) gewonnen wurde. Es kann bisher noch nicht abgeschätzt werden, ab welcher Sauerstoffkonzentration bei nicht-invasiver Messung Entwicklungsverzögerungen oder Missbildungen auftreten. Hier gibt es einen dringenden Untersuchungsbedarf. Dennoch sollten beobachtete Entwicklungsverzögerungen aufgrund der bisherigen Ergebnisse nicht ungeprüft als Effekt toxischer Inhaltstoffe des Sediments angesehen werden, sie können in einzelnen Fällen auch von Sauerstoffzehrung resultieren. Es gilt jedoch zu bedenken, dass eine Schädigung der Fischentwicklung durch Sauerstoffzehrung von nativen Sedimenten durchaus ein Effekt sein kann, der im Freiland auftritt und eine negative Wirkung der Sedimente darstellt. Insbesondere Cypriniden laichen gerne auch auf feinkörnigen Substraten.

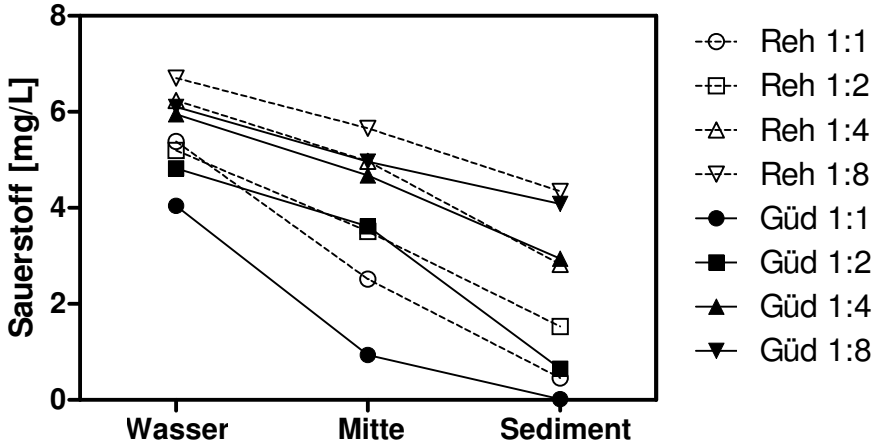


Abbildung III.7-20: Ergebnisse der Sauerstoffmessung in der Wasserphase nach 48 h Exposition zu zwei verschiedenen getrockneten Sedimentproben, zunehmend verdünnt mit Quarzsand. Gemessen wurde mit fiberoptischen Sensoren an einem Presens Oxy4 micro. Wasser: Messung unmittelbar unterhalb der Wasseroberfläche, Mitte: Messung in der Mitte der Wasserphase, Sediment: Messung unmittelbar über der Sedimentoberfläche.

Die Sauerstoffzehrung im Fischei-Kontakttest kann die Untersuchung von Sedimentproben erschweren bzw. sogar unmöglich machen. Deshalb ist es für die Zukunft zwingend notwendig, die Versorgung mit Sauerstoff für die sich entwickelnden Fischembryonen unabhängig vom Redox-Potential der eingesetzten Sedimentproben sicherzustellen.

Als Summenparameter gemessen weist jedes Well ausreichend Sauerstoff auf, lediglich die Verteilung ist ungünstig für die Zebrafischeier. Durch eine leichte Strömung in den Wells könnte diese Verteilung ausgeglichen werden.

In der Arbeitsgruppe von PD Dr. Rolf Altenburger (UFZ) wurde eine Methodik entwickelt, Sauerstoff über Kapillare in die Prüfgefäße zu geben. Obgleich die gute Eignung dieser Methodik gezeigt werden konnte, können aus einer solchen Oxidation der Sedimente auch zusätzliche Probleme resultieren (z.B. Transformation chemischer Verbindungen).

Es gilt im weiteren Projektverlauf eine genauere Differenzierung der Fischembyrotoxizität in eine Schädigung durch Sauerstoffzehrung und/oder chemische Schadstoffe zu erreichen. Ggf. könnte auch eine Art Toxicity Identification Evaluation für den Fischeitest entwickelt werden, die eine solche zusätzliche Charakterisierung erreichen kann. In Abhängigkeit vom Schutzziel Baggergut (Identifizierung der Embryotoxizität durch chemische Inhaltsstoffe, da eine Oxidation der Sedimente in der Wassersäule bei der Verklappung stattfindet) oder dem Schutzziel Fischgesundheit (Identifizierung der Wirkung durch chemische Sedimentinhaltsstoffe und Sauerstoffzehrung etwa bei der Bewertung von Fischlaichzonen) können jeweils andere Herangehensweisen sinnvoll sein.

III.7.5.2. Ermittlung des Einflusses von Schütteln während der Belastung

Als Konsequenz der obigen Erkenntnisse wurden Versuche mit der Belastung von Fischeiern unter leichtem Schütteln durchgeführt. Ein erster vielversprechender Versuch mit einem Orbitalschüttler ergab für die eingesetzten Embryonen keinerlei Entwicklungsverzögerungen nach 48 h Belastung mit dem Sediment HU-R, während Fischeier, die neben dem Schüttler dieser Probe ausgesetzt waren, durchgehend in der Entwicklung zurück blieben. Ähnliche Ergebnisse lieferte ein zweiter Versuch mit dem Sediment FK-R: Von 30 eingesetzten Embryonen konnten zwar nur 9 gefunden werden, doch diese zeigten einen Entwicklungsstand wie nach 48 h üblich, z.T. konnten aber andere Effekte wie fehlender Blutkreislauf und Herzschlag beobachtet werden. Im Unterschied dazu waren von 30 eingesetzten Fischeiern, die neben dem Schüttler der Probe FK-R exponiert wurden, 100 % deutlich unterentwickelt. Die geringe Wiederfindungsrate bei den Fischen auf dem Schüttler ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die meisten Fische geschlüpft waren, weshalb sie vor der dunklen Farbe der Probe FK-R nicht mehr erkennbar waren.
Die anfänglichen Erkenntnisse hinsichtlich der Wirkung des Schüttelns während der Belastung wurden von Dipl.-Biol. Ruben Strecker in einem Teil seiner Diplomarbeit erweitert und vertieft (Strecker 2008). Dazu wurden Experimente durchgeführt, die mit dotiertem Quarzsand eine Sauerstoffzehrung durch die Partikelphase ausschlossen und somit nur über die verwendete Substanz Effekte durch partikel-vermittelte Exposition möglich machten. Zudem sollte geklärt werden, ob die bessere Sauerstoffversorgung grundsätzlich zu erhöhtem Schlupf führt und inwiefern dieses Ereignis die Wirkung von Schadstoffen auf Zebrafischlarven verändert.
Im Experiment wurden die Fischeier auf Quarzsand in einer Lösung von 3,7 mg/L Dichloranillin (DCA) sowohl unter Schütteln als auch ohne Schütteln belastet. Die Auswertung erfolgte erneut sowohl nach 48 h als auch nach 96 h.

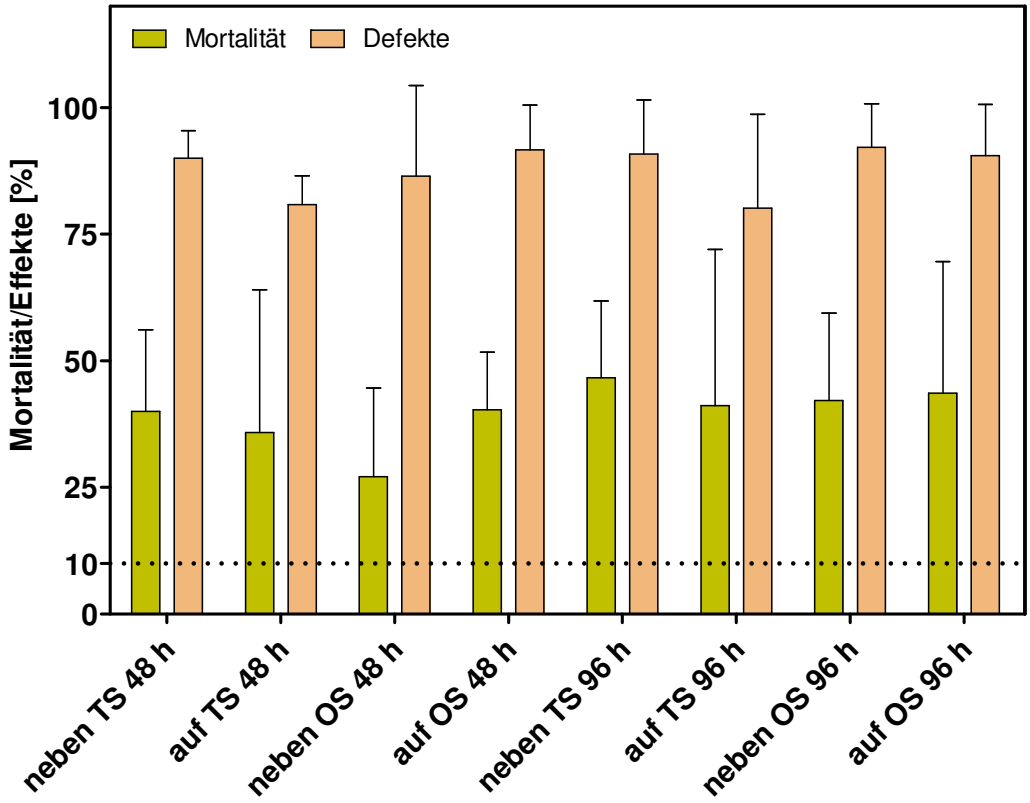


Abbildung III.7-21: Ergebnisse des Fischei-Kontakttests mit 3,7 mg/L Dichloranillin, bei 3 g Quarzsand/Well, Auswertung nach 48 h. Dargestellt ist der Mittelwert der Mortalität als prozentualer Anteil der Anzahl ausgewerteter Fischeier und die Standardabweichung. Ausgewertet wurde nach DIN-Kriterien. Mittelwerte aus je vier Replika. 10 % Mortalität gilt als Toxizitätsschwellenwert.

Wie in Abbildung III.7-21 zu sehen, hatte das Schütteln keinerlei Auswirkungen auf die Toxizität des DCA. Weder nach 48 h noch nach 96 h unterscheiden sich Daten für die verschiedenen Ansätze. Auch zwischen den beiden Auswertungen sind die ermittelten Mortalitätswerte sehr gut vergleichbar. Das Schütteln verursacht demnach weder zusätzliche Effekte bei den sich entwickelnden Fischembryonen, noch reduziert es die Wirksamkeit von Schadstoffen während der Belastung. Auch ein verfrühter Schlupf konnte nicht beobachtet werden. Dieser Ansatz ist somit eine gute Möglichkeit, die Sauerstoffversorgung im Fischeikontakttest zu verbessern und mangelbedingte Unterentwicklung vorzubeugen. Der Test sollte in Zukunft grundsätzlich nach dieser Methode durchgeführt werden.

III.7.6 Zusammenfassung Fischei-Kontakttest

Da der Fischei-Kontakttest mit *Danio rerio* in der Vergangenheit auf getrocknete Sedimentproben angewendet wurde, musste zunächst überprüft werden, ob eine Durchführung mit nativen Proben ebenfalls möglich ist. Beobachtet werden sollte vor allem die mögliche erhöhte Sauerstoffzehrung, die eine ungestörte Entwicklung des Embryos behindern könnte. Folglich wurden die ersten Tests im Meilenstein 1 zur Identifizierung geeigneter Kontrollsedimente parallel mit nativen und getrockneten Sedimenten angesetzt. Zusätzlich wurden Versu-

che abweichend vom publizierten Protokoll mit 1 g Sediment pro Well in einer 6-Well-Platte durchgeführt. Diese Herangehensweise sollte Aufschluss darüber geben, ob (a) vergleichbare Resultate mit geringeren Sedimentmengen möglich sind, und (b) durch geringere Sedimentmengen potentielle Probleme mit der Sauerstoffzehrung umgangen werden können. Die Ergebnisse aus diesen Testansätzen zeigten, dass der Fischeitest grundsätzlich mit nativen Sedimenten durchführbar ist. Ihr Zustand hatte offensichtlich keinen negativen Einfluss auf die Embryonen; es konnten für viele Proben erwartungsgemäß keinerlei Effekte auf die Fischei-Entwicklung festgestellt werden. Dennoch wurde auch im weiteren Verlauf des Projektes verstärktes Augenmerk auf die Frage der Sauerstoffversorgung gelegt.

In einem Vergleich getrockneter mit nativen Proben ausgewählter Standorte zeigte sich sehr deutlich, dass die Gefriertrocknung massiven Einfluss auf die Wirkung der Sedimente haben kann. Für alle getesteten Proben wurden durchweg höhere Toxizitäten in den Ansätzen mit den trockenen Sedimenten aufgezeichnet. Dieses Phänomen ist ohne weitere Untersuchungen nicht eindeutig erklärbar. Mögliche Gründe liegen jedoch (a) in einer höheren Bioverfügbarkeit der Schadstoffe aufgrund nicht mehr vorhandener Lösungsgleichgewichte und (b) veränderter chemischer Eigenschaften durch Oxidation. Definitiv ist allerdings, dass die Verwendung nativer Sedimentproben im Fischeikontakttest ein sehr viel realistischeres Szenario hinsichtlich der Belastungssituation darstellt.

Die Untersuchung der natürlichen Kontrollsedimente im Meilenstein 1 des Verbundprojektes lieferte keinerlei Hinweise auf eine problematisch erhöhte Sauerstoffzehrung durch native Sedimentproben. Daher wurde festgelegt, dass alle nun folgenden Tests im Projekt mit 3 g nativem Sediment je Well durchgeführt werden sollten.
Meilenstein 1 zeigte eine ganze Reihe von brauchbaren Rezepturen (künstliche Sedimente) bzw. Standorten (natürliche Sedimente) auf, die im Fischei-Kontakttest geeignet wären. Es wurde allerdings offensichtlich, dass neben der ökotoxikologischen Verwendbarkeit auch die technische eine Rolle spielt. Einige Sedimente senkten durch ihre Farbe und/oder Zusammensetzung die Wiederfindungsrate der Eier erheblich. Hier waren v.a. leichte, flockige Proben problematisch, die die Fischeier bedeckten oder gar z.T. an der Wasseroberfläche aufschwammen.
Nach Abstimmung mit den anderen Projektpartnern bzgl. der zukünftig zu verwendenden Kontrollsedimenten Sediment 7 bzw. AA-R und LO-L wurden diese Proben zur Verbesserung der Datenlage noch in weiteren Replikaten getestet und die Eignung als Kontrollsedimente im Fischeitest bestätigt.

Im Meilenstein 2 des SeKT-Verbundprojektes wurde aufdotiertes künstliches und natürliches Kontrollsediment getestet. Dotiert wurde getrennt mit einer Mischung von sechs organischen Schadstoffen bzw. mit vier Schwermetallsalzen, jeweils in fünf Konzentrationsstufen. Zunächst erfolgte ein "range finding" zur Eingrenzung der wirksamen Schadstoffkonzentrationen. Hieraus wurden für die Schadstoffe die Höchstkonzentrationen und die Verdünnungsschritte abgeleitet. Aufgrund dieser Daten wurde anschließend der Hauptversuch durchgeführt. Neben den im Projektverbund zur Verfügung gestellten Konzentrationsstufen für die organische Schadstoffmischung im aufdotierten natürlichen Sediment wurden nochmals Verdünnungen der höchsten Konzentrationsstufe mit gering belastetem Kontrollsediment vorge-

nommen. Diese neue Verdünnungsreihe wurde ebenfalls getestet, um die Datenlage zu verbessern. Es zeigte sich, dass die Fischeier auch auf niedrigere Konzentrationen der applizierten Substanzen empfindlich reagieren können und dass die Schadstoffe im künstlichen Sediment offensichtlich besser bioverfügbar sind. Letzteres deckt sich mit Beobachtungen aus anderen Teilprojekten.

Der dritte Meilenstein im Projekt zielte auf die Untersuchung natürlich belasteter Sedimentproben ab. Zunächst wurden von der Projektleitung 16 Sedimente für ein Vorscreening verschickt. Die Ergebnisse aus diesen Tests dienten gemeinsam mit den Daten aller anderen Teilprojekte im Verbund der Auswahl der Sedimente für den Hauptversuch. Hierfür wurden schließlich die Proben der Standorte AA-R, FK-R, HH-R, HU-R, LO-L, KO-R, PZ-R, SH-R und TK-R herangezogen. Bei diesen Untersuchungen traten vermehrt Entwicklungsverzögerungen auf, die auf eine Sauerstoffunterversorgung der Embryonen hinwiesen. Die Verzögerungen hatten eine halbierte Entwicklungsgeschwindigkeit zur Folge, z.B. waren Eier nach 48 h im Stadium von 24 h. Als Konsequenz wurde der Fischeitest im parallel sowohl für eine Auswertung nach 48 h als auch nach 96 h angesetzt. Die Ergebnisse beider Ansätze wurden anschließend gemeinsam zur Bewertung der Sedimenttoxizität herangezogen. Bei Auswertung der Effekte mit und ohne Unterentwicklung als Letalitätskriterium zeigte sich, dass die Mortalitätsraten unter Einbeziehung der Unterentwicklung als Letalitätskriterium sich z.T. zwar deutlich erhöhten, jedoch die Mittelwerte der Effekte vergleichbar blieben und auch die Rangfolge der Toxizität der Sedimente nicht maßgeblich beeinflusst wurde.
Die Proben TK-R, FK-R und HH-R verursachten die höchsten Mortalitäten. Diese Sedimente haben eine z.T. tiefschwarze Farbe und deutlich ölige Konsistenz; es war zu erwarten, dass sie toxisch auf die Fischeier wirken. Ebenfalls erwartungsgemäß fiel das Ergebnis für AA-R aus, das im SeKT-Verbund als Kontrollsediment dient. Nicht erwartet dagegen war die eindeutige embryotoxische Wirksamkeit des Standortes LO-L, des zweiten SeKT-Kontrollsediments. Allerdings zeigte LO-L schon zuvor stets leichte geringe Effekte.

Ebenfalls mit Einsatz der natürlichen Sedimente wurde für die Wiederfindung der Fischeier nach Belastung Ludox® eingesetzt. Die Wiederfindungsrate hat massiven Einfluss auf das Gesamtergebnis, da lediglich wiedergefundene Eier ausgewertet werden können. Ludox® ist eine kolloidale Kieselgellösung mit einer Dichte höher als Wasser aber niedriger als Nematoden oder eben Fischeier. Nach Zugabe von Ludox® zum Well schwimmen die Eier auf und können sehr einfach zur mikroskopischen Untersuchung transferiert werden. Auf diese Weise konnte die Wiederfindungsrate deutlich erhöht werden, was die Ergebnisse gerade in Hinblick auf die Schwierigkeiten durch Sauerstoffmangel bei der Auswertung erheblich verbesserte.

Da Sauerstoffmangel eine häufige Ursache für Entwicklungsstörungen ist, die gemessenen Sauerstoffwerte jedoch auf eine ausreichende Versorgung schließen ließen, wurden mittels der zur Verfügung stehenden Mikrosensortechnik umfassende Untersuchungen der Sauerstoffsituation in den Wells beim Sedimentkontakttest durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass die Sauerstoffkonzentration in der Mitte der Wasserphase (hier wurden alle Sauerstoffkontrollmesswerte im Projekt bis dato erhoben) zwar stets oberhalb der Grenze von 2 mg/L lag, jedoch unmittelbar auf bzw. über der Sedimentoberfläche Konzentrationen nahe Null zu fin-

den waren. Die Fischembryonen erhielten also bei Exposition mit nativen Sedimenten offensichtlich nicht ausreichend Sauerstoff für eine ungestörte Entwicklung.
Ausgehend von den Beobachtungen in Meilenstein 3 wurden Strategien erarbeitet, um eine ausreichende Sauerstoffversorgung während der Belastung im Fischei-Kontakttest zu gewährleisten. Da die geeignete Methode möglichst einfach gestaltet sein sollte, um den Testablauf nicht unnötig zu verkomplizieren oder gar zusätzliche Geräte notwendig zu machen, wurde v.a. in Hinblick auf eine bessere Verteilung des verfügbaren Sauerstoffs in der Wasserphase nach Lösungen gesucht. Detaillierte Sauerstoffmessungen in mehreren Wells unterschiedlicher Ansätze hatten gezeigt, dass an sich ausreichend Sauerstoff im Wasser gelöst sein muss, dieser jedoch sehr ungleich zwischen Wasser- und Sedimentoberfläche verteilt vorliegt. Voruntersuchungen mit leichtem Schütteln der Testplatten während Exposition lieferten vielversprechende Hinweise, dass die geringe Wasserbewegung den gelösten Sauerstoff sehr viel besser verteilt; Entwicklungsverzögerungen gingen im Vergleich zu ungeschüttelten Parallelansätzen deutlich zurück. Im Anschluss wurden umfassende Untersuchungen mit verschiedenen Sedimentproben durchgeführt. Einerseits sollten die anfänglichen Hinweise auf die Eignung der Methode überprüft und die Datenlage gestärkt werden, andererseits wurde getestet, ob ein Orbitalschüttler oder ein Taumelschüttler die beste Sauerstoffverteilung ermöglicht.

Die Ergebnisse der Voruntersuchungen konnten eindeutig bestätigt werden: Durch leichtes Schütteln wird die Entwicklungsverzögerung nahezu vollständig aufgehoben, vermutlich durch eine bessere Sauerstoffversorgung der Fischeier. Zwischen den beiden Schüttlertypen konnte kein signifikanter Unterschied festgestellt werden. Allerdings entwickelt ein Taumelschüttler aufgrund seiner Funktionsweise sehr viel mehr Wärme als ein Orbitalschüttler, weshalb letzterer für die Inkubation im Fischeikontakttest empfohlen werden kann.

Der Fischeikontakttest hat sich als grundsätzlich geeignet erwiesen, um auch in nativen Sedimentproben eine embryotoxische und teratogene Wirkung durch organische Kontaminanten und/oder Schwermetalle festzustellen. Dabei zeigte sich, dass die Gefriertrocknung von Sediment erheblichen Einfluss auf die Wirksamkeit der Proben haben kann, weshalb auf diesen Schritt der Probenbearbeitung möglichst verzichtet werden sollte; zumindest sollten mildere und schonendere Trocknungsverfahren, z.B. mit hygroskopischen Salzen, angewendet werden. Im Verlaufe des Projektes wurde der Fischeikontakttest hinsichtlich der Verlässlichkeit resultierender Daten stark verbessert, sowohl durch Einführung von Ludox® als Aufschwämmungsmittel zur besseren Wiederfindung der eingesetzten Eier, als auch aufgrund der Sicherstellung der Sauerstoffversorgung mittels Belastung unter leichtem Schütteln. In diesem Zusammenhang wurde zudem bestätigt, dass (a) Sedimentproben durch ihre Sauerstoffzehrung die Entwicklungsbedingungen von Zebrafischembryonen im Fischei-Kontakttest enorm verschlechtern können, (b) Sauerstoffmangel bei den Fischeiern in der Regel zu einer Entwicklungsverzögerung führt, (c) Entwicklungsverzögerungen offensichtlich auch auf Schadstoffeffekte zurückführbar sind, und (d) sowohl verzögerte Entwicklung als Effekt besonders kritisch betrachtet werden muss, als auch dadurch gegebene Kriterien für Letalität laut DIN (z.B. kein Herzschlag bei Embryonen im 24h-Stadium).

III.7.7 Literatur

Braunbeck T, Böttcher M, Hollert H, Kosmehl T, Lammer E, Leist E, Rudolf M, Seitz N (2005): Towards an alternative for the acute fish LC50 test in chemical assessment: The fish embryo toxicity test goes multi-species - an update. ALTEX 22, 87-102

Burgess, R (2001): An improved protocol for separating meiofauna from sediments using colloidal silica sols. Mar Ecol Prog Ser 214

DIN (2001): German standard methods for the examination of water, waste water and sludge – Subanimal testing (group T) – Part 6: Toxicity to fish. Determination of the non-acute-poisonous effect of waste water to fish eggs by dilution limits (T 6). DIN 38415-6; German Standardization Organization.

Feiler U, Ahlf W, Hoess S, Hollert H, Neumann-Hensel H, Meller M, Weber J, Heininger P (2005): The SeKT Joint Research Project: Definition of reference conditions, control sediments and toxicity thresholds for limnic sediment contact tests. ESPR - Environ Sci & Pollut Res 12, 257-258

Feiler U, Ahlf W, Hoess S, Seiler TB, Hollert H, Melbye K, Neumann-Hensel H, Meller M, Weber J, Heininger P (2005): Das SeKT Verbundprojekt: Definition von Referenzbedingungen, Kontrollsedimenten und Toxizitätsschwellenwerten für limnische Sedimentkontakttests UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 17: 250-251

Hallare AV, Kosmehl T, Schulze T, Hollert H, Koehler HR, Triebskorn R (2005): Assessing contamination levels of Laguna Lake sediments (Philippines) using a contact assay with zebrafish (*Danio rerio*) embryos. Science of the Total Environment 347, 254-271

Hollert H, Keiter S, König N, Rudolf M, Ulrich M, Braunbeck T (2003): A new sediment contact assay to assess particle-bound pollutants using zebrafish (*Danio rerio*) embryos. JSS – J Soils & Sediments 3, 197 – 207

Keiter S, Rastall A, Kosmehl T, Erdinger L, Braunbeck T & Hollert H (2006): Ecotoxicological Assessment of Sediment, Suspended Matter and Water Samples in the Upper Danube River. A pilot study in search for the causes for the decline of fish catches (12 pp). ESPR - Environ Sci & Pollut Res (13), 308-319.

OECD Guideline for testing of chemicals "No 207. Earthworm, Acute Toxicity Test" Paris 1984

OECD No. 218 (2004): OECD Guidelines: for the Testing of Chemicals. Sediment-Water Chironomid Toxicity Test Using Spiked Sediment

Perovic A, Bushati N, Nikcevic S, Seiler T-B, Keiter S, Miteva V, T. K, Pesic V, Karaman G, Maric D, Misurovic A, Rastall AC, Erdinger LF, Hollert H (2004): Integrative Assessment of sediments of the Lake Skadar/Shkodra using a Triad approach. Proceedings Annual meeting of SETAC Europe in Prague Poster Presentation

Ruben Strecker (2008): Untersuchungen zum Sauerstoffbedarf des Zebrabärblings *(Danio rerio)* im Sedimentkontakttest. Diplomarbeit an der Universität Heidelberg.

Anhang A

A.1. Auswahl der Sedimente

A.1.1. Künstliche Sedimente - Sedimentzusammensetzung

Die bei der Untersuchung von verschiedenen künstlichen Sedimenten mit der SeKT-Testbatterie eingesetzten Sedimente sind in Tabelle A.1 genauer beschrieben.

Tabelle A.1: Künstliche Sedimente

Künstliches Sediment	Ursprung	Zusammensetzung	CMC
Sediment 1	Nematodentest	30 % Quarzmehl W4 40 % Quarzsand (0,1-0,4 mm) 20 % Aluminiumoxid, Al_2O_3 0,5 % Dolomit (Tonmehl WF) 4,5 % Eisenoxid, Fe_2O_3 1 % $CaCO_3$ 4 % Torf (stark zersetzter Hochmoortorf, unbehandelt; < 1mm gesiebt)	–
Sediment 2	Nematodentest	wie Sediment 1	+
Sediment 3	Nematodentest	wie Sediment 1, aber 4 % Cellulose statt Torf	–
Sediment 4	Nematodentest	wie Sediment 3	+
Sediment 5	BfG-Sediment V	30%Quarzsand 20%Quarzmehl 34%Dolomit 13,5%Kieselerde 2% α-Cellulose + 5 g $CaCo_3$ pro Kilo	–
Sediment 6	BfG-Sediment V	wie Sediment 5	+
Sediment 7	Chironomidentest OECD 218	75 - 76% Quarzsand (F36) 20% Kaolin 5 ± 0,5 Torf (lufttrocken, fein gemahlen, Partikelgröße ≤ 1 mm) 0,25% Brennnesselpulver (fein gemahlen, Partikelgröße < 0,5 mm) 0,25% α-Cellulose 0.05 – 1% $CaCO_3$ 30 – 50% Aqua demin	–
Sediment 8	Chironomidentest OECD 218	wie Sediment 7	+
Sediment 9	Chironomidentest OECD 218	wie Sediment 7, aber 20 % Benthonit statt Kaolin	–
Sediment 10	Chironomidentest OECD 218	wie Sediment 9	+

A.1.2 Natürliche Sedimente – Auswahl, Beschreibung, Analysen

A.1.2.1. Auswahl der natürlichen Sedimente

Seitens der BfG wurde eine Liste mit potentieller Probenentnahmestellen für Gewässersedimente erstellt. Unter Zugrundelegung BfG-eigener Untersuchungsergebnisse und der Erfahrungen einzelner Verbundpartner, wurden daraus, im SeKT-Verbund, die in Tabelle A.2 aufgelisteten Sedimententnahmestellen ausgewählt. Für die Untersuchung der un- bzw. gering belasteten Sedimente wurden zwölf Stellen ausgewählt, für die Untersuchung von belasteten Sedimenten wurden insgesamt 16 Probenentnahmestellen ausgesucht. Von letzteren wurden zwölf Sedimente im sogenannten "Sediment-Screening" mit einzelnen "schnellen" Testverfahren (Nematodentest, Bakterienkontakttest, Fischeitest, Hefetest) und dem Myriophyllumtest durchgeführt. Ziel dessen war es Sedimente zu identifizieren, die in möglichst vielen SeKT-Testsystemen toxische Effekte hervorrufen. Weiterhin wurden mit zwei der belasteten Sedimente Bioakkumulationsversuche bei ECT durchgeführt (Kapitel III.4.5).

Folgende Kriterien wurden zur Auswahl der Sedimententnahmestellen herangezogen, wobei die zuerst angeführten Kriterien stärker berücksichtigt wurden:

- Etablierung als Referenzstellen für einzelne Biotestverfahren
- Gehalt an organischem Kohlenstoff (TOC)
- Korngrößenverteilung
- Organische Schadstoffbelastung
- Belastung mit Schwermetallen
- Flussgebietseinheit
- Gewässertyp
- Praktikabilität

Redoxpotential und pH-Wert wurden in die Auswahlkriterien nicht mit einbezogen, da z. T. nur unvollständiges Datenmaterial bezüglich dieser Parameter zur Verfügung stand. Des Weiteren zeigten die vorhandenen Daten der jeweiligen Beprobungsstellen für die Parameter Redoxpotential und pH-Wert im zeitlichen Verlauf relativ hohe Varianzen, so dass die Berücksichtigung dieser Parameter nicht sachdienlich gewesen wäre.

Die Sedimente wurden von Kolleginnen und Kollegen der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (WSV), der NORDUM GmbH, der ecossa, der Hamburg Port Authority (HPA), des Umweltamts Sachsen-Anhalt sowie Fachkollegen aus Belgien und der Niederlande an den ausgesuchten Probennahmestellen entnommen, zur BfG transportiert, in der BfG homogenisiert und anschließend zeitgleich an alle Verbundpartner verteilt. Nach Eingang der Proben bei den Verbundpartnern sollten diese direkt mit den jeweiligen Sedimentkontakttests untersucht werden. Während der Transportkette, der Homogenisierung und des Versands wurde daraufgeachtet die Sedimente stets kühl (<8°C) und dunkel zu lagern.

Alle entnommenen natürlichen Sedimente wurden bei Dr. Fintelmann und Dr. Meyer GmbH chemisch analysiert (Anhang B).

Tabelle A.2: Probenentnahmestellen für die Untersuchungen von natürlichen Sedimenten

Probennahmestelle	Code	Gewässertyp	Flusseinzugs-gebiet	Fluss Km	BfG Nr
Ausgewählte un- bzw. gering belastete Sedimente					
Parchim	PA-R	Müritz-Elde-Wasserstraße	Elbe	72,3	050873
Possenhofen	PO-L	Starnberger See	Donau	litoral	050889
Starnberg	ST-L	Starnberger See	Donau	profundal	050890
Bad Abbach	BA-R	Donau	Donau	2402,6	050891
Jochenstein	JO-R	Donau	Donau	2203,5	050896
Drontermeer	DM-L	See/NL	Rhein/NL		050941
Lohmen	LO-L	Lohmer See	Warnow-Peene	litoral	060112
Neuglobsow Steg	N1-L	Stechlinsee	Elbe	litoral	060113
Langwedel	LW-R	Weser	Weser	329,4	060114
Altrip/Altarm	AA-R	Rhein (Altarm)	Rhein	416,9	060115
Ehrenbreitstein	EB-R	Rhein	Rhein	591	060116
Neuglobsow Stelle1	N2-L	Stechlinsee	Elbe	litoral	060117
Screening Versuche – bel. Sedim. – mit den "schnellen" Sedimentkontakttests & Myriophyllumtest					
Palzem	PZ-R	Mosel	Rhein	230	070131
Finow-Kanal	FK-R	Finow Kanal	Oder	75	070133
Hohensaaten	HS-R	Oder	Oder	92	070134
Teltow-Kanal	TK-R	Teltow Kanal	Elbe	2,8	070136
Hamburger Hafen	HH-R	Elbe	Elbe	-	070137
Spittelwasser	SW-R	Zufluss zur Mulde	Elbe	-	070138
Schiersteiner Hafen	SH-R	Rhein	Rhein	505	070140
Hunte Werfthafen	HU-R	Hunte	Weser		070153
Zenne	ZE-R	Schelde/B			070154
Kochendorf	KO-R	Neckar	Rhein	104	070155
Öpfingen	ÖP-R	Stausee	Donau	profundal	070156
Schwarzach	SZ-R	Schwarzach	Donau	-	070161
Ausgewählte belastete Sedimente					
Tiefer See	TS-L	Havelsee	Elbe	profundal	060983
Calbe	CA-R	Saale	Elbe	20	060985
Dömitz	DÖ-R	Müritz-Elde-Wasserstraße	Elbe	1	060989
Alte Elbe	AE-R	Elbe (Altarm)	Elbe	252	060993
Palzem	PZ-R	Mosel	Rhein	230	070131
Finow-Kanal	FK-R	Finow Kanal	Oder	75	070133
Hamburger Hafen[8]	HH-R	Elbe	Elbe	-	070137
Schiersteiner Hafen	SH-R	Rhein	Rhein	505	070140
Hunte Werfthafen	HU-R	Hunte	Weser		070153
Kochendorf	KO-R	Neckar	Rhein	104	070155
Teltow-Kanal (zus.)	TK-R	Teltow Kanal	Elbe	2,8	070236
Bioakkumulation (nur TV4)					

[8] Altlast/Hafenkanal

Hohensaaten	HS-R	Oder	Oder	92	070134
Öpfingen	ÖP-L	Stausee	Donau	profundal	070156

A.1.3. Dotierte Sedimente

Tabelle A.3: Zusammensetzung des Gemisches aus Schwermetallen für die Hauptversuche der jeweiligen Verbundteilnehmer mit dem künstlichen Sediment nach OECD 218 (5% Kaolin)

Konz. [%]	Zn [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Myrio	Nema	Arthro F&M	Arthro TUHH	Lumb	Hefe	Fischei
0,14	6,5	4,7	3,1	0,02	+				+	+	+
0,41	19,5	14,0	9,3	0,06	+	+			+	+	+
1,23	58,6	42,0	27,8	0,19	+	+	+	+	+	+	+
3,7	175,9	125,9	83,3	0,56	+	+	+	+	+	+	+
11,11	527,8	377,8	250,0	1,67	+	+	+	+	+	+	+
33,33	1583	1133	750	5,00		+	+	+			
100	4750	3400	2250	15,0			+	+			

Tabelle A.4: Zusammensetzung des Gemisches aus organischen Substanzen für die Hauptversuche der jeweiligen Verbundteilnehmer mit dem künstlichen Sediment nach OECD 218 (5% Kaolin)

Konz. [mg/kg TG]	Myrio	Nema	Arthro F&M	Arthro TUHH	Lumb	Hefe	Fischei
0,14					+		+
0,41	+				+		+
1,23	+	+	+	+	+	+	+
3,70	+	+	+	+	+	+	+
11,11	+	+	+	+	+	+	+
33,33	+	+	+	+		+	
100		+	+	+		+	

Tabelle A.5: Zusammensetzung des Gemisches aus Schwermetallen für die Hauptversuche der jeweiligen Verbundteilnehmer mit dem natürlichen Sediment (AA-R)

Konz. [%]	Zn [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Myrio	Nema	Arthro F&M	Arthro TUHH	Lumb	Hefe	Fischei
6,25	296,9	212,5	140,6	0,938	+	+			+	+	+
12,5	593,8	425	281,3	1,875	+	+	+	+	+	+	+
25	1188	850	562,5	3,75	+	+	+	+	+	+	+
50	2375	1700	1125	7,5	+	+	+	+	+	+	+
100	4750	3400	2250	15	+	+	+	+	+	+	+
200	9500	6800	4500	30			+	+			

Tabelle A.6: Zusammensetzung des Gemisches aus organischen Substanzen für die Hauptversuche der jeweiligen Verbundteilnehmer mit dem natürlichen Sediment (AA-R)

Konz. [mg/kg TG]	Myrio	Nema	Arthro (F&M)	Arthro (TUHH)	Lumb	Hefe	Fischei
0,0016							+
0,008							+
0,04							+
0,2							+
1							+
1,23	+				+	+	
3,7	+				+	+	
11,11	+				+	+	
33,33	+				+	+	
100	+	+	+	+	+	+	+
200		+	+	+			
400		+	+	+			
800		+	+	+			
1600		+	+	+			

Anhang B

Physikalisch-chemische Sedimentanalytik (TV2)

Helga Neumann-Hensel[1], Kerstin Melbye[1], Carolina Roeber[1], Sonja Bley[1], Denise Spira[2], Peter Heininger[2], Ute Feiler[2] ([9])

Im folgenden Abschnitt wurde eine Übersicht über die Ergebnisse der physikalisch-chemischen Analysen der natürlichen Sedimente tabellarisch zusammengefasst. Die detaillierte Beschreibung der Probennahmestellen befindet sich auf CD.

B.1: Gering belastete Sedimente

Tabelle B.1: Physikalisch-chemische Charakterisierung der gering belasteten Sedimente

Code		PA-R	PO-L	ST-L	BA-R	JO-R	DM-L	LO-L	N1-L	LW-R	AA-R	EB-R	N2-L
TS	%	16,5	55,7	28,8	31,2	56,9	22,1	24,3	37,9	25,2	37,1	43,1	20,3
Glühverlust	%	27,5	4,3	9,1	10,8	4,5	14,8	17,3	6,7	19,9	12,6	10,2	26,7
TOC	mg/l	17	31	34	23	30	31	22	30	48	20	19	69
pH		7,4	7,2	7,3	7,4	7,0	7,4	7,4	7,8	7,5	7,5	7,2	7,4
DOC	mg/l	10	19	14	14	23	15	22	19	44	11	10	8,7
TC	g/kg	143	113	136	84	40	77	103	82	77	69	47	142
TOC	g/kg	143	42	85	43	34	69	62	59	73	34	38	82
Stickstoff	g/kg	10,8	1,6	3,6	3,4	1,3	6,2	6,8	2,6	6,5	2,9	2,9	6,4
Phosphor	g/kg	1,6	0,2	0,3	1,0	0,7	0,6	2,7	0,1	2,2	0,7	1,0	0,2
Schwefel	%	1,60	<0,06	<0,07	<0,09	<0,07	1,30	0,15	0,06	0,29	0,05	0,17	0,11
Aluminium	%	1,10	0,18	0,32	2,00	1,60	1,30	0,24	0,06	2,20	2,00	2,00	0,08
Eisen	%	2,90	0,19	0,26	2,10	2,50	1,90	0,48	0,23	4,60	2,20	2,70	0,30
Magnesium	%	0,26	1,60	1,10	2,10	2,40	0,44	0,16	0,08	0,67	1,20	0,90	0,11
Calcium	%	2,3	25,8	20,7	12,6	6,6	3,9	19,4	24,4	2,4	12,7	4,3	35,6

9

1: Dr. Fintelmann und Dr. Meyer GmbH;
2: Bundesanstalt für Gewässerkunde

Tabelle B.2: Korngrößenverteilung der gering belasteten Sedimente

Code		PA-R	PO-L	ST-L	BA-R	JO-R	DM-L	LO-L	N1-L	LW-R	AA-R	EB-R	N2-L
>2000µm	%	0,8	1,2	0	0,3	0	0	1,2	1,1	3,3	0,8	0,7	0,2
Sand >630µm	%	0,5	1,8	0,2	0,4	0	0,1	1,1	3,9	6,7	0,4	0,4	2,3
Sand >200µm	%	5,9	13,7	1,0	0,5	0,1	3,4	3,6	38,2	2,1	0,4	0,6	8,5
Sand >125µm	%	8,4	16,6	1,2	0,3	0,7	8,6	11,9	12,9	0,6	0,4	1,2	11,4
Sand >63µm	%	10,9	23,3	2,7	2,2	15	17,3	15,5	7,3	1,4	0,5	6,1	3,1
Schluff >20µm	%	29,9	19,7	39,3	14,6	47	32,6	33,3	14,8	23,6	4,5	37,0	25,3
Schluff >6,3µm	%	18,7	9,5	29,4	34,3	19,9	13,3	18,5	11,8	18,5	41,4	24,0	27,7
Schluff >2µm	%	14,2	7,5	16,1	24,6	8,3	10,2	8,3	4,3	9,0	28,2	7,5	10,2
Ton <2µm	%	11,5	7,9	10,1	23,1	9,0	14,5	6,5	5,9	35,0	23,4	22,5	11,3
Sand	%	25,7	55,4	5,1	3,4	15,8	29,4	32,2	62,2	10,7	1,7	8,3	25,3
Schluff	%	62,8	36,7	84,8	73,5	75,2	56,1	60,1	30,8	51,0	74,1	68,5	63,2
Ton	%	11,5	7,9	10,1	23,1	9,0	14,5	6,5	5,9	35,0	23,4	22,5	11,3
Bodenart		Uls	Su3	Ut2	Ut4	Ut2	Uls	Uls	Su3	Lu/Tu3	Ut4	Ut4	Uls

Tabelle B.3: Nährstoffe des Porenwassers der gering belasteten Sedimente

Code		PA-R	PO-L	ST-L	BA-R	JO-R	DM-L	LO-L	N1-L	LW-R	AA-R	EB-R	N2-L
NO_3-N	mg/l	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	0,07	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
NO_2-N	mg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,029	0,033	0,011	0,011	0,011	0,025
NH_4-N	mg/l	2,6	16,6	3,8	2,3	14	7	13,1	2,4	3,36	5,22	11,2	3,00
Ges.-P	mg/l	0,74	0,14	0,37	1,46	0,15	0,43	1,32	0,12	0,55	0,55	0,95	0,28

Tabelle B.4: Nährstoffe des Eluates (1:3) der gering belasteten Sedimente

Code		PA-R	PO-L	ST-L	BA-R	JO-R	DM-L	LO-L	N1-L	LW-R	AA-R	EB-R	N2-L
NO_3-N,	mg/l	<0,06	2,00	5,60	6,10	1,90	<0,06	1,50	<0,06	3,20	9,50	<0,06	0,20
NO_2-N,	mg/l	<0,02	0,20	<0,02	<0,02	0,03	<0,02	0,10	0,01	0,09	1,91	0,01	0,17
NH_4-N,	mg/l	4,10	3,00	0,07	0,04	7,60	10,10	17,20	0,20	0,69	0,11	12,30	2,22
Ges.-P	mg/l	0,34	0,13	0,10	0,23	0,05	0,10	0,79	0,10	0,51	0,90	0,18	0,02

Tabelle B.5: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion der gering belasteten Sedimente

Code		PA-R	PO-L	ST-L	BA-R	JO-R	DM-L	LO-L	N1-L	LW-R	AA-R	EB-R	N2-L
Arsen	mg/kg	14	<3	<3	8	10	11	4	2	21	10	11	4
Blei	mg/kg	38	7	19	24	18	34	22	18	168	53	93	29
Cadmium	mg/kg	0,4	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,3	<0,3	4,0	0,4	1,0	<0,3
Chrom	mg/kg	21	5	8	35	33	27	6	4	43	53	142	5
Kupfer	mg/kg	33	11	11	36	32	22	15	4	56	58	57	9
Lithium	mg/kg	4,1	0,4	0,6	6,9	7,5	5,4	0,8	0,6	10,0	15,0	13,0	0,8
Mangan	mg/kg	839	93	111	611	569	587	393	72	2150	547	549	111
Nickel	mg/kg	11	2	4	23	29	18	3	<1	36	35	88	1
Quecksilber	mg/kg	0,29	0,04	0,09	0,23	0,13	0,15	0,07	0,04	0,83	0,58	0,48	0,07
Zink	mg/kg	162	19	45	179	171	135	61	24	701	205	440	37

Tabelle B.6: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion der gering belasteten Sedimente

Code		PA-R	PO-L	ST-L	BA-R	JO-R	DM-L	LO-L	N1-L	LW-R	AA-R	EB-R	N2-L
Arsen	mg/kg	17	<3	<3	<3	12	15	<3	<3	17	5	11	<3
Blei	mg/kg	55	15	32	27	35	56	23	24	187	49	87	23
Cadmium	mg/kg	0,53	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,04	<0,4	<0,4	4,3	<0,4	1,0	<0,4
Chrom	mg/kg	30	10	12	38	45	40	5	3	47	48	60	2
Kupfer	mg/kg	47	17	17	38	49	33	15	5	61	50	63	6
Nickel	mg/kg	20	8	10	28	43	37	5	3	38	31	46	2
Quecksilber	mg/kg	0,40	<0,05	0,06	0,28	0,15	0,19	<0,05	<0,05	0,45	0,35	0,40	<0,05
Zink	mg/kg	195	38	61	161	213	229	56	33	830	183	478	24

Tabelle B.7: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe der gering belasteten Sedimente

Code		PA-R	PO-L	ST-L	BA-R	JO-R	DM-L	LO-L	N1-L	LW-R	AA-R	EB-R	N2-L
Naphthalin	mg/kg	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Acenaphthy-len	mg/kg	<0,7	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,7	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
Acenaphthen	mg/kg	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fluoren	mg/kg	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,2	<0,1	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Phenanthren	mg/kg	0,46	<0,1	<0,1	<0,1	0,13	<0,2	0,40	<0,1	<0,1	0,30	0,30	<0,1
Anthracen	mg/kg	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fluoranthen	mg/kg	0,68	<0,1	0,3	<0,1	0,2	<0,2	1,3	<0,1	0,5	0,6	0,9	<0,1
Pyren	mg/kg	<0,2	<0,1	0,25	<0,1	<0,1	<0,2	1,00	<0,1	<0,1	<0,1	0,80	<0,1
Benzo[*a*] anthracen	mg/kg	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,2	0,5	<0,1	0,2	0,3	0,3	<0,1
Chrysen	mg/kg	<0,2	<0,1	0,15	<0,1	<0,1	<0,2	0,5	<0,1	0,2	0,3	0,3	<0,1
Benzo[*b*] fluoranthen	mg/kg	0,39	<0,1	0,24	<0,1	<0,1	<0,2	0,7	<0,1	0,4	0,5	0,6	<0,1
Bezo[*k*] fluoranthen	mg/kg	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,2	0,3	<0,1	0,1	0,2	0,2	<0,1
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	0,24	<0,1	0,18	<0,1	<0,1	<0,2	0,6	<0,1	0,3	0,4	0,4	<0,1
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	0,3	<0,1	<0,1
Dibenzo[*ah*] anthracen	mg/kg	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Benzo[*ghi*] perylen	mg/kg	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
ΣPAK	mg/kg	1,8	<1	1,1	<1	<1	<1	5,3	<1	1,7	2,9	3,8	<1

Tabelle B.8: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion der gering belasteten Sedimente

Code		PA-R	PO-L	ST-L	BA-R	JO-R	DM-L	LO-L	N1-L	LW-R	AA-R	EB-R	N2-L
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	640	<100	220	<100	110	380	<100	<100	<100	<100	<100	<100

Tabelle B.9: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gering belasteten Sedimente

Code		PA-R	PO-L	ST-L	BA-R	JO-R	DM-L	LO-L	N1-L	LW-R	AA-R	EB-R	N2-L
ΣPCB (7)	µg/kg	<5	<5	1,1	<5	<5	<5	<5	<5	34,0	42,7	77,0	1,7

Tabelle B.10: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion der gering belasteten Sedimente

Code		PA-R	PO-L	ST-L	BA-R	JO-R	DM-L	LO-L	N1-L	LW-R	AA-R	EB-R	N2-L
HCH	µg/kg	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	<1	<1	<1	<1	<1	<1
HCB	µg/kg	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	<1	<1	1,2	8,7	35,0	<1
p,p´-DDE	µg/kg	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	3,4	<1	2,9	4,2	3,7	<1
o,p´- DDE	µg/kg	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	<1	<1	<1	2,0	3,7	<1
p,p´-DDD	µg/kg	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	<1	<1	1,0	<1	<1	<1
o,p´- DDD	µg/kg	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	<1	<1	3,3	2,9	3,9	1,5
p,p´- DDT	µg/kg	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	<1	<1	1,7	2,0	8,4	<1
o,p´- DDT	µg/kg	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	<1	<1	2,1	1,3	<1	<1

Tabelle B.11: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion der gering belasteten Sedimente

Code		PA-R	PO-L	ST-L	BA-R	JO-R	DM-L	LO-L	N1-L	LW-R	AA-R	EB-R	N2-L
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<10	<10	<10	<10	<10	<10
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<10	<10	<10	<10	<10	<10
iso-Nonylphenol	µg/kg	<200	<200	<200	<200	<200	<200	<100	<100	<100	157	<100	<100
OCS (Octachlorstyrol)	µg/kg	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	<1	<1	<1	11,0	<1	<1

Tabelle B.12: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion der gering belasteten Sedimente

Code		PA-R	PO-L	ST-L	BA-R	JO-R	DM-L	LO-L	N1-L	LW-R	AA-R	EB-R	N2-L
Monobutylzinn	µg/kg	14,6	2,9	19,6	11,3	3,8	10,6	100,0	<1	35,4	21,9	21,5	1,3
Dibutylzinn	µg/kg	11,9	1,4	19,1	5,1	2	6,4	81,4	<1	8,7	13,9	11,3	<1
Tributylzinn	µg/kg	31,5	2,9	94,6	1,3	<1	36,6	388,0	<1	5,2	34,8	13,7	<1
Tetrabutylzinn	µg/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1,8	<1	<1	4,1	<1	<1
Monooctylzinn	µg/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2,1	6,1	<1
Dioctylzinn	µg/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	3,0	5,0	<1
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Triphenylzinn	µg/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1

B.2: Belastete Sedimente

Tabelle B.13: Physikalisch-chemische Charakterisierung der belasteten Sedimente (Serie 1)

Code		TS-L	CA-R	AE-R	DÖ-R
TS	%	10,0	40,9	28,1	54,3
Glühverlust	%	22,3	17,1	13,9	4,9
pH		7,6	7,3	7,3	7,5
TOC	mg/l	19,5	48,3	25,4	14,5
DOC	mg/l	12,0	22,4	13,2	7,2
TC	g/kg	127,9	82,2	55,8	23,2
TOC	g/kg	107,7	75,3	55,5	22,8
Stickstoff	g/kg	10,5	3,8	4,6	1,6
Phosphor	g/kg	1,3	1,1	2,4	0,9
Schwefel	%	1,8	0,9	0,4	0,6
Aluminium	%	1,2	2,1	2,3	0,4
Eisen	%	2,9	2,8	3,1	1,3
Magnesium	%	0,5	0,8	0,6	0,2
Calcium	%	8,9	4,2	0,8	0,6

Tabelle B.14: Korngrößenverteilung der belasteten Sedimente (Serie 1)

Code		TS-L	CA-R	AE-R	DÖ-R
>2000µm	%	0,0	0,8	0,3	5,4
Sand >630µm	%	0,2	1,1	0,9	3,8
Sand >200µm	%	0,9	1,5	0,8	41,7
Sand >125µm	%	1,3	1,0	0,3	29,5
Sand >63µm	%	2,1	1,9	2,4	9,9
Schluff >20µm	%	15,5	21,1	18,5	2,1
Schluff >6,3µm	%	27,8	27,7	27,7	2,4
Schluff >2µm	%	23,5	18,4	20,3	1,9
Ton <2µm	%	28,7	26,5	28,8	3,3
Sand	%	4,5	5,6	4,4	89,7
Schluff	%	66,8	67,7	66,7	6,8
Ton	%	28,7	26,7	28,9	3,5
Bodenart		Tu4	Tu4	Tu4	Ss

Tabelle B.15: Nährstoffe des Porenwassers der belasteten Sedimente (Serie 1)

Code		TS-L	CA-R	AE-R	DÖ-R
NO_3-N	mg/l	0,05	2,00	0,06	0,07
NO_2-N	mg/l	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
NH_4-N	mg/l	6,5	9,4	4,5	0,6
Ges.-P	mg/l	1,1	0,3	0,2	0,1

Tabelle B.16: Nährstoffe des Eluates (1:3) der belasteten Sedimente (Serie 1)

Code		TS-L	CA-R	AE-R	DÖ-R
NO_3-N,	mg/l	<0,03	<0,03	0,09	0,2
NO_2-N,	mg/l	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
NH_4-N,	mg/l	8,0	8,4	3,3	0,07
Ges.-P	mg/l	0,2	0,3	0,2	0,07

Tabelle B.17: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion der belasteten Sedimente (Serie 1)

Code		TS-L	CA-R	AE-R	DÖ-R
Arsen	mg/kg	8	41	36	11
Blei	mg/kg	143	198	78	30
Cadmium	mg/kg	2,9	3,4	2,2	1,9
Chrom	mg/kg	52	96	55	156
Kupfer	mg/kg	218	168	58	55
Lithium	mg/kg	5,7	12	16	3,1
Mangan	mg/kg	986	593	890	234
Nickel	mg/kg	24	42	37	6,8
Quecksilber	mg/kg	1,1	11	0,7	0,08
Zink	mg/kg	987	1095	446	164

Tabelle B.18: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion der belasteten Sedimente (Serie 1)

Code		TS-L	CA-R	AE-R	DÖ-R
Arsen	mg/kg	9	31	37	9
Blei	mg/kg	165	227	100	38
Cadmium	mg/kg	3,3	3,8	3,0	2,0
Chrom	mg/kg	55	100	73	157
Kupfer	mg/kg	236	178	74	83
Nickel	mg/kg	36	46	44	5,3
Quecksilber	mg/kg	1,7	33	1,2	0,1
Zink	mg/kg	1033	1163	556	326

Tabelle B.19: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe der belasteten Sedimente (Serie 1)

Code		TS-L	CA-R	AE-R	DÖ-R
Naphthalin	mg/kg	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Acenaphthylen	mg/kg	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Acenaphthen	mg/kg	<0,1	0,3	<0,1	<0,1
Fluoren	mg/kg	0,2	0,4	<0,1	<0,1
Phenanthren	mg/kg	0,8	1,3	3,6	<0,1
Anthracen	mg/kg	<0,1	3,1	0,9	<0,1
Fluoranthen	mg/kg	1,9	2,5	0,9	0,2
Pyren	mg/kg	1,8	2,4	0,8	0,2
Benzo[*a*] anthracen	mg/kg	1,0	0,7	0,3	<0,1
Chrysen	mg/kg	1,0	1,3	0,3	<0,1
Benzo[*b*] fluoranthen	mg/kg	1,4	0,9	0,5	0,1
Bezo[*k*] fluoranthen	mg/kg	0,6	0,4	0,2	<0,1
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	1,5	0,8	0,4	0,1
Indeno [1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dibenzo[*ah*] anthracen	mg/kg	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Benzo[*ghi*] perylen	mg/kg	1,1	0,5	0,3	<0,1
ΣPAK	mg/kg	11,0	15,0	8,4	<1

Tabelle B.20: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion der belasteten Sedimente (Serie 1)

Code		TS-L	CA-R	AE-R	DÖ-R
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	960	1400	400	<100

Tabelle B.21: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der belasteten Sedimente (Serie 1)

Code		TS-L	CA-R	AE-R	DÖ-R
ΣPCB (7)	µg/kg	251,0	231,0	65,9	10,8

Tabelle B.22: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion der belasteten Sedimente (Serie 1)

Code		TS-L	CA-R	AE-R	DÖ-R
HCH	µg/kg	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
HCB	µg/kg	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
p,p´-DDE	µg/kg	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
o,p´- DDE	µg/kg	4,1	2,3	<0,1	<0,1
p,p´-DDD	µg/kg	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
o,p´- DDD	µg/kg	0,8	<0,1	<0,1	<0,1
p,p´- DDT	µg/kg	<0,1	14,0	<0,1	<0,1
o,p´- DDT	µg/kg	<0,1	61,0	<0,1	<0,1

Tabelle B.23: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion der belasteten Sedimente (Serie 1)

Code		TS-L	CA-R	AE-R	DÖ-R
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<10	<10	<10	<10
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<10	<10	<10	<10
iso-Nonylphenol	µg/kg	<100	<100	<100	<100
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Tabelle B.24: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion der belasteten Sedimente (Serie 1)

Code		TS-L	CA-R	AE-R	DÖ-R
Monobutylzinn	µg/kg	22,2	9,4	33,4	6,5
Dibutylzinn	µg/kg	38,1	6,4	12,8	9,7
Tributylzinn	µg/kg	98,5	5,6	9,6	20,2
Tetrabutylzinn	µg/kg	<1	<1	<1	<1
Monooctylzinn	µg/kg	<1	10,5	<1	<1
Dioctylzinn	µg/kg	<1	7,2	<1	<1
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<1	<1	<1	<1
Triphenylzinn	µg/kg	87,5	<1	<1	<1

Tabelle B.25: Physikalisch-chemische Charakterisierung der belasteten Sedimente (Serie 2)

Code		HH-R	PZ-R	HU-R	KO-R	FK-R	SH-R
TS	%	23,9	37,4	31,6	48,6	20,9	30,8
Glühverlust	%	18,9	11,8	15,3	8,1	23,7	9,5
pH		7,7	7,4	7,4	7,8	7,5	7,6
TOC	mg/l	16,0	22,0	92,0	9,0	47,0	7,0
DOC	mg/l	16,0	28,0	107,0	52,0	44,0	24,0
TC	g/kg	91,1	54,8	70,1	52,6	149,5	71,3
TOC	g/kg	87,8	50,5	65,8	42,2	140,3	43,9
Stickstoff	g/kg	5,4	3,4	4,7	2,0	8,1	3,9
Phosphor	g/kg	2,9	1,5	2,2	0,9	2,3	2,0
Schwefel	%	1,4	0,4	0,6	0,9	15,7	1,0
Aluminium	%	1,6	2,8	1,9	1,7	0,5	1,9
Eisen	%	3,0	3,5	3,6	1,7	3,4	2,0
Magnesium	%	0,5	1,4	0,7	1,0	0,2	0,8
Calcium	%	2,1	3,7	2,1	5,4	3,5	7,5

Tabelle B.26: Korngrößenverteilung der belasteten Sedimente (Serie 2)

Code		HH-R	PZ-R	HU-R	KO-R	FK-R	SH-R
>2000µm	%	0,7	0,1	0,4	0,1	1,5	1,6
Sand >630µm	%	0,9	0,3	0,5	0,1	2,3	3,9
Sand >200µm	%	4,5	2,4	1,5	7,4	17,3	10,5
Sand >125µm	%	2,8	2,8	0,8	11,4	9,2	2,1
Sand >63µm	%	1,5	8,0	0,9	19,0	7,8	1,4
Schluff >20µm	%	15,4	22,8	20,1	24,9	13,6	8,8
Schluff >6,3µm	%	24,2	15,0	25,0	11,1	18,2	24,7
Schluff >2µm	%	17,1	11,1	12,1	6,3	13,9	19,5
Ton <2µm	%	32,9	37,5	38,6	19,7	16,2	27,6
Sand	%	9,7	13,4	3,8	38,0	36,6	17,7
Schluff	%	56,8	48,9	57,2	42,2	45,7	53,1
Ton	%	32,9	37,5	38,6	19,7	16,2	27,6
Bodenart		Tu3	Lt3	Tu3	Ls2	Slu	Lu

Tabelle B.27: Nährstoffe des Porenwassers der belasteten Sedimente (Serie 2)

Code		HH-R	PZ-R	HU-R	KO-R	FK-R	SH-R
NO_3-N	mg/l	0,01	0,04	0,02	0,02	0,02	0,02
NO_2-N	mg/l	0,03	0,08	<0,2	<0,02	<0,02	<0,02
NH_4-N	mg/l	22,8	19,2	77,7	15,4	7,4	3,4
Ges.-P	mg/l	<0,05	0,13	<0,05	0,70	<0,05	0,14

Tabelle B.28: Nährstoffe des Eluates (1:3) der belasteten Sedimente (Serie 2)

Code		HH-R	PZ-R	HU-R	KO-R	FK-R	SH-R
NO_3-N,	mg/l	0,02	10,80	0,08	0,08	0,02	4,40
NO_2-N,	mg/l	<0,02	1,32	0,03	0,02	<0,02	<0,02
NH_4-N,	mg/l	26,7	18,9	57,7	10,4	8,4	2,2
Ges.-P	mg/l	<0,05	0,30	0,62	0,65	<0,05	0,48

Tabelle B.29: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion der belasteten Sedimente (Serie 2)

Code		HH-R	PZ-R	HU-R	KO-R	FK-R	SH-R
Arsen	mg/kg	73	32	25	3	29	10
Blei	mg/kg	480	170	140	17	290	100
Cadmium	mg/kg	11	1,2	3,6	0,4	33	2,1
Chrom	mg/kg	130	97	80	11	87	70
Kupfer	mg/kg	320	110	110	14	3100	100
Lithium	mg/kg	26	65	33	32	8	37
Mangan	mg/kg	1400	1000	2400	150	1600	840
Nickel	mg/kg	79	55	56	11	110	44
Quecksilber	mg/kg	8,3	0,38	0,65	0,10	96	0,70
Zink	mg/kg	2000	960	930	160	4600	550

Tabelle B.30: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion der belasteten Sedimente (Serie 2)

Code		HH-R	PZ-R	HU-R	KO-R	FK-R	SH-R
Arsen	mg/kg	69	30	27	14	33	13
Blei	mg/kg	460	190	160	62	380	120
Cadmium	mg/kg	11	1,3	4,1	1,2	43	2,3
Chrom	mg/kg	130	100	88	87	110	82
Kupfer	mg/kg	300	100	91	110	4200	120
Nickel	mg/kg	74	55	59	57	100	51
Quecksilber	mg/kg	8,7	0,44	0,74	0,24	107	0,66
Zink	mg/kg	2000	1100	900	480	5200	650

Tabelle B.31: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe der belasteten Sedimente (Serie 2)

Code		HH-R	PZ-R	HU-R	KO-R	FK-R	SH-R
Naphthalin	mg/kg	7,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,7	<0,1
Acenaphthylen	mg/kg	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Acenaphthen	mg/kg	7,9	0,3	0,2	<0,1	0,3	<0,1
Fluoren	mg/kg	11,0	0,5	0,2	<0,1	0,7	<0,1
Phenanthren	mg/kg	7,0	1,4	0,6	0,4	3,2	0,3
Anthracen	mg/kg	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fluoranthen	mg/kg	114,0	3,4	1,0	1,4	5,2	1,0
Pyren	mg/kg	77,0	2,7	0,8	1,1	4,6	0,9
Benzo[*a*] anthracen	mg/kg	46,0	1,6	0,4	0,6	1,3	0,4
Chrysen	mg/kg	49,0	1,8	0,4	0,5	1,7	0,4
Benzo[*b*] fluoranthen	mg/kg	52,0	2,0	0,7	0,8	1,9	0,7
Bezo[*k*] fluoranthen	mg/kg	23,0	0,9	0,2	0,4	1,9	0,3
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	46,0	4,5	0,5	0,6	1,5	0,6
Indeno [1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	33,0	2,5	<0,1	0,5	0,7	0,4
Dibenzo[*ah*] anthracen	mg/kg	3,4	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Benzo[*ghi*] perylen	mg/kg	33,0	1,2	0,4	0,5	0,9	0,5
ΣPAK	mg/kg	509,4	22,9	5,4	6,8	24,6	5,5

Tabelle B.32: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion der belasteten Sedimente (Serie 2)

Code		HH-R	PZ-R	HU-R	KO-R	FK-R	SH-R
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	7300	1300	1100	390	5700	770

Tabelle B.33: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der belasteten Sedimente (Serie 2)

Code		HH-R	PZ-R	HU-R	KO-R	FK-R	SH-R
ΣPCB (7)	µg/kg	286,0	184,0	<1	121	143	91

Tabelle B.34: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion der belasteten Sedimente (Serie 2)

Code		HH-R	PZ-R	HU-R	KO-R	FK-R	SH-R
HCH	µg/kg	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
HCB	µg/kg	40,0	0,6	<0,1	2,0	7,3	2,1
p,p´-DDE	µg/kg	30,0	6,7	1,7	2,9	23,0	3,9
o,p´- DDE	µg/kg	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
p,p´-DDD	µg/kg	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
o,p´- DDD	µg/kg	30,0	15,0	1,0	2,0	14,0	6,4
p,p´- DDT	µg/kg	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
o,p´- DDT	µg/kg	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Tabelle B.35: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion der belasteten Sedimente (Serie 2)

Code		HH-R	PZ-R	HU-R	KO-R	FK-R	SH-R
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<10	42	<10	<10	<10	<10
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<10	<10	<10	<10	<10	<10
iso-Nonylphenol	µg/kg	<50	1040	70	2450	<50	523
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	10	<0,1	<0,1	<0,1		0,4

Tabelle B.36: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion der belasteten Sedimente (Serie 2)

Code		HH-R	PZ-R	HU-R	KO-R	FK-R	SH-R
Monobutylzinn	µg/kg	89	4,14	19	4,65	13,9	12,6
Dibutylzinn	µg/kg	109	9,51	66,4	4,44	71,5	20,4
Tributylzinn	µg/kg	323	3,64	780	2,29	495	69,8
Tetrabutylzinn	µg/kg	94,2	<0,98	13	<0,93	7,32	<0,84
Monooctylzinn	µg/kg	9,35	1,62	3,71	1,87	<1,66	2,38
Dioctylzinn	µg/kg	11	<0,98	<1,35	2,3	<1,66	2,55
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<4,04	<2,44	<3,38	<2,33	<4,16	<2,09
Triphenylzinn	µg/kg	<1,62	<0,98	804	<0,93	<1,66	7,21

Anhang C

Statistische Auswertung

Monika Hammers-Wirtz, Hans-Toni Ratte
RWTH Aachen, Institut für Umweltforschung (Biologie V) und Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und -bewertung e.V. (Aninstitut der RWTH Aachen)

Im Anhang C (ausführliche Darstellung s. CD) sind die Methoden und Ergebnisse der statistischen Analysen der im SeKT-Projekt durchgeführten Testverfahren zusammengestellt. Zur Bearbeitung der verschiedenen Fragestellungen in den einzelnen Arbeitspaketen wurden sowohl univariate als auch multivariate statistische Methoden eingesetzt.
Für jedes Testverfahren wurde die Variabilität in den Kontrollsedimenten, die mehrfach untersucht wurden, analysiert. Dazu zählten die beiden ausgewählten Kontrollsedimente OECD 218 und Altrip sowie testspezifisch mitgeführte Kontrollsedimente oder auch Positivkontrollen.
Anhand der Testergebnisse aus den gering belasteten, natürlichen Sedimenten wurden die zwei Kenngrößen

- die mittlere „minimal detektierbare Differenz“ (MDD) in den natürlichen Sedimenten gegenüber der Kontrolle als Maß für die testinterne Variabilität im natürlichen Sediment gegenüber der testinternen Kontrolle und

- zum anderen die sog. „maximal tolerable inhibition (MTI)“ als Maß für die Variabilität zwischen den verschiedenen natürlichen, „gering belasteten“ Sedimenten

ermittelt, um daraus Toxizitätsschwellenwerte für jedes Testsystem abzuleiten.
Die natürlichen Sedimente wurden aufgrund der Fragestellungen getrennt für die beiden Gruppen der gering belasteten Sedimente und der belasteten Sedimente analysiert. Für jedes natürliche Sediment und für jedes Testsystem wurden die gängigen statistischen Kenngrößen wie Mittelwert, Medianwert, Minimum, Maximum, Standardabweichung, Variationskoeffizient, Standardfehler des Mittelwertes sowie die Grenzen des 95%-Vertrauensbereiches ermittelt. Zusätzlich erfolgte ein paarweiser Vergleich der Testergebnisse der Sedimente untereinander und mit den Kontrollen. Darüber hinaus wurden bivariate Korrelationen der Testergebnisse mit den Sedimenteigenschaften bzw. mit den Schadstoffbelastungen ermittelt. Die Testergebnisse aller Sedimente einer Gruppe (gering belastet/ belastet) wurden zusammen mit den „Umweltvariablen“ in einer multivariaten Analyse untersucht. In die multivariate Analyse der belasteten Sedimente gingen zusätzlich die Ergebnisse der multivariaten Analyse der gering belasteten Sedimente ein, indem die Sedimenteigenschaften mit signifikantem Einfluss als Kovariablen einbezogen wurden.
Für die mit Schadstoffen dotierten Sedimente wurden Dosis-Wirkungskurven gefittet und die Kenngrößen der EC50-Werte ermittelt.

Anhang D

Adressen der Projektpartner:

TV1:
Dr. Ute Feiler, Denise Spira, Dr. Peter Heininger
Bundsanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz

TV 2:
Dr. Helga Neumann-Hensel, Carolina Roeber, Sonja Bley
Dr. Fintelmann und Dr. Meyer GmbH
Chemische und biologische Handelslaboratorien
Mendelssohnstr. 15 D, 22761 Hamburg

TV3:
Dr. Sebastian Höss,
Institut für Biodiversität – Netzwerk (ibn) und Ecossa
Drei-Kronen-Gasse 2 Giselastraße 6
93047 Regensburg 82319 Starnberg

TV4:
Daniel Gilberg, Dr. Thomas Knacker
ECT Oekotoxikologie GmbH
Böttgerstraße 2-14
65439 Flörsheim am Main

TV5:
Dr. Jürgen Weber
NORDUM Institut für Umwelt und Analytik GmbH & Co. KG
Am Weidenbruch 22
18196 Kessin / Rostock
Geschäftsführerin: Dr. Anita Plantikow

TV6:
Dr. Wolfgang Ahlf
Technische Universität Hamburg-Harburg
Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft
Eißendorfer Straße 40
21073 Hamburg

TV7:
Dr. Henner Hollert, Thomas Benjamin Seiler
RWTH Aachen
Institut für Umweltforschung (Biologie V)
Lehrstuhl für Umweltbiologie und -chemodynamik
Worringerweg 1
52074 Aachen

Anhang B

Verbundprojekt SeKT

Physikalisch-chemische Sedimentanalytik (TV2)

Helga Neumann-Hensel[1], Kerstin Melbye[1], Carolina Roeber[1], Sonja Bley[1], Denise Spira[2], Peter Heininger[2], Ute Feiler[2]

April 2009

1: Dr. Fintelmann und Dr. Meyer GmbH
Chemische und biologische Handelslaboratorien
Mendelssohnstr. 15 D, 22761 Hamburg

2: Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)
Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz

GEFÖRDERT VOM
Bundesministerium für Bildung und Forschung

Inhaltsverzeichnis

1. Probenvorbehandlung und Sedimentanalytik 13

2. Charakterisierung der Sedimente 17

2.1 Charakterisierung der natürlichen unbelasteten Sedimente 17

2.1.1 Probennahmestelle Parchim – Müritz-Elbe-Wasserstrasse – PA-R 21

2.1.2 Probennahmestelle Possenhofen (Lithoral) – Starnberger See – PO-L 26

2.1.3 Probennahmestelle Starnberg (Profundal) – Starnberger See – ST-L 31

2.1.4 Probennahmestelle Bad Abbach – Donau – BA-R 36

2.1.5 Probennahmestelle Jochenstein – Donau – JO-R 41

2.1.6 Probennahmestelle Drontermeer – Drontermeer/NL – DM-L 46

2.1.7 Probennahmestelle Lohmen – Lohmer See – LO-L 51

2.1.8 Probennahmestelle Neuglobsow-Steg – Stechlinsee – N1-L 56

2.1.9 Probennahmestelle Neuglobsow-Stelle – Stechlinsee – N2-L 61

2.1.10 Probennahmestelle Langwedel – Weser – LW-R 66

2.1.11 Probennahmestelle Altrip/Altarm – Rhein – AA-R 71

2.1.12 Probennahmestelle Ehrenbreitstein – Rhein – EB-R 76

2.2 Charakterisierung der natürlichen belasteten Sedimente 81

2.2.1 Probennahmestelle Tiefer See – Havel – TS-L 83

2.2.2 Sediment aus Calbe – Saale – CA-R 88

2.2.3 Sediment aus Alte Elbe – Elbe – AE-R 93

2.2.4 Sediment aus Dömitz – Müritz-Elde Wasserstrasse – DÖ-R 98

2.2.5 Sediment aus dem Hamburger Hafen – Elbe – HH-R 103

2º2.6 Sediment aus Palzem – Mosel – PZ-R 108

2.2.7 Sediment aus Hunte – Nebenfluß der Weser, Werfthafen – HU-R 113

2.2.8 Sediment aus Kochendorf – Neckar – KO-R 118

2.2.9 Sediment aus dem Finow-Kanal – Oder – FK-R 123

2.2.10 Sediment aus dem Schiersteiner Hafen – Rhein – SH-R 128

Literaturverzeichnis 133

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Verwendete Verfahren 13
Tabelle 2: Übersicht der natürlichen unbelasteten Sedimente....17
Tabelle 3: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments PA-R 21
Tabelle 4: Korngrößenverteilung des Sediments PA-R....22
Tabelle 5: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments PA-R 22
Tabelle 6: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments PA-R 22
Tabelle 7: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments PA-R 23
Tabelle 8: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments PA-R 23
Tabelle 9: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments PA-R....24
Tabelle 10: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments PA-R....24
Tabelle 11: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments PA-R....24
Tabelle 12: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments PA-R 25
Tabelle 13: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments PA-R 25
Tabelle 14: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments PA-R....25
Tabelle 15: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments PO-L 26
Tabelle 16: Korngrößenverteilung des Sediments PO-L....27
Tabelle 17: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments PO-L 27
Tabelle 18: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments PO-L 27
Tabelle 19: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments PO-L 28
Tabelle 20: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments PO-L 28
Tabelle 21: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments PO-L....29
Tabelle 22: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments PO-L 29
Tabelle 23: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments PO-L....29
Tabelle 24: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments PO-L 30
Tabelle 25: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments PO-L....30
Tabelle 26: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments PO-L....30
Tabelle 27: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments ST-L....31
Tabelle 28: Korngrößenverteilung des Sediments ST-L 32
Tabelle 29: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments ST-L....32
Tabelle 30: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments ST-L....32
Tabelle 31: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments ST-L....33
Tabelle 32: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments ST-L....33
Tabelle 33: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments ST-L....34
Tabelle 34: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments ST-L 34
Tabelle 35: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments ST-L 34
Tabelle 36: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments ST-L....35
Tabelle 37: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments ST-L 35
Tabelle 38: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments ST-L 35
Tabelle 39: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments BA-R....36

Tabellenverzeichnis

Tabelle 40: Korngrößenverteilung des Sediments BA-R 37
Tabelle 41: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments BA-R 37
Tabelle 42: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments BA-R 37
Tabelle 43: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments BA-R 38
Tabelle 44: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments BA-R 38
Tabelle 45: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments BA-R 39
Tabelle 46: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments BA-R 39
Tabelle 47: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments BA-R 39
Tabelle 48: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments BA-R 40
Tabelle 49: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments BA-R 40
Tabelle 50: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments BA-R 40
Tabelle 51: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments JO-R 41
Tabelle 52: Korngrößenverteilung des Sediments JO-R 42
Tabelle 53: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments JO-R 42
Tabelle 54: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments JO-R 42
Tabelle 55: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments JO-R 43
Tabelle 56: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments JO-R 43
Tabelle 57: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments JO-R 44
Tabelle 58: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments JO-R 44
Tabelle 59: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments JO-R 44
Tabelle 60: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments JO-R 45
Tabelle 61: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments JO-R 45
Tabelle 62: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments JO-R 45
Tabelle 63: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments DM-L 46
Tabelle 64: Korngrößenverteilung des Sediments DM-L 47
Tabelle 65: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments DM-L 47
Tabelle 66: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments DM-L 47
Tabelle 67: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments DM-L 48
Tabelle 68: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments DM-L 48
Tabelle 69: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments DM-L 49
Tabelle 70: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments DM-L 49
Tabelle 71: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments DM-L 49
Tabelle 72: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments DM-L 50
Tabelle 73: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments DM-L 50
Tabelle 74: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments DM-L 50
Tabelle 75: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments LO-L 51
Tabelle 76: Korngrößenverteilung des Sediments LO-L 52
Tabelle 77: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments LO-L 52

Tabellenverzeichnis

Tabelle 78: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments LO-L 52
Tabelle 79: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments LO-L 53
Tabelle 80: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments LO-L 53
Tabelle 81: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments LO-L 54
Tabelle 82: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments LO-L 54
Tabelle 83: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments LO-L 54
Tabelle 84: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments LO-L 55
Tabelle 85: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments LO-L 55
Tabelle 86: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments LO-L 55
Tabelle 87: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments N1-L 56
Tabelle 88: Korngrößenverteilung des Sediments N1-L 57
Tabelle 89: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments N1-L 57
Tabelle 90: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments N1-L 57
Tabelle 91: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments N1-L 58
Tabelle 92: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments N1-L 58
Tabelle 93: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments N1-L 59
Tabelle 94: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments N1-L 59
Tabelle 95: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments N1-L 59
Tabelle 96: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments N1-L 60
Tabelle 97: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments N1-L 60
Tabelle 98: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments N1-L 60
Tabelle 99: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments N2-L 61
Tabelle 100: Korngrößenverteilung des Sediments N2-L 62
Tabelle 101: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments N2-L 62
Tabelle 102: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments N2-L 62
Tabelle 103: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments N2-L 63
Tabelle 104: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments N2-L 63
Tabelle 105: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments N2-L 64
Tabelle 106: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments N2-L 64
Tabelle 107: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments N2-L 64
Tabelle 108: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments N2-L 65
Tabelle 109: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments N2-L 65
Tabelle 110: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments N2-L 65
Tabelle 111: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments LW-R 66
Tabelle 112: Korngrößenverteilung des Sediments LW-R 67
Tabelle 113: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments LW-R 67
Tabelle 114: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments LW-R 67
Tabelle 115: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments LW-R 68

Tabellenverzeichnis

Tabelle 116: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments LW-R 68
Tabelle 117: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments LW-R 69
Tabelle 118: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments LW-R 69
Tabelle 119: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments LW-R 69
Tabelle 120: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments LW-R 70
Tabelle 121: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments LW-R 70
Tabelle 122: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments LW-R 70
Tabelle 123: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments AA-R 71
Tabelle 124: Korngrößenverteilung des Sediments AA-R 72
Tabelle 125: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments AA-R 72
Tabelle 126: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments AA-R 72
Tabelle 127: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments AA-R 73
Tabelle 128: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments AA-R 73
Tabelle 129: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments AA-R 74
Tabelle 130: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments AA-R 74
Tabelle 131: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments AA-R 74
Tabelle 132: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments AA-R 75
Tabelle 133: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments AA-R 75
Tabelle 134: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments AA-R 75
Tabelle 135: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments EB-R 76
Tabelle 136: Korngrößenverteilung des Sediments EB-R 77
Tabelle 137: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments EB-R 77
Tabelle 138: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments EB-R 77
Tabelle 139: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments EB-R 78
Tabelle 140: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments EB-R 78
Tabelle 141: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments EB-R 79
Tabelle 142: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments EB-R 79
Tabelle 143: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments EB-R 79
Tabelle 144: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments EB-R 80
Tabelle 145: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments EB-R 80
Tabelle 146: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments EB-R 80
Tabelle 147: Übersicht der natürlichen belasteten Sedimente 81
Tabelle 148: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments TS-L 83
Tabelle 149: Korngrößenverteilung des Sediments TS-L 84
Tabelle 150: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments TS-L 84
Tabelle 151: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments TS-L 84
Tabelle 152: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments TS-L 85

Tabellenverzeichnis

Tabelle 153: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments TS-L 85
Tabelle 154: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments TS-L 86
Tabelle 155: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments TS-L 86
Tabelle 156: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments TS-L 86
Tabelle 157: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments TS-L 87
Tabelle 158: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments TS-L 87
Tabelle 159: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments TS-L 87
Tabelle 160: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments CA-R 88
Tabelle 161: Korngrößenverteilung des Sediments CA-R 89
Tabelle 162: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments CA-R 89
Tabelle 163: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments CA-R 89
Tabelle 164: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments CA-R 90
Tabelle 165: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments CA-R 90
Tabelle 166: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments CA-R 91
Tabelle 167: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments CA-R 91
Tabelle 168: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments CA-R 91
Tabelle 169: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments CA-R 92
Tabelle 170: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments CA-R 92
Tabelle 171: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments CA-R 92
Tabelle 172: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments AE-R 93
Tabelle 173: Korngrößenverteilung des Sediments AE-R 94
Tabelle 174: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments AE-R 94
Tabelle 175: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments AE-R 94
Tabelle 176: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments AE-R 95
Tabelle 177: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments AE-R 95
Tabelle 178: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments AE-R 96
Tabelle 179: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments AE-R 96
Tabelle 180: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments AE-R 96
Tabelle 181: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments AE-R 97
Tabelle 182: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments AE-R 97
Tabelle 183: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments AE-R 97
Tabelle 184: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments DÖ-R 98
Tabelle 185: Korngrößenverteilung des Sediments DÖ-R 99
Tabelle 186: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments DÖ-R 99
Tabelle 187: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments DÖ-R 99
Tabelle 188: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments DÖ-R 100
Tabelle 189: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments DÖ-R 100

Tabellenverzeichnis

Tabelle 190: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments DÖ-R 101
Tabelle 191: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments DÖ-R 101
Tabelle 192: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments DÖ-R 101
Tabelle 193: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments DÖ-R 102
Tabelle 194: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments DÖ-R 102
Tabelle 195: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments DÖ-R 102
Tabelle 196: Physikalisch-chemische Charakterisierung des belasteten Sediments HH-R 103
Tabelle 197: Korngrößenverteilung des belasteten Sediments HH-R 104
Tabelle 198: Nährstoffe des Porenwassers des belasteten Sediments HH-R 104
Tabelle 199: Nährstoffe des Eluates (1:3) des belasteten Sediments HH-R 104
Tabelle 200: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments HH-R 105
Tabelle 201: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des belasteten Sediments HH-R 105
Tabelle 202: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des belasteten Sediments HH-R 106
Tabelle 203: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des belasteten Sediments HH-R 106
Tabelle 204: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des belasteten Sediments HH-R 106
Tabelle 205: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments HH-R 107
Tabelle 206: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments HH-R 107
Tabelle 207: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des belasteten Sediments HH-R 107
Tabelle 208: Physikalisch-chemische Charakterisierung des belasteten Sediments PZ-R 108
Tabelle 209: Korngrößenverteilung des belasteten Sediments PZ-R 109
Tabelle 210: Nährstoffe des Porenwassers des belasteten Sediments PZ-R 109
Tabelle 211: Nährstoffe des Eluates (1:3) des belasteten Sediments PZ-R 109
Tabelle 212: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments PZ-R 110
Tabelle 213: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des belasteten Sediments PZ-R 110
Tabelle 214: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des belasteten Sediments PZ-R 111
Tabelle 215: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des belasteten Sediments PZ-R 111
Tabelle 216: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des belasteten Sediments PZ-R 111
Tabelle 217: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments PZ-R 112
Tabelle 218: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments PZ-R 112
Tabelle 219: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des belasteten Sediments PZ-R 112
Tabelle 220: Physikalisch-chemische Charakterisierung des belasteten Sediments HU-R 113
Tabelle 221: Korngrößenverteilung des belasteten Sediments HU-R 114
Tabelle 222: Nährstoffe des Porenwassers des belasteten Sediments HU-R 114
Tabelle 223: Nährstoffe des Eluates (1:3) des belasteten Sediments HU-R 114
Tabelle 224: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments HU-R 115
Tabelle 225: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des belasteten Sediments HU-R 115
Tabelle 226: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des belasteten Sediments HU-R 116

Tabellenverzeichnis

Tabelle 227: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des belasteten Sediments HU-R 116
Tabelle 228: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des belasteten Sediments HU-R 116
Tabelle 229: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments HU-R....117
Tabelle 230: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments HU-R....117
Tabelle 231: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des belasteten Sediments HU-R 117
Tabelle 232: Physikalisch-chemische Charakterisierung des belasteten Sediments KO-R....118
Tabelle 233: Korngrößenverteilung des belasteten Sediments KO-R 119
Tabelle 234: Nährstoffe des Porenwassers des belasteten Sediments KO-R 119
Tabelle 235: Nährstoffe des Eluates (1:3) des belasteten Sediments KO-R....119
Tabelle 236: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments KO-R....120
Tabelle 237: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des belasteten Sediments KO-R....120
Tabelle 238: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des belasteten Sediments KO-R 121
Tabelle 239: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des belasteten Sediments KO-R 121
Tabelle 240: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des belasteten Sediments KO-R 121
Tabelle 241: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments KO-R....122
Tabelle 242: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments KO-R....122
Tabelle 243: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des belasteten Sediments KO-R 122
Tabelle 244: Physikalisch-chemische Charakterisierung des belasteten Sediments FK-R 123
Tabelle 245: Korngrößenverteilung des belasteten Sediments FK-R....124
Tabelle 246: Nährstoffe des Porenwassers des belasteten Sediments FK-R 124
Tabelle 247: Nährstoffe des Eluates (1:3) des belasteten Sediments FK-R 124
Tabelle 248: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments FK-R 125
Tabelle 249: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des belasteten Sediments FK-R 125
Tabelle 250: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des belasteten Sediments FK-R 126
Tabelle 251: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des belasteten Sediments FK-R 126
Tabelle 252: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des belasteten Sediments FK-R....126
Tabelle 253: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments FK-R 127
Tabelle 254: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments FK-R....127
Tabelle 255: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des belasteten Sediments FK-R....127
Tabelle 256: Physikalisch-chemische Charakterisierung des belasteten Sediments SH-R 128
Tabelle 257: Korngrößenverteilung des belasteten Sediments SH-R....129
Tabelle 258: Nährstoffe des Porenwassers des belasteten Sediments SH-R 129
Tabelle 259: Nährstoffe des Eluates (1:3) des belasteten Sediments SH-R 129
Tabelle 260: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments SH-R 130
Tabelle 261: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des belasteten Sediments SH-R 130
Tabelle 262: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des belasteten Sediments SH-R 131
Tabelle 263: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des belasteten

Tabellenverzeichnis

	Sediments SH-R	131
Tabelle 264:	Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des belasteten Sediments SH-R	131
Tabelle 265:	Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments SH-R	132
Tabelle 266:	Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments SH-R	132
Tabelle 267:	Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des belasteten Sediments SH-R	132

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: pH-Werte der unbelasteten Sedimente 18
Abbildung 2: TOC-Gehalte der unbelasteten Sedimente 18
Abbildung 3: Ton-, Schluff- und Sandgehalte der unbelasteten Sedimente 19
Abbildung 4: Sandgehalte der unbelasteten Sedimente 19
Abbildung 5: Schluffgehalte der unbelasteten Sedimente 20
Abbildung 6: Tongehalte der unbelasteten Sedimente 20
Abbildung 7: Ton-, Schluff- und Sandgehalte der belasteten Sedimente 82

Abkürzungsverzeichnis

DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan (Metabolite DDD und DDE)
DIN	Deutsches Institut für Normung e.V.; Deutsche Industrienorm
DOC	Dissolved Organic Carbon
Ges.-P	Gesamtphosphat
ISO	International Organization for Standardization
HCH	Hexachlorcyclohexan
HCB	Hexachlorbenzol
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
NO3-N	Nitratstickstoff
NO2-N	Nitritstickstoff
NH4-N	Ammoniumstickstoff
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
pH	negativer Wert des dekadischen Logarithmus der gemessenen Aktivität der Hydroniumionen in einer Lösung
TC	Total Carbon
TS	Trockensubstanz
TOC	Total Organic Carbon

1. Probenvorbehandlung und Sedimentanalytik

Die für das SeKT-Projekt ausgewählten Sedimente wurden v. a. von den KollegInnen der Bundesanstalt für Gewässerkunde (Details s. Anhang A) den Gewässern entnommen, die Probenentnahmestellen fotographisch dokumentiert, die Sedimente homogenisiert, gelagert und zur Analyse ins Haus Dr. Fintelmann und Dr. Meyer GmbH versandt. Die Sedimente wurden dort durch Korngrößenanalyse, Trockenrückstand (TR), Gehalt an organischem Kohlenstoff (TOC, DOC) und weiteren physikalisch-chemischen Parametern charakterisiert.

Die Untersuchung der Sedimentproben beschränkt sich im Wesentlichen auf Schadstoffe, die gemäß dem Untersuchungsprogramm für den Umgang mit Baggergut im Binnenbereich (HABAB-WSV, 2000) und ARGE-Elbe empfohlen werden.

Die Sedimentanalytik erfolgte an der gefriergetrockneten <2 mm Fraktion. Zusätzlich wurde die Analytik der Schwermetalle an der gefriergetrockneten Feinkornfraktion <20 µm durchgeführt. Die Porenwasser- und Eluatherstellung wurde gemäß BfG-Merkblatt „Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung“ durchgeführt. Die verwendeten Verfahren sind Tabelle 1 zu entnehmen.

Tabelle 1: Verwendete Verfahren

Parameter	Verfahren	Kurzbeschreibung
Trockensubstanzgehalt	DIN 38414 S 2 Bestimmung des Wassergehaltes und des Trockenrückstandes bzw. der Trockensubstanz	Die Trocknung erfolgt bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz. Der Trockensubstanzgehalt wird aus der Differenz der Massen vor und nach der Trocknung berechnet
Glühverlust	DIN EN 12879 (S 3a) Bestimmung des Glühverlustes der Trockenmasse	Die Trockenmasseproben werden im Muffelofen bei 550 °C verglüht. Der Glühverlust wird aus der Differenz der Massen vor und nach dem Glühvorgang berechnet.
TOC DOC	DIN 38409 H 3 Anleitung zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC)	Der organische Kohlenstoff wird zunächst mittels energiereicher Strahlung zu Kohlenstoffdioxid oxidiert, der anorganische Kohlenstoff durch Ansäuern und Austreiben entfernt. Das gebildete Kohlenstoffdioxid wurde mit Infrarot-Spektrometrie bestimmt.
TC TOC	DIN ISO 10694 Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse)	Der Kohlenstoff wird durch Aufheizen der Sedimente im sauerstoffhaltigen Gasstrom bei mindestens 900 °C zu Kohlenstoffdioxid oxidiert. Das gebildete Kohlenstoffdioxid wurde mit Infrarot-Spektrometrie bestimmt.

Tabelle 1: Verwendete Verfahren (Fortsetzung)

Parameter	Verfahren	Kurzbeschreibung
Stickstoff	DIN ISO 11261 Bestimmung von Gesamtstickstoff Modifiziertes Kjeldahl-Verfahren	Das Verfahren beruht auf dem Kjeldahl-Aufschluß unter Verwendung von Titandioxid als Katalysator Aufschluß unter Verwendung von Titandioxid als Katalysator
Schwefel	DIN ISO 15178 Bestimmung des Gesamtschwefels nach trockener Verbrennung	Der Schwefelgehalt einer nach ISO 11464 vorbehandelten Bodenprobe wird nach Aufheizen der Probe auf mindestens 1150 °C im sauerstoffhaltigen Gasstrom bestimmt. Organisch und anorganisch gebundener Schwefel wird in Schwefeldioxid umgewandelt.
Schwermetalle	DIN ISO 11466 Extraktion in Königswasser löslicher Spurenelemente	Die getrocknete Probe wird mit einer Salzsäure/Salpetersäure-Mischung extrahiert, 16 h bei Raumtemperatur stehengelassen und anschließend 2 h unter Rückfluß gekocht. Der Schwermetallgehalt wurde anschließend mittels AAS bestimmt.
Phosphor	DIN 38414 S 12 Bestimmung von Phosphor in Schlämmen und Sedimenten	Die Phosphorverbindungen werden zunächst oxidativ aufgeschlossen, so dass sie in löslicher Form als Phosphat vorliegen. Der Gesamtgehalt wird dann photometrisch bestimmt.
Mineralien	DIN ISO 11466 Extraktion in Königswasser löslicher Spurenelemente	Die Bestimmung der Mineralien erfolgte analog zu den Schwermetallen.
PAK-16 EPA i. Tr.	DIN 38414 S 21 Bestimmung von 6 polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie (HPLC) und Fluoreszenzdetektion.	Die PAK werden zunächst aus der gefriergetrockneten, homogenisierten Probe extrahiert und ein Aliquot des Extrakts zur Abtrennung von Begleitstoffen chromatographisch an Silicagel gereinigt. Das Eluat wird zur Trockne eingeengt und der Rückstand in Lösemittel aufgenommen. Die PAK werden durch HPLC unter isokratischen Bedingungen aufgetrennt und mittels Fluoreszensdetektion identifiziert und quantifiziert.

Tabelle 1: Verwendete Verfahren (Fortsetzung)

Parameter	Verfahren	Kurzbeschreibung
PCB	DIN 38414 S 20 Bestimmung von 6 polychlorierten Biphenylen (PCB)	Die gefriergetrocknete Probe wird zunächst extrahiert und die enthaltenen PCB-Kongenere werden säulenchromatographisch von störenden Begleitstoffen befreit. Nach Auftrennung durch Kapillargaschromatographie erfolgt die Bestimmung mittels Elektroneneinfangdetektor (ECD).
MKWs	ISO TR 11046 Methode B Soil quality - Determination of mineral oil content	Die Bodenprobe wird zunächst unter Salz zusatz getrocknet, zerkleinert und extrahiert und anschließend polare Komponenten entfernt. Die Bestimmung der MKWs erfolgt gaschromatographischunter Verwendung eines FI-Detektors.
HCHs und DDX	DIN 38414 S 20 Bestimmung von 6 polychlorierten Biphenylen (PCB)	Die Bestimmung der HCHs und DDx erfolgte analog zu den PCBs
Alkylphenole	Fest-Flüssig-Extraktion,. GC-MSD	Die Bestimmung der Alkylphenole erfolgte nach Fest-Flüssig-Extraktion mittels GC-MSD.
Zinnorganische Verbindungen	DIN 19744 Determination of selected organotin compounds - Gas-chromatographic method	Im Feststoff enthaltene Organozinnverbindungen werden alkyliert und durch Extraktion mit Hexan in die organische Phase überführt. Nach Reinigung und Einengen des Extrakts wurden die tetrasubstituierten OZV mittels GC-AED bestimmt.
OCS (Octachlorstyrol)	DIN 38414 S 20 Bestimmung von 6 polychlorierten Biphenylen (PCB)	Die Bestimmung der OCS erfolgte analog zu den PCBs
Porenwasserherstellung	BfG-Merkblatt	Die Gewinnung des Porenwassers erfolgt durch Zentrifugation bei 17000 g für 20 Minuten.
Eluatherstellung	BfG-Merkblatt	Des Gewinnung des Eluates erfogt bei einem Elutionsverhältnis von Sediment-Feststoffphase zu Wasser von 1 zu 3 mit Daphnienverdünnungswasser (DIN 38412-30). Nach einer Elution im Überkopfschüttler für 24 Stunden wird das Eluat durch Zentrifugation bei 1700 g (20 Minuten) abgetrennt.

Tabelle 1: Verwendete Verfahren (Fortsetzung)

Parameter	Verfahren	Kurzbeschreibung
Nährstoffe:		
NO_3-N	DIN EN ISO 10304-2 Bestimmung der gelösten Anionen mittels Ionenchromatographie	Die Trennung der Ionen erfolgt über Anionentauscher mit wäßrigen Lösungen als mobile Phase.Zur Detektion werden Leitfähigkeits- und UV-Detektoren verwendet
NO_2-N	DIN EN 26777 Bestimmung von Nitrit – Spektrometrisches Verfahren	Das in der Probe enthaltene Nitrit reagiert mit 4-Aminobenzolsulfonamid zu einem Diazoniumsalz, dass mit dem zugesetzten N-(1-Naphthyl)-1,2-diaminoethyn-Dihydrochlorid einen rosa Farbstoff bildet. Die Extinktion wird bei 540 nm bestimmt.
NH_4-N	DIN 38406 E 5-1 Bestimmung des Ammoniumstickstoffs	Die Ammoniumionen reagieren mit Hypochloridionen und Salicylat-Ionen in Gegenward eines Katalysators zu einem blauen Farbstoff. Die Extinktion wird bei 655 nm bestimmt.
Ges.-P	DIN EN ISO 6878 Bestimmung von Phosphor – Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat	Die Orthophosphat-Ionen reagieren in saurer Lösung mit Molybdat- und Antimon-Ionen zu einem Komplex. Dieser wird mit Ascorbinsäure zu einem stark gefärbten Molybdänblau-Komplexreduziert und die Extinktion ermittelt.
Korngrößenverteilung Trockensiebung des Sandanteils	DIN 18123 Bestimmung der Korngrößenverteilung	Die Betimmung der Korngrößenverteilung erfolgt durch Siebung bei Maschenweiten von 0,063 mm, 0,125 mm, 0,25 mm, 0,5 mm, 1,0 mm und 2,0 mm
Pipettanalyse des Feinkorns	DIN ISO 11277 Bestimmung der Partikelgrößenverteilung in Mineralböden – Verfahren mittels Siebung und Sedimentation	Die Partikelgrößenverteilung wird, durch eine Kombination von Sieben und Sedimentation ermittelt.

2. Charakterisierung der Sedimente

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Untersuchungen der Sedimente vorgestellt. Zunächst werden die natürlichen unbelasteten Sedimente dargestellt und anschließend im Kapitel 0 die belasteten Sedimente.

2.1 Charakterisierung der natürlichen unbelasteten Sedimente

In Zusammenarbeit aller Verbundteilnehmer wurde eine einheitliche Probenbezeichnung festgelegt. Der letzte Buchstabe der Probenbezeichnung zeigt an, ob es sich um ein Sediment aus einem See (L=Lake) oder um ein Flusssediment (R=River) handelt. Die Probenbezeichnungen der unbelasteten Sedimente sind in folgender Tabelle dargestellt.

Tabelle 2: Übersicht der natürlichen unbelasteten Sedimente

Referenzstelle	**Gewässer**	**Probenanahme-zeitpunkt**	**Code**
Parchim	Müritz-Elde-Wasserstrasse	11.10.2005	PA-R
Possenhofen (Starnberg, Litho-ral)	Starnberger See	19.10.2005	PO-L
Starnberg (Profundal)	Starnberger See	19.10.2005	ST-L
Bad Abbach	Donau	19.10.2005	BA-R
Jochenstein	Donau	20.10.2005	JO-R
Drontermeer	Drontermeer/NL	20.09.2005	DM-L
Lohmen	Lohmer See	30.01.2006	LO-L
Neuglobsow-Steg	Stechlinsee	30.01.2006	N1-L
Neuglobsow-Stelle	Stechlinsee	30.01.2006	N2-L
Langwedel	Weser	01.02.2006	LW-R
Altrip/Altarm	Rhein	02.02.2006	AA-R
Ehrenbreitstein	Rhein	03.02.2006	EB-R

Die unbelasteten Sedimente wurden so ausgewählt, dass sie eine große Spannweite bei den zentralen Parametern wie pH-Wert, Gehalt an organischer Substanz (TOC) abdecken. Außerdem sollten die Sedimente unterschiedliche Korngrößenverteilungen aufweisen. In den Abbildungen Abbildung 1 bis Abbildung 6 sind Gegenüberstellungen, der für die Auswahl relevanten Parameter, abgebildet.

In folgenden Abbildungen sind die physikalisch-chemischen Parameter der unbelasteten Sedimente dargestellt.

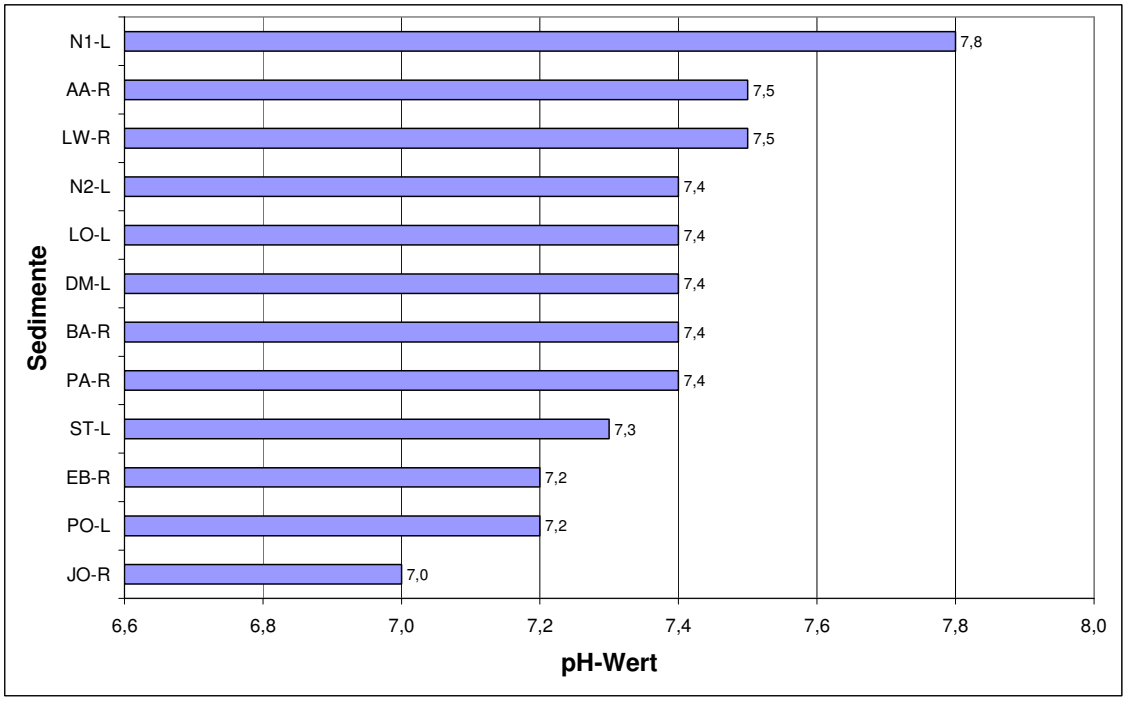


Abbildung 1: pH-Werte der unbelasteten Sedimente

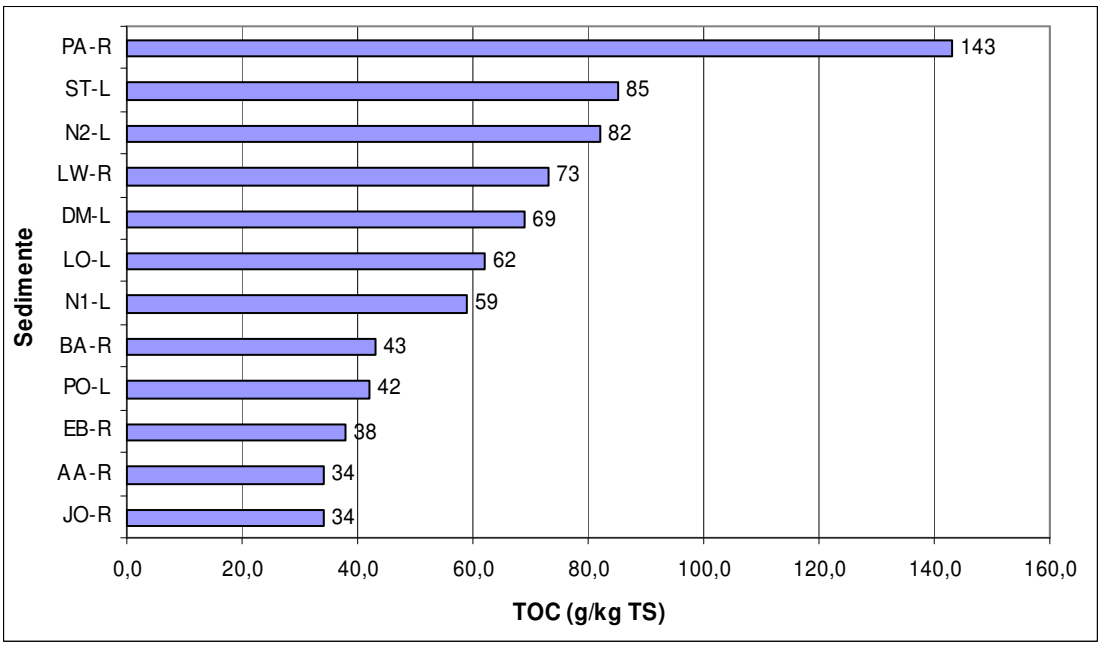


Abbildung 2: TOC-Gehalte der unbelasteten Sedimente

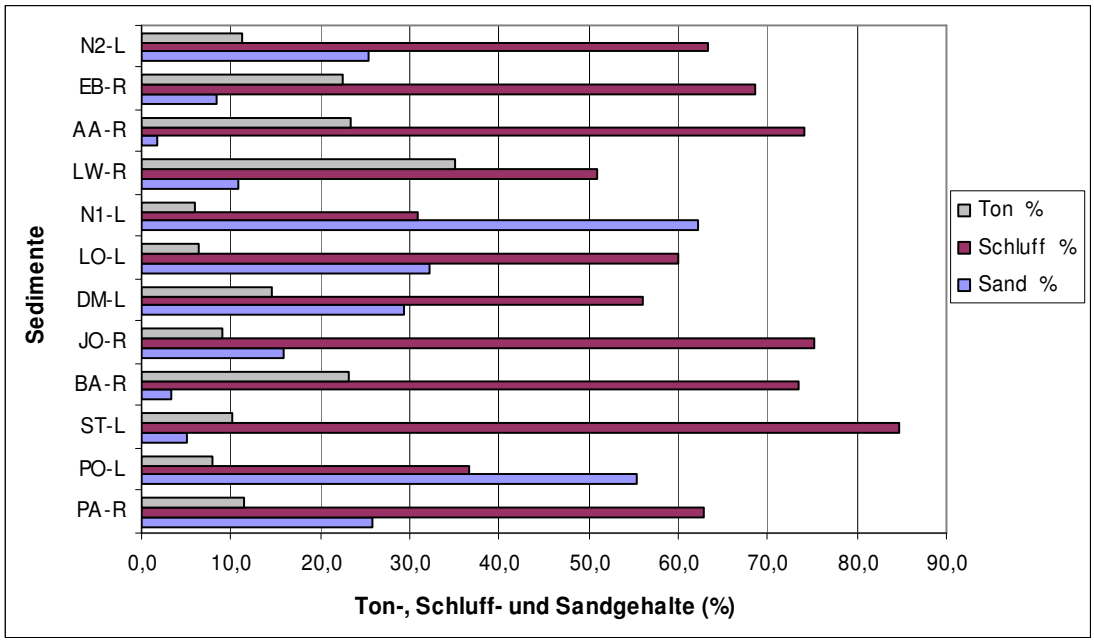


Abbildung 3: Ton-, Schluff- und Sandgehalte der unbelasteten Sedimente

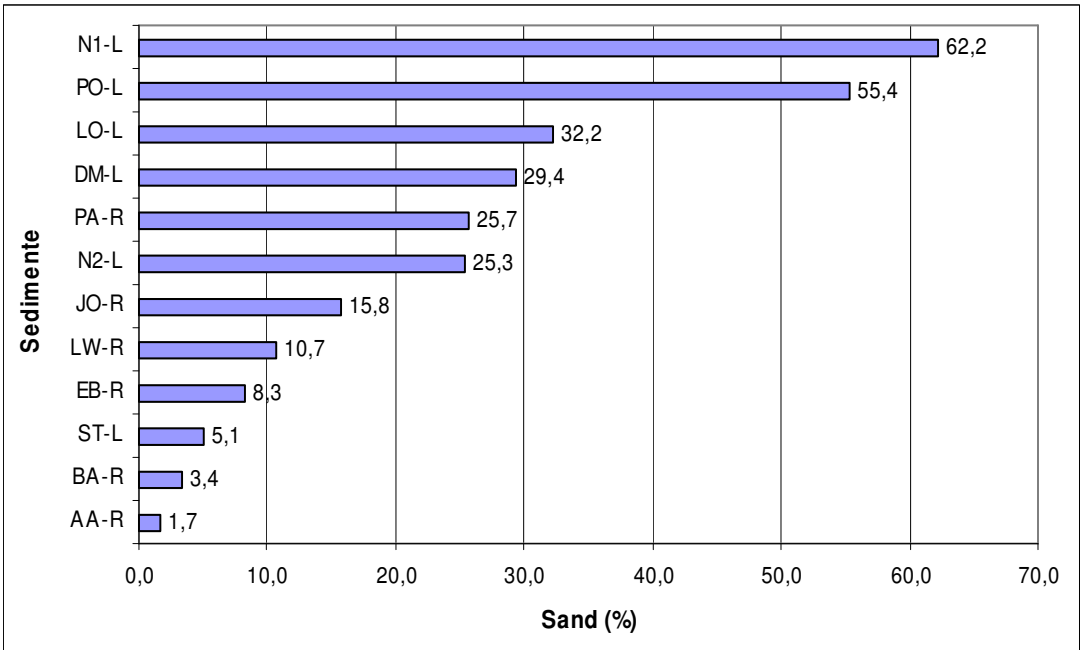


Abbildung 4: Sandgehalte der unbelasteten Sedimente

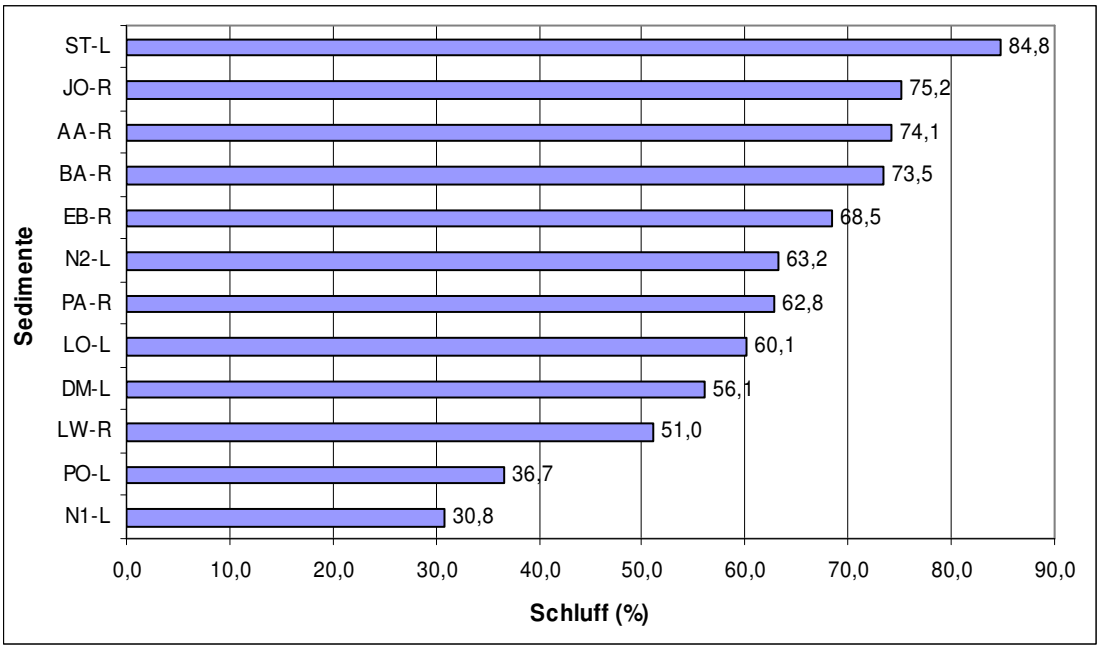


Abbildung 5: Schluffgehalte der unbelasteten Sedimente

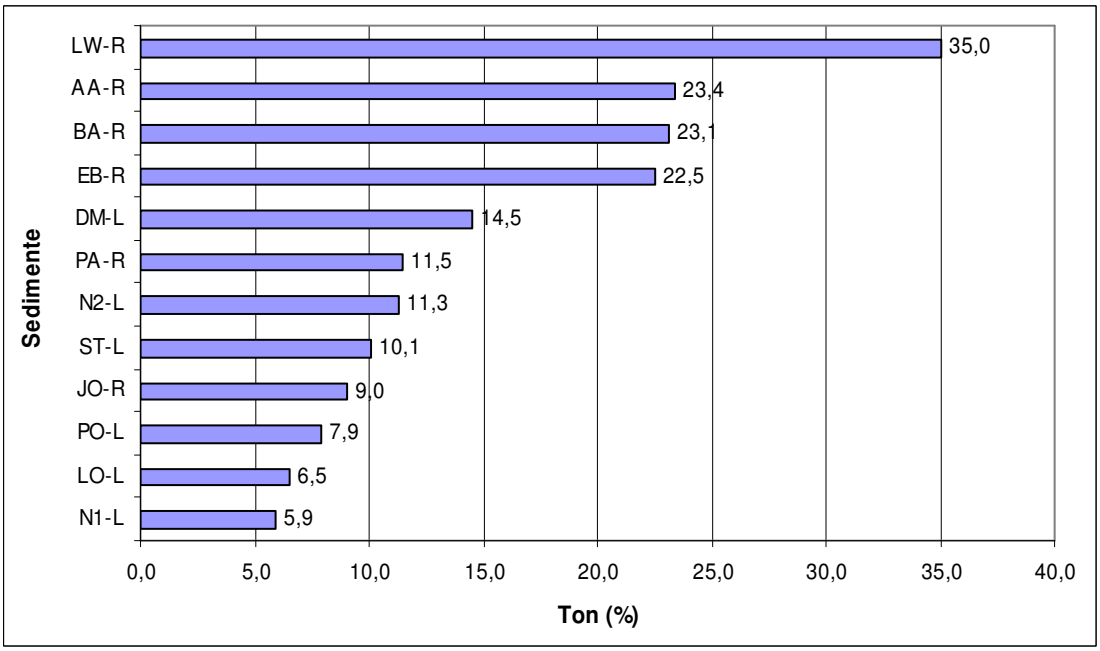


Abbildung 6: Tongehalte der unbelasteten Sedimente

2.1.1 Probennahmestelle Parchim – Müritz-Elbe-Wasserstrasse – PA-R

Die physikalisch-chemischen Parameter des Sediments sind Tabelle 3 zu entnehmen.

Tabelle 3: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments PA-R

Code		PA-R
TS	%	16,5
Glühverlust	%	27,5
TOC	mg/l	17
pH		7,4
DOC	mg/l	10
TC	g/kg	143
TOC	g/kg	143
Stickstoff	g/kg	10,8
Phosphor	g/kg	1,6
Schwefel	%	1,60
Aluminium	%	1,10
Eisen	%	2,90
Magnesium	%	0,26
Calcium	%	2,3

In Tabelle 4 ist die Korngrößenverteilung des Sediments aufgeführt.

Tabelle 4: Korngrößenverteilung des Sediments PA-R

Code		PA-R
>2000µm	%	0,8
Sand >630µm	%	0,5
Sand >200µm	%	5,9
Sand >125µm	%	8,4
Sand >63µm	%	10,9
Schluff >20µm	%	29,9
Schluff >6,3µm	%	18,7
Schluff >2µm	%	14,2
Ton <2µm	%	11,5
Sand	%	25,7
Schluff	%	62,8
Ton	%	11,5
Bodenart		Uls

Die Nährstoffe des Porenwassers sind in Tabelle 5 und die Nährstoffe des Eluats sind in Tabelle 6 dargestellt.

Tabelle 5: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments PA-R

Code		PA-R
NO_3-N	mg/l	<0,06
NO_2-N	mg/l	<0,02
NH_4-N	mg/l	2,6
Ges.-P	mg/l	0,74

Tabelle 6: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments PA-R

Code		PA-R
NO_3-N,	mg/l	<0,06
NO_2-N,	mg/l	<0,02
NH_4-N,	mg/l	4,10
Ges.-P	mg/l	0,34

In Tabelle 7 werden die Ergebnisse der in Königswasser löslichen Spurenelemente der 2 mm Fraktion und in Tabelle 8 die der < 20 µm Fraktion angegeben.

Tabelle 7: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments PA-R

Code		PA-R
Arsen	mg/kg	14
Blei	mg/kg	38
Cadmium	mg/kg	0,4
Chrom	mg/kg	21
Kupfer	mg/kg	33
Lithium	mg/kg	4,1
Mangan	mg/kg	839
Nickel	mg/kg	11
Quecksilber	mg/kg	0,29
Zink	mg/kg	162

Tabelle 8: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments PA-R

Code		PA-R
Arsen	mg/kg	17
Blei	mg/kg	55
Cadmium	mg/kg	0,53
Chrom	mg/kg	30
Kupfer	mg/kg	47
Nickel	mg/kg	20
Quecksilber	mg/kg	0,40
Zink	mg/kg	195

In den folgenden Tabellen werden die organischen Schadstoffe wiedergegeben.

Tabelle 9: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments PA-R

Code		PA-R
Naphthalin	mg/kg	<0,2
Acenaphthylen	mg/kg	<0,7
Acenaphthen	mg/kg	<0,2
Fluoren	mg/kg	<0,2
Phenanthren	mg/kg	0,46
Anthracen	mg/kg	<0,2
Fluoranthen	mg/kg	0,68
Pyren	mg/kg	<0,2
Benzo[*a*]anthracen	mg/kg	<0,2
Chrysen	mg/kg	<0,2
Benzo[*b*]fluoranthen	mg/kg	0,39
Bezo[*k*]fluoranthen	mg/kg	<0,2
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	0,24
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	<0,2
Dibenzo[*ah*]anthracen	mg/kg	<0,2
Benzo[*ghi*]perylen	mg/kg	<0,2
ΣPAK	mg/kg	1,8

Tabelle 10: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments PA-R

Code		PA-R
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	640

Tabelle 11: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments PA-R

Code		PA-R
ΣPCB (7)	µg/kg	<5

Tabelle 12: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments PA-R

Code		PA-R
HCH	µg/kg	<0,3
HCB	µg/kg	<0,3
p,p´-DDE	µg/kg	<0,3
o,p´- DDE	µg/kg	<0,3
p,p´-DDD	µg/kg	<0,3
o,p´- DDD	µg/kg	<0,3
p,p´- DDT	µg/kg	<0,3
o,p´- DDT	µg/kg	<0,3

Tabelle 13: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments PA-R

Code		PA-R
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<20
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<20
iso-Nonylphenol	µg/kg	<200
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	< 0,5

Tabelle 14: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments PA-R

Code		PA-R
Monobutylzinn	µg/kg	14,6
Dibutylzinn	µg/kg	11,9
Tributylzinn	µg/kg	31,5
Tetrabutylzinn	µg/kg	<1
Monooctylzinn	µg/kg	<1
Dioctylzinn	µg/kg	<1
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<1
Triphenylzinn	µg/kg	<1

2.1.2 Probennahmestelle Possenhofen (Lithoral) – Starnberger See – PO-L

Die physikalisch-chemischen Parameter des Sediments sind Tabelle 15 zu entnehmen.

Tabelle 15: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments PO-L

Code		PO-L
TS	%	55,7
Glühverlust	%	4,3
TOC	mg/l	31
pH		7,2
DOC	mg/l	19
TC	g/kg	113
TOC	g/kg	42
Stickstoff	g/kg	1,6
Phosphor	g/kg	0,2
Schwefel	%	<0,06
Aluminium	%	0,18
Eisen	%	0,19
Magnesium	%	1,60
Calcium	%	25,8

In Tabelle 16 ist die Korngrößenverteilung des Sediments aufgeführt.

Tabelle 16: Korngrößenverteilung des Sediments PO-L

Code		PO-L
>2000µm	%	1,2
Sand >630µm	%	1,8
Sand >200µm	%	13,7
Sand >125µm	%	16,6
Sand >63µm	%	23,3
Schluff >20µm	%	19,7
Schluff >6,3µm	%	9,5
Schluff >2µm	%	7,5
Ton <2µm	%	7,9
Sand	%	55,4
Schluff	%	36,7
Ton	%	7,9
Bodenart		Su3

Die Nährstoffe des Porenwassers sind in Tabelle 17 und die Nährstoffe des Eluats sind in Tabelle 18 dargestellt.

Tabelle 17: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments PO-L

Code		PO-L
NO_3-N	mg/l	<0,06
NO_2-N	mg/l	<0,02
NH_4-N	mg/l	16,6
Ges.-P	mg/l	0,14

Tabelle 18: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments PO-L

Code		PO-L
NO_3-N,	mg/l	2,00
NO_2-N,	mg/l	0,20
NH_4-N,	mg/l	3,00
Ges.-P	mg/l	0,13

In Tabelle 19 werden die Ergebnisse der in Königswasser löslichen Spurenelemente der 2 mm Fraktion und in Tabelle 20 die der < 20 µm Fraktion angegeben.

Tabelle 19: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments PO-L

Code		PO-L
Arsen	mg/kg	<3
Blei	mg/kg	7
Cadmium	mg/kg	<0,3
Chrom	mg/kg	5
Kupfer	mg/kg	11
Lithium	mg/kg	0,4
Mangan	mg/kg	93
Nickel	mg/kg	2
Quecksilber	mg/kg	0,04
Zink	mg/kg	19

Tabelle 20: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments PO-L

Code		PO-L
Arsen	mg/kg	<3
Blei	mg/kg	15
Cadmium	mg/kg	<0,4
Chrom	mg/kg	10
Kupfer	mg/kg	17
Nickel	mg/kg	8
Quecksilber	mg/kg	<0,05
Zink	mg/kg	38

In den folgenden Tabellen werden die organischen Schadstoffe wiedergegeben.

Tabelle 21: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments PO-L

Code		PO-L
Naphthalin	mg/kg	<0,1
Acenaphthylen	mg/kg	<0,4
Acenaphthen	mg/kg	<0,1
Fluoren	mg/kg	<0,1
Phenanthren	mg/kg	<0,1
Anthracen	mg/kg	<0,1
Fluoranthen	mg/kg	<0,1
Pyren	mg/kg	<0,1
Benzo[*a*]anthracen	mg/kg	<0,1
Chrysen	mg/kg	<0,1
Benzo[*b*]fluoranthen	mg/kg	<0,1
Bezo[*k*]fluoranthen	mg/kg	<0,1
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	<0,1
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	<0,1
Dibenzo[*ah*]anthracen	mg/kg	<0,1
Benzo[*ghi*]perylen	mg/kg	<0,1
ΣPAK	mg/kg	<1

Tabelle 22: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments PO-L

Code		PO-L
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	<100

Tabelle 23: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments PO-L

Code		PO-L
ΣPCB (7)	µg/kg	<5

Tabelle 24: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments PO-L

Code		PO-L
HCH	µg/kg	< 0,3
HCB	µg/kg	< 0,3
p,p´-DDE	µg/kg	< 0,3
o,p´- DDE	µg/kg	< 0,3
p,p´-DDD	µg/kg	< 0,3
o,p´- DDD	µg/kg	< 0,3
p,p´- DDT	µg/kg	< 0,3
o,p´- DDT	µg/kg	< 0,3

Tabelle 25: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments PO-L

Code		PO-L
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<20
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<20
iso-Nonylphenol	µg/kg	<200
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	< 0,5

Tabelle 26: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments PO-L

Code		PO-L
Monobutylzinn	µg/kg	2,9
Dibutylzinn	µg/kg	1,4
Tributylzinn	µg/kg	2,9
Tetrabutylzinn	µg/kg	<1
Monooctylzinn	µg/kg	<1
Dioctylzinn	µg/kg	<1
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<1
Triphenylzinn	µg/kg	<1

2.1.3 Probennahmestelle Starnberg (Profundal) – Starnberger See – ST-L

Die physikalisch-chemischen Parameter des Sediments sind Tabelle 27 zu entnehmen.

Tabelle 27: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments ST-L

Code		ST-L
TS	%	28,8
Glühverlust	%	9,1
TOC	mg/l	34
pH		7,3
DOC	mg/l	14
TC	g/kg	136
TOC	g/kg	85
Stickstoff	g/kg	3,6
Phosphor	g/kg	0,3
Schwefel	%	<0,07
Aluminium	%	0,32
Eisen	%	0,26
Magnesium	%	1,10
Calcium	%	20,7

In Tabelle 28 ist die Korngrößenverteilung des Sediments aufgeführt.

Tabelle 28: Korngrößenverteilung des Sediments ST-L

Code		ST-L
>2000µm	%	0
Sand >630µm	%	0,2
Sand >200µm	%	1,0
Sand >125µm	%	1,2
Sand >63µm	%	2,7
Schluff >20µm	%	39,3
Schluff >6,3µm	%	29,4
Schluff >2µm	%	16,1
Ton <2µm	%	10,1
Sand	%	5,1
Schluff	%	84,8
Ton	%	10,1
Bodenart		Ut2

Die Nährstoffe des Porenwassers sind in Tabelle 29 und die Nährstoffe des Eluats sind in Tabelle 30 dargestellt.

Tabelle 29: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments ST-L

Code		ST-L
NO_3-N	mg/l	<0,06
NO_2-N	mg/l	<0,02
NH_4-N	mg/l	3,8
Ges.-P	mg/l	0,37

Tabelle 30: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments ST-L

Code		ST-L
NO_3-N,	mg/l	5,60
NO_2-N,	mg/l	<0,02
NH_4-N,	mg/l	0,07
Ges.-P	mg/l	0,10

In Tabelle 31 werden die Ergebnisse der in Königswasser löslichen Spurenelemente der 2 mm Fraktion und in Tabelle 32 die der < 20 µm Fraktion angegeben.

Tabelle 31: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments ST-L

Code		ST-L
Arsen	mg/kg	<3
Blei	mg/kg	19
Cadmium	mg/kg	<0,3
Chrom	mg/kg	8
Kupfer	mg/kg	11
Lithium	mg/kg	0,6
Mangan	mg/kg	111
Nickel	mg/kg	4
Quecksilber	mg/kg	0,09
Zink	mg/kg	45

Tabelle 32: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments ST-L

Code		ST-L
Arsen	mg/kg	<3
Blei	mg/kg	32
Cadmium	mg/kg	<0,4
Chrom	mg/kg	12
Kupfer	mg/kg	17
Nickel	mg/kg	10
Quecksilber	mg/kg	0,06
Zink	mg/kg	61

In den folgenden Tabellen werden die organischen Schadstoffe wiedergegeben.

Tabelle 33: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments ST-L

Code		ST-L
Naphthalin	mg/kg	<0,1
Acenaphthylen	mg/kg	<0,4
Acenaphthen	mg/kg	<0,1
Fluoren	mg/kg	<0,1
Phenanthren	mg/kg	<0,1
Anthracen	mg/kg	<0,1
Fluoranthen	mg/kg	0,3
Pyren	mg/kg	0,25
Benzo[*a*]anthracen	mg/kg	<0,1
Chrysen	mg/kg	0,15
Benzo[*b*]fluoranthen	mg/kg	0,24
Bezo[*k*]fluoranthen	mg/kg	<0,1
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	0,18
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	<0,1
Dibenzo[*ah*]anthracen	mg/kg	<0,1
Benzo[*ghi*]perylen	mg/kg	<0,1
ΣPAK	mg/kg	1,1

Tabelle 34: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments ST-L

Code		ST-L
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	220

Tabelle 35: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments ST-L

Code		ST-L
ΣPCB (7)	µg/kg	1,1

Tabelle 36: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments ST-L

Code		ST-L
HCH	µg/kg	<0,3
HCB	µg/kg	<0,3
p,p´-DDE	µg/kg	<0,3
o,p´- DDE	µg/kg	<0,3
p,p´-DDD	µg/kg	<0,3
o,p´- DDD	µg/kg	<0,3
p,p´- DDT	µg/kg	<0,3
o,p´- DDT	µg/kg	<0,3

Tabelle 37: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments ST-L

Code		ST-L
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<20
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<20
iso-Nonylphenol	µg/kg	<200
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	<0,5

Tabelle 38: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments ST-L

Code		ST-L
Monobutylzinn	µg/kg	19,6
Dibutylzinn	µg/kg	19,1
Tributylzinn	µg/kg	94,6
Tetrabutylzinn	µg/kg	<1
Monooctylzinn	µg/kg	<1
Dioctylzinn	µg/kg	<1
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<1
Triphenylzinn	µg/kg	<1

2.1.4 Probennahmestelle Bad Abbach – Donau – BA-R

Die physikalisch-chemischen Parameter des Sediments sind zu entnehmen.

Tabelle 39: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments BA-R

Code		BA-R
TS	%	31,2
Glühverlust	%	10,8
TOC	mg/l	23
pH		7,4
DOC	mg/l	14
TC	g/kg	84
TOC	g/kg	43
Stickstoff	g/kg	3,4
Phosphor	g/kg	1,0
Schwefel	%	<0,09
Aluminium	%	2,00
Eisen	%	2,10
Magnesium	%	2,10
Calcium	%	12,6

In Tabelle 40 ist die Korngrößenverteilung des Sediments aufgeführt.

Tabelle 40: Korngrößenverteilung des Sediments BA-R

Code		BA-R
>2000µm	%	0,3
Sand >630µm	%	0,4
Sand >200µm	%	0,5
Sand >125µm	%	0,3
Sand >63µm	%	2,2
Schluff >20µm	%	14,6
Schluff >6,3µm	%	34,3
Schluff >2µm	%	24,6
Ton <2µm	%	23,1
Sand	%	3,4
Schluff	%	73,5
Ton	%	23,1
Bodenart		Ut4

Die Nährstoffe des Porenwassers sind in Tabelle 41 und die Nährstoffe des Eluats sind in Tabelle 42 dargestellt.

Tabelle 41: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments BA-R

Code		BA-R
NO_3-N	mg/l	<0,06
NO_2-N	mg/l	<0,02
NH_4-N	mg/l	2,3
Ges.-P	mg/l	1,46

Tabelle 42: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments BA-R

Code		BA-R
NO_3-N,	mg/l	6,10
NO_2-N,	mg/l	<0,02
NH_4-N,	mg/l	0,04
Ges.-P	mg/l	0,23

In Tabelle 43 werden die Ergebnisse der in Königswasser löslichen Spurenelemente der 2 mm Fraktion und in die der < 20 µm Fraktion angegeben.

Tabelle 43: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments BA-R

Code		BA-R
Arsen	mg/kg	8
Blei	mg/kg	24
Cadmium	mg/kg	<0,3
Chrom	mg/kg	35
Kupfer	mg/kg	36
Lithium	mg/kg	6,9
Mangan	mg/kg	611
Nickel	mg/kg	23
Quecksilber	mg/kg	0,23
Zink	mg/kg	179

Tabelle 44: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments BA-R

Code		BA-R
Arsen	mg/kg	<3
Blei	mg/kg	27
Cadmium	mg/kg	<0,4
Chrom	mg/kg	38
Kupfer	mg/kg	38
Nickel	mg/kg	28
Quecksilber	mg/kg	0,28
Zink	mg/kg	161

In den folgenden Tabellen werden die organischen Schadstoffe wiedergegeben.

Tabelle 45: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments BA-R

Code		BA-R
Naphthalin	mg/kg	<0,1
Acenaphthylen	mg/kg	<0,4
Acenaphthen	mg/kg	<0,1
Fluoren	mg/kg	<0,1
Phenanthren	mg/kg	<0,1
Anthracen	mg/kg	<0,1
Fluoranthen	mg/kg	<0,1
Pyren	mg/kg	<0,1
Benzo[*a*]anthracen	mg/kg	<0,1
Chrysen	mg/kg	<0,1
Benzo[*b*]fluoranthen	mg/kg	<0,1
Bezo[*k*]fluoranthen	mg/kg	<0,1
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	<0,1
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	<0,1
Dibenzo[*ah*]anthracen	mg/kg	<0,1
Benzo[*ghi*]perylen	mg/kg	<0,1
ΣPAK	mg/kg	<1

Tabelle 46: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments BA-R

Code		BA-R
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	<100

Tabelle 47: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments BA-R

Code		BA-R
ΣPCB (7)	µg/kg	<5

Tabelle 48: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments BA-R

Code		BA-R
HCH	µg/kg	<0,3
HCB	µg/kg	<0,3
p,p´-DDE	µg/kg	<0,3
o,p´- DDE	µg/kg	<0,3
p,p´-DDD	µg/kg	<0,3
o,p´- DDD	µg/kg	<0,3
p,p´- DDT	µg/kg	<0,3
o,p´- DDT	µg/kg	<0,3

Tabelle 49: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments BA-R

Code		BA-R
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<20
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<20
iso-Nonylphenol	µg/kg	<200
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	< 0,5

Tabelle 50: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments BA-R

Code		BA-R
Monobutylzinn	µg/kg	11,3
Dibutylzinn	µg/kg	5,1
Tributylzinn	µg/kg	1,3
Tetrabutylzinn	µg/kg	<1
Monooctylzinn	µg/kg	<1
Dioctylzinn	µg/kg	<1
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<1
Triphenylzinn	µg/kg	<1

2.1.5 Probennahmestelle Jochenstein – Donau – JO-R

Die physikalisch-chemischen Parameter des Sediments sind Tabelle 51 zu entnehmen.

Tabelle 51: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments JO-R

Code		JO-R
TS	%	56,9
Glühverlust	%	4,5
TOC	mg/l	30
pH		7,0
DOC	mg/l	23
TC	g/kg	40
TOC	g/kg	34
Stickstoff	g/kg	1,3
Phosphor	g/kg	0,7
Schwefel	%	<0,07
Aluminium	%	1,60
Eisen	%	2,50
Magnesium	%	2,40
Calcium	%	6,6

In Tabelle 52 ist die Korngrößenverteilung des Sediments aufgeführt.

Tabelle 52: Korngrößenverteilung des Sediments JO-R

Code		JO-R
>2000µm	%	0
Sand >630µm	%	0
Sand >200µm	%	0,1
Sand >125µm	%	0,7
Sand >63µm	%	15
Schluff >20µm	%	47
Schluff >6,3µm	%	19,9
Schluff >2µm	%	8,3
Ton <2µm	%	9,0
Sand	%	15,8
Schluff	%	75,2
Ton	%	9,0
Bodenart		Ut2

Die Nährstoffe des Porenwassers sind in Tabelle 53 und die Nährstoffe des Eluats sind in Tabelle 54 dargestellt.

Tabelle 53: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments JO-R

Code		JO-R
NO_3-N	mg/l	<0,06
NO_2-N	mg/l	<0,02
NH_4-N	mg/l	14
Ges.-P	mg/l	0,15

Tabelle 54: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments JO-R

Code		JO-R
NO_3-N,	mg/l	1,90
NO_2-N,	mg/l	0,03
NH_4-N,	mg/l	7,60
Ges.-P	mg/l	0,05

In Tabelle 55 werden die Ergebnisse der in Königswasser löslichen Spurenelemente der 2 mm Fraktion und in Tabelle 56 die der < 20 µm Fraktion angegeben.

Tabelle 55: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments JO-R

Code		JO-R
Arsen	mg/kg	10
Blei	mg/kg	18
Cadmium	mg/kg	<0,3
Chrom	mg/kg	33
Kupfer	mg/kg	32
Lithium	mg/kg	7,5
Mangan	mg/kg	569
Nickel	mg/kg	29
Quecksilber	mg/kg	0,13
Zink	mg/kg	171

Tabelle 56: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments JO-R

Code		JO-R
Arsen	mg/kg	12
Blei	mg/kg	35
Cadmium	mg/kg	<0,4
Chrom	mg/kg	45
Kupfer	mg/kg	49
Nickel	mg/kg	43
Quecksilber	mg/kg	0,15
Zink	mg/kg	213

In den folgenden Tabellen werden die organischen Schadstoffe wiedergegeben.

Tabelle 57: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments JO-R

Code		JO-R
Naphthalin	mg/kg	<0,1
Acenaphthylen	mg/kg	<0,4
Acenaphthen	mg/kg	<0,1
Fluoren	mg/kg	<0,1
Phenanthren	mg/kg	0,13
Anthracen	mg/kg	<0,1
Fluoranthen	mg/kg	0,2
Pyren	mg/kg	<0,1
Benzo[*a*]anthracen	mg/kg	<0,1
Chrysen	mg/kg	<0,1
Benzo[*b*]fluoranthen	mg/kg	<0,1
Bezo[*k*]fluoranthen	mg/kg	<0,1
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	<0,1
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	<0,1
Dibenzo[*ah*]anthracen	mg/kg	<0,1
Benzo[*ghi*]perylen	mg/kg	<0,1
ΣPAK	mg/kg	<1

Tabelle 58: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments JO-R

Code		JO-R
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	110

Tabelle 59: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments JO-R

Code		JO-R
ΣPCB (7)	µg/kg	<5

Tabelle 60: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments JO-R

Code		JO-R
HCH	µg/kg	<0,3
HCB	µg/kg	<0,3
p,p´-DDE	µg/kg	<0,3
o,p´- DDE	µg/kg	<0,3
p,p´-DDD	µg/kg	<0,3
o,p´- DDD	µg/kg	<0,3
p,p´- DDT	µg/kg	<0,3
o,p´- DDT	µg/kg	<0,3

Tabelle 61: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments JO-R

Code		JO-R
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<20
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<20
iso-Nonylphenol	µg/kg	<200
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	<0,5

Tabelle 62: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments JO-R

Code		JO-R
Monobutylzinn	µg/kg	3,8
Dibutylzinn	µg/kg	2
Tributylzinn	µg/kg	<1
Tetrabutylzinn	µg/kg	<1
Monooctylzinn	µg/kg	<1
Dioctylzinn	µg/kg	<1
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<1
Triphenylzinn	µg/kg	<1

2.1.6 Probennahmestelle Drontermeer – Drontermeer/NL – DM-L

Die physikalisch-chemischen Parameter des Sediments sind Tabelle 63 zu entnehmen.

Tabelle 63: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments DM-L

Code		DM-L
TS	%	22,1
Glühverlust	%	14,8
TOC	mg/l	31
pH		7,4
DOC	mg/l	15
TC	g/kg	77
TOC	g/kg	69
Stickstoff	g/kg	6,2
Phosphor	g/kg	0,6
Schwefel	%	1,30
Aluminium	%	1,30
Eisen	%	1,90
Magnesium	%	0,44
Calcium	%	3,9

In Tabelle 64 ist die Korngrößenverteilung des Sediments aufgeführt.

Tabelle 64: Korngrößenverteilung des Sediments DM-L

Code		DM-L
>2000µm	%	0
Sand >630µm	%	0,1
Sand >200µm	%	3,4
Sand >125µm	%	8,6
Sand >63µm	%	17,3
Schluff >20µm	%	32,6
Schluff >6,3µm	%	13,3
Schluff >2µm	%	10,2
Ton <2µm	%	14,5
Sand	%	29,4
Schluff	%	56,1
Ton	%	14,5
Bodenart		Uls

Die Nährstoffe des Porenwassers sind in Tabelle 65 und die Nährstoffe des Eluats sind in Tabelle 66 dargestellt.

Tabelle 65: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments DM-L

Code		DM-L
NO_3-N	mg/l	0,07
NO_2-N	mg/l	<0,02
NH_4-N	mg/l	7
Ges.-P	mg/l	0,43

Tabelle 66: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments DM-L

Code		DM-L
NO_3-N,	mg/l	<0,06
NO_2-N,	mg/l	<0,02
NH_4-N,	mg/l	10,10
Ges.-P	mg/l	0,10

In Tabelle 67 werden die Ergebnisse der in Königswasser löslichen Spurenelemente der 2 mm Fraktion und in Tabelle 68 die der < 20 µm Fraktion angegeben.

Tabelle 67: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments DM-L

Code		DM-L
Arsen	mg/kg	11
Blei	mg/kg	34
Cadmium	mg/kg	<0,3
Chrom	mg/kg	27
Kupfer	mg/kg	22
Lithium	mg/kg	5,4
Mangan	mg/kg	587
Nickel	mg/kg	18
Quecksilber	mg/kg	0,15
Zink	mg/kg	135

Tabelle 68: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments DM-L

Code		DM-L
Arsen	mg/kg	15
Blei	mg/kg	56
Cadmium	mg/kg	<0,04
Chrom	mg/kg	40
Kupfer	mg/kg	33
Nickel	mg/kg	37
Quecksilber	mg/kg	0,19
Zink	mg/kg	229

In den folgenden Tabellen werden die organischen Schadstoffe wiedergegeben.

Tabelle 69: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments DM-L

Code		DM-L
Naphthalin	mg/kg	<0,2
Acenaphthylen	mg/kg	<0,7
Acenaphthen	mg/kg	<0,2
Fluoren	mg/kg	<0,2
Phenanthren	mg/kg	<0,2
Anthracen	mg/kg	<0,2
Fluoranthen	mg/kg	<0,2
Pyren	mg/kg	<0,2
Benzo[*a*]anthracen	mg/kg	<0,2
Chrysen	mg/kg	<0,2
Benzo[*b*]fluoranthen	mg/kg	<0,2
Bezo[*k*]fluoranthen	mg/kg	<0,2
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	<0,2
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	<0,2
Dibenzo[*ah*]anthracen	mg/kg	<0,2
Benzo[*ghi*]perylen	mg/kg	<0,2
ΣPAK	mg/kg	<1

Tabelle 70: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments DM-L

Code		DM-L
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	380

Tabelle 71: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments DM-L

Code		DM-L
ΣPCB (7)	µg/kg	<5

Tabelle 72: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments DM-L

Code		DM-L
HCH	µg/kg	<0,3
HCB	µg/kg	<0,3
p,p´-DDE	µg/kg	<0,3
o,p´- DDE	µg/kg	<0,3
p,p´-DDD	µg/kg	<0,3
o,p´- DDD	µg/kg	<0,3
p,p´- DDT	µg/kg	<0,3
o,p´- DDT	µg/kg	<0,3

Tabelle 73: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments DM-L

Code		DM-L
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<20
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<20
iso-Nonylphenol	µg/kg	<200
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	< 0,5

Tabelle 74: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments DM-L

Code		DM-L
Monobutylzinn	µg/kg	10,6
Dibutylzinn	µg/kg	6,4
Tributylzinn	µg/kg	36,6
Tetrabutylzinn	µg/kg	<1
Monooctylzinn	µg/kg	<1
Dioctylzinn	µg/kg	<1
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<1
Triphenylzinn	µg/kg	<1

2.1.7 Probennahmestelle Lohmen – Lohmer See – LO-L

Die physikalisch-chemischen Parameter des Sediments sind Tabelle 75 zu entnehmen.

Tabelle 75: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments LO-L

Code		LO-L
TS	%	24,3
Glühverlust	%	17,3
TOC	mg/l	22
pH		7,4
DOC	mg/l	22
TC	g/kg	103
TOC	g/kg	62
Stickstoff	g/kg	6,8
Phosphor	g/kg	2,7
Schwefel	%	0,15
Aluminium	%	0,24
Eisen	%	0,48
Magnesium	%	0,16
Calcium	%	19,4

In Tabelle 76 ist die Korngrößenverteilung des Sediments aufgeführt.

Tabelle 76: Korngrößenverteilung des Sediments LO-L

Code		LO-L
>2000µm	%	1,2
Sand >630µm	%	1,1
Sand >200µm	%	3,6
Sand >125µm	%	11,9
Sand >63µm	%	15,5
Schluff >20µm	%	33,3
Schluff >6,3µm	%	18,5
Schluff >2µm	%	8,3
Ton <2µm	%	6,5
Sand	%	32,2
Schluff	%	60,1
Ton	%	6,5
Bodenart		Uls

Die Nährstoffe des Porenwassers sind in Tabelle 77 und die Nährstoffe des Eluats sind in Tabelle 78 dargestellt.

Tabelle 77: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments LO-L

Code		LO-L
NO_3-N	mg/l	<0,06
NO_2-N	mg/l	0,029
NH_4-N	mg/l	13,1
Ges.-P	mg/l	1,32

Tabelle 78: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments LO-L

Code		LO-L
NO_3-N,	mg/l	1,50
NO_2-N,	mg/l	0,10
NH_4-N,	mg/l	17,20
Ges.-P	mg/l	0,79

In Tabelle 79 werden die Ergebnisse der in Königswasser löslichen Spurenelemente der 2 mm Fraktion und in Tabelle 80 die der < 20 µm Fraktion angegeben.

Tabelle 79: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments LO-L

Code		LO-L
Arsen	mg/kg	4
Blei	mg/kg	22
Cadmium	mg/kg	0,3
Chrom	mg/kg	6
Kupfer	mg/kg	15
Lithium	mg/kg	0,8
Mangan	mg/kg	393
Nickel	mg/kg	3
Quecksilber	mg/kg	0,07
Zink	mg/kg	61

Tabelle 80: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments LO-L

Code		LO-L
Arsen	mg/kg	<3
Blei	mg/kg	23
Cadmium	mg/kg	<0,4
Chrom	mg/kg	5
Kupfer	mg/kg	15
Nickel	mg/kg	5
Quecksilber	mg/kg	<0,05
Zink	mg/kg	56

In den folgenden Tabellen werden die organischen Schadstoffe wiedergegeben.

Tabelle 81: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments LO-L

Code		LO-L
Naphthalin	mg/kg	<0,1
Acenaphthylen	mg/kg	<0,3
Acenaphthen	mg/kg	<0,1
Fluoren	mg/kg	<0,1
Phenanthren	mg/kg	0,40
Anthracen	mg/kg	<0,1
Fluoranthen	mg/kg	1,3
Pyren	mg/kg	1,00
Benzo[*a*]anthracen	mg/kg	0,5
Chrysen	mg/kg	0,5
Benzo[*b*]fluoranthen	mg/kg	0,7
Bezo[*k*]fluoranthen	mg/kg	0,3
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	0,6
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	<0,1
Dibenzo[*ah*]anthracen	mg/kg	<0,1
Benzo[*ghi*]perylen	mg/kg	<0,1
ΣPAK	mg/kg	5,3

Tabelle 82: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments LO-L

Code		LO-L
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	<100

Tabelle 83: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments LO-L

Code		LO-L
ΣPCB (7)	µg/kg	<5

Tabelle 84: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments LO-L

Code		LO-L
HCH	µg/kg	<1
HCB	µg/kg	<1
p,p´-DDE	µg/kg	3,4
o,p´- DDE	µg/kg	<1
p,p´-DDD	µg/kg	<1
o,p´- DDD	µg/kg	<1
p,p´- DDT	µg/kg	<1
o,p´- DDT	µg/kg	<1

Tabelle 85: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments LO-L

Code		LO-L
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<10
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<10
iso-Nonylphenol	µg/kg	<100
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	<1

Tabelle 86: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments LO-L

Code		LO-L
Monobutylzinn	µg/kg	100,0
Dibutylzinn	µg/kg	81,4
Tributylzinn	µg/kg	388,0
Tetrabutylzinn	µg/kg	1,8
Monooctylzinn	µg/kg	<1
Dioctylzinn	µg/kg	<1
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<1
Triphenylzinn	µg/kg	<1

2.1.8 Probennahmestelle Neuglobsow-Steg – Stechlinsee – N1-L

Die physikalisch-chemischen Parameter des Sediments sind Tabelle 87 zu entnehmen.

Tabelle 87: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments N1-L

Code		N1-L
TS	%	37,9
Glühverlust	%	6,7
TOC	mg/l	30
pH		7,8
DOC	mg/l	19
TC	g/kg	82
TOC	g/kg	59
Stickstoff	g/kg	2,6
Phosphor	g/kg	0,1
Schwefel	%	0,06
Aluminium	%	0,06
Eisen	%	0,23
Magnesium	%	0,08
Calcium	%	24,4

In Tabelle 88 ist die Korngrößenverteilung des Sediments aufgeführt.

Tabelle 88: Korngrößenverteilung des Sediments N1-L

Code		N1-L
>2000µm	%	1,1
Sand >630µm	%	3,9
Sand >200µm	%	38,2
Sand >125µm	%	12,9
Sand >63µm	%	7,3
Schluff >20µm	%	14,8
Schluff >6,3µm	%	11,8
Schluff >2µm	%	4,3
Ton <2µm	%	5,9
Sand	%	62,2
Schluff	%	30,8
Ton	%	5,9
Bodenart		Su3

Die Nährstoffe des Porenwassers sind in Tabelle 89 und die Nährstoffe des Eluats sind in Tabelle 90 dargestellt.

Tabelle 89: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments N1-L

Code		N1-L
NO_3-N	mg/l	<0,06
NO_2-N	mg/l	0,033
NH_4-N	mg/l	2,4
Ges.-P	mg/l	0,12

Tabelle 90: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments N1-L

Code		N1-L
NO_3-N,	mg/l	<0,06
NO_2-N,	mg/l	0,01
NH_4-N,	mg/l	0,20
Ges.-P	mg/l	0,10

In Tabelle 91 werden die Ergebnisse der in Königswasser löslichen Spurenelemente der 2 mm Fraktion und in Tabelle 92 die der < 20 µm Fraktion angegeben.

Tabelle 91: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments N1-L

Code		N1-L
Arsen	mg/kg	2
Blei	mg/kg	18
Cadmium	mg/kg	<0,3
Chrom	mg/kg	4
Kupfer	mg/kg	4
Lithium	mg/kg	0,6
Mangan	mg/kg	72
Nickel	mg/kg	<1
Quecksilber	mg/kg	0,04
Zink	mg/kg	24

Tabelle 92: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments N1-L

Code		N1-L
Arsen	mg/kg	<3
Blei	mg/kg	24
Cadmium	mg/kg	<0,4
Chrom	mg/kg	3
Kupfer	mg/kg	5
Nickel	mg/kg	3
Quecksilber	mg/kg	<0,05
Zink	mg/kg	33

In den folgenden Tabellen werden die organischen Schadstoffe wiedergegeben.

Tabelle 93: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments N1-L

Code		N1-L
Naphthalin	mg/kg	<0,1
Acenaphthylen	mg/kg	<0,3
Acenaphthen	mg/kg	<0,1
Fluoren	mg/kg	0,1
Phenanthren	mg/kg	<0,1
Anthracen	mg/kg	<0,1
Fluoranthen	mg/kg	<0,1
Pyren	mg/kg	<0,1
Benzo[*a*]anthracen	mg/kg	<0,1
Chrysen	mg/kg	<0,1
Benzo[*b*]fluoranthen	mg/kg	<0,1
Bezo[*k*]fluoranthen	mg/kg	<0,1
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	<0,1
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	<0,1
Dibenzo[*ah*]anthracen	mg/kg	<0,1
Benzo[*ghi*]perylen	mg/kg	<0,1
ΣPAK	mg/kg	<1

Tabelle 94: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments N1-L

Code		N1-L
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	<100

Tabelle 95: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments N1-L

Code		N1-L
ΣPCB (7)	µg/kg	<5

Tabelle 96: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments N1-L

Code		N1-L
HCH	µg/kg	<1
HCB	µg/kg	<1
p,p´-DDE	µg/kg	<1
o,p´- DDE	µg/kg	<1
p,p´-DDD	µg/kg	<1
o,p´- DDD	µg/kg	<1
p,p´- DDT	µg/kg	<1
o,p´- DDT	µg/kg	<1

Tabelle 97: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments N1-L

Code		N1-L
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<10
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<10
iso-Nonylphenol	µg/kg	<100
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	<1

Tabelle 98: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments N1-L

Code		N1-L
Monobutylzinn	µg/kg	<1
Dibutylzinn	µg/kg	<1
Tributylzinn	µg/kg	<1
Tetrabutylzinn	µg/kg	<1
Monooctylzinn	µg/kg	<1
Dioctylzinn	µg/kg	<1
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<1
Triphenylzinn	µg/kg	<1

2.1.9 Probennahmestelle Neuglobsow-Stelle – Stechlinsee – N2-L

Die physikalisch-chemischen Parameter des Sediments sind Tabelle 99 zu entnehmen.

Tabelle 99: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments N2-L

Code		N2-L
TS	%	20,3
Glühverlust	%	26,7
TOC	mg/l	69
pH		7,4
DOC	mg/l	8,7
TC	g/kg	142
TOC	g/kg	82
Stickstoff	g/kg	6,4
Phosphor	g/kg	0,2
Schwefel	%	0,11
Aluminium	%	0,08
Eisen	%	0,30
Magnesium	%	0,11
Calcium	%	35,6

In Tabelle 100 ist die Korngrößenverteilung des Sediments aufgeführt.

Tabelle 100: Korngrößenverteilung des Sediments N2-L

Code		N2-L
>2000µm	%	0,2
Sand >630µm	%	2,3
Sand >200µm	%	8,5
Sand >125µm	%	11,4
Sand >63µm	%	3,1
Schluff >20µm	%	25,3
Schluff >6,3µm	%	27,7
Schluff >2µm	%	10,2
Ton <2µm	%	11,3
Sand	%	25,3
Schluff	%	63,2
Ton	%	11,3
Bodenart		Uls

Die Nährstoffe des Porenwassers sind in Tabelle 101 und die Nährstoffe des Eluats sind in Tabelle 102 dargestellt.

Tabelle 101: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments N2-L

Code		N2-L
NO_3-N	mg/l	<0,06
NO_2-N	mg/l	0,03
NH_4-N	mg/l	3,00
Ges.-P	mg/l	0,28

Tabelle 102: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments N2-L

Code		N2-L
NO_3-N,	mg/l	0,20
NO_2-N,	mg/l	0,17
NH_4-N,	mg/l	2,22
Ges.-P	mg/l	0,02

In Tabelle 103 werden die Ergebnisse der in Königswasser löslichen Spurenelemente der 2 mm Fraktion und in Tabelle 104 die der < 20 µm Fraktion angegeben.

Tabelle 103: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments N2-L

Code		N2-L
Arsen	mg/kg	4
Blei	mg/kg	29
Cadmium	mg/kg	<0,3
Chrom	mg/kg	5
Kupfer	mg/kg	9
Lithium	mg/kg	0,8
Mangan	mg/kg	111
Nickel	mg/kg	1
Quecksilber	mg/kg	0,07
Zink	mg/kg	37

Tabelle 104: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments N2-L

Code		N2-L
Arsen	mg/kg	<3
Blei	mg/kg	23
Cadmium	mg/kg	<0,4
Chrom	mg/kg	2
Kupfer	mg/kg	6
Nickel	mg/kg	2
Quecksilber	mg/kg	<0,05
Zink	mg/kg	24

In den folgenden Tabellen werden die organischen Schadstoffe wiedergegeben.

Tabelle 105: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments N2-L

Code		N2-L
Naphthalin	mg/kg	<0,1
Acenaphthylen	mg/kg	<0,3
Acenaphthen	mg/kg	<0,1
Fluoren	mg/kg	<0,1
Phenanthren	mg/kg	<0,1
Anthracen	mg/kg	<0,1
Fluoranthen	mg/kg	<0,1
Pyren	mg/kg	<0,1
Benzo[*a*]anthracen	mg/kg	<0,1
Chrysen	mg/kg	<0,1
Benzo[*b*]fluoranthen	mg/kg	<0,1
Bezo[*k*]fluoranthen	mg/kg	<0,1
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	<0,1
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	<0,1
Dibenzo[*ah*]anthracen	mg/kg	<0,1
Benzo[*ghi*]perylen	mg/kg	<0,1
ΣPAK	mg/kg	<1

Tabelle 106: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments N2-L

Code		N2-L
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	<100

Tabelle 107: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments N2-L

Code		N2-L
ΣPCB (7)	µg/kg	1,7

Tabelle 108: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments N2-L

Code		N2-L
HCH	µg/kg	<1
HCB	µg/kg	<1
p,p´-DDE	µg/kg	<1
o,p´- DDE	µg/kg	<1
p,p´-DDD	µg/kg	<1
o,p´- DDD	µg/kg	1,5
p,p´- DDT	µg/kg	<1
o,p´- DDT	µg/kg	<1

Tabelle 109: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments N2-L

Code		N2-L
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<10
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<10
iso-Nonylphenol	µg/kg	<100
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	<1

Tabelle 110: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments N2-L

Code		N2-L
Monobutylzinn	µg/kg	1,3
Dibutylzinn	µg/kg	<1
Tributylzinn	µg/kg	<1
Tetrabutylzinn	µg/kg	<1
Monooctylzinn	µg/kg	<1
Dioctylzinn	µg/kg	<1
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<1
Triphenylzinn	µg/kg	<1

2.1.10 Probennahmestelle Langwedel – Weser – LW-R

Die physikalisch-chemischen Parameter des Sediments sind

Tabelle 111 zu entnehmen.

Tabelle 111: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments LW-R

Code		LW-R
TS	%	25,2
Glühverlust	%	19,9
TOC	mg/l	48
pH		7,5
DOC	mg/l	44
TC	g/kg	77
TOC	g/kg	73
Stickstoff	g/kg	6,5
Phosphor	g/kg	2,2
Schwefel	%	0,29
Aluminium	%	2,20
Eisen	%	4,60
Magnesium	%	0,67

Code		LW-R
Calcium	%	2,4

In Tabelle 112 ist die Korngrößenverteilung des Sediments aufgeführt.

Tabelle 112: Korngrößenverteilung des Sediments LW-R

Code		LW-R
>2000µm	%	3,3
Sand >630µm	%	6,7
Sand >200µm	%	2,1
Sand >125µm	%	0,6
Sand >63µm	%	1,4
Schluff >20µm	%	23,6
Schluff >6,3µm	%	18,5
Schluff >2µm	%	9,0
Ton <2µm	%	35,0
Sand	%	10,7
Schluff	%	51,0
Ton	%	35,0
Bodenart		Lu/Tu3

Die Nährstoffe des Porenwassers sind in Tabelle 113 und die Nährstoffe des Eluats sind in Tabelle 14 dargestellt.

Tabelle 113: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments LW-R

Code		LW-R
NO_3-N	mg/l	<0,06
NO_2-N	mg/l	0,011
NH_4-N	mg/l	3,36
Ges.-P	mg/l	0,55

Tabelle 114: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments LW-R

Code		LW-R
NO_3-N,	mg/l	3,20
NO_2-N,	mg/l	0,09
NH_4-N,	mg/l	0,69
Ges.-P	mg/l	0,51

In Tabelle 115 werden die Ergebnisse der in Königswasser löslichen Spurenelemente der 2 mm Fraktion und in Tabelle 116 die der < 20 µm Fraktion angegeben.

Tabelle 115: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments LW-R

Code		LW-R
Arsen	mg/kg	21
Blei	mg/kg	168
Cadmium	mg/kg	4,0
Chrom	mg/kg	43
Kupfer	mg/kg	56
Lithium	mg/kg	10,0
Mangan	mg/kg	2150
Nickel	mg/kg	36
Quecksilber	mg/kg	0,83
Zink	mg/kg	701

Tabelle 116: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments LW-R

Code		LW-R
Arsen	mg/kg	17
Blei	mg/kg	187
Cadmium	mg/kg	4,3
Chrom	mg/kg	47
Kupfer	mg/kg	61
Nickel	mg/kg	38
Quecksilber	mg/kg	0,45
Zink	mg/kg	830

In den folgenden Tabellen werden die organischen Schadstoffe wiedergegeben.

Tabelle 117: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments LW-R

Code		LW-R
Naphthalin	mg/kg	<0,1
Acenaphthylen	mg/kg	<0,3
Acenaphthen	mg/kg	<0,1
Fluoren	mg/kg	<0,1
Phenanthren	mg/kg	<0,1
Anthracen	mg/kg	<0,1
Fluoranthen	mg/kg	0,5
Pyren	mg/kg	<0,1
Benzo[*a*]anthracen	mg/kg	0,2
Chrysen	mg/kg	0,2
Benzo[*b*]fluoranthen	mg/kg	0,4
Bezo[*k*]fluoranthen	mg/kg	0,1
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	0,3
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	<0,1
Dibenzo[*ah*]anthracen	mg/kg	<0,1
Benzo[*ghi*]perylen	mg/kg	<0,1
ΣPAK	mg/kg	1,7

Tabelle 118: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments LW-R

Code		LW-R
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	<100

Tabelle 119: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments LW-R

Code		LW-R
ΣPCB (7)	µg/kg	34,0

Tabelle 120: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments LW-R

Code		LW-R
HCH	µg/kg	<1
HCB	µg/kg	1,2
p,p´-DDE	µg/kg	2,9
o,p´- DDE	µg/kg	<1
p,p´-DDD	µg/kg	1,0
o,p´- DDD	µg/kg	3,3
p,p´- DDT	µg/kg	1,7
o,p´- DDT	µg/kg	2,1

Tabelle 121: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments LW-R

Code		LW-R
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<10
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<10
iso-Nonylphenol	µg/kg	<100
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	<1

Tabelle 122: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments LW-R

Code		LW-R
Monobutylzinn	µg/kg	35,4
Dibutylzinn	µg/kg	8,7
Tributylzinn	µg/kg	5,2
Tetrabutylzinn	µg/kg	<1
Monooctylzinn	µg/kg	<1
Dioctylzinn	µg/kg	<1
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<1
Triphenylzinn	µg/kg	<1

2.1.11 Probennahmestelle Altrip/Altarm – Rhein – AA-R

Die physikalisch-chemischen Parameter des Sediments sind Tabelle 123 zu entnehmen.

Tabelle 123: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments AA-R

Code		AA-R
TS	%	37,1
Glühverlust	%	12,6
TOC	mg/l	20
pH		7,5
DOC	mg/l	11
TC	g/kg	69
TOC	g/kg	34
Stickstoff	g/kg	2,9
Phosphor	g/kg	0,7
Schwefel	%	0,05
Aluminium	%	2,00
Eisen	%	2,20
Magnesium	%	1,20
Calcium	%	12,7

In Tabelle 124 ist die Korngrößenverteilung des Sediments aufgeführt.

Tabelle 124: Korngrößenverteilung des Sediments AA-R

Code		AA-R
>2000µm	%	0,8
Sand >630µm	%	0,4
Sand >200µm	%	0,4
Sand >125µm	%	0,4
Sand >63µm	%	0,5
Schluff >20µm	%	4,5
Schluff >6,3µm	%	41,4
Schluff >2µm	%	28,2
Ton <2µm	%	23,4
Sand	%	1,7
Schluff	%	74,1
Ton	%	23,4
Bodenart		Ut4

Die Nährstoffe des Porenwassers sind in Tabelle 125 und die Nährstoffe des Eluats sind in Tabelle 126 dargestellt.

Tabelle 125: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments AA-R

Code		AA-R
NO_3-N	mg/l	<0,06
NO_2-N	mg/l	0,01
NH_4-N	mg/l	5,22
Ges.-P	mg/l	0,55

Tabelle 126: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments AA-R

Code		AA-R
NO_3-N,	mg/l	9,50
NO_2-N,	mg/l	1,91
NH_4-N,	mg/l	0,11
Ges.-P	mg/l	0,90

In Tabelle 127 werden die Ergebnisse der in Königswasser löslichen Spurenelemente der 2 mm Fraktion und in Tabelle 128 die der < 20 µm Fraktion angegeben.

Tabelle 127: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments AA-R

Code		AA-R
Arsen	mg/kg	10
Blei	mg/kg	53
Cadmium	mg/kg	0,4
Chrom	mg/kg	53
Kupfer	mg/kg	58
Lithium	mg/kg	15,0
Mangan	mg/kg	547
Nickel	mg/kg	35
Quecksilber	mg/kg	0,58
Zink	mg/kg	205

Tabelle 128: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments AA-R

Code		AA-R
Arsen	mg/kg	5
Blei	mg/kg	49
Cadmium	mg/kg	<0,4
Chrom	mg/kg	48
Kupfer	mg/kg	50
Nickel	mg/kg	31
Quecksilber	mg/kg	0,35
Zink	mg/kg	183

In den folgenden Tabellen werden die organischen Schadstoffe wiedergegeben.

Tabelle 129: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments AA-R

Code		AA-R
Naphthalin	mg/kg	<0,1
Acenaphthylen	mg/kg	<0,3
Acenaphthen	mg/kg	<0,1
Fluoren	mg/kg	<0,1
Phenanthren	mg/kg	0,30
Anthracen	mg/kg	<0,1
Fluoranthen	mg/kg	0,6
Pyren	mg/kg	<0,1
Benzo[*a*]anthracen	mg/kg	0,3
Chrysen	mg/kg	0,3
Benzo[*b*]fluoranthen	mg/kg	0,5
Bezo[*k*]fluoranthen	mg/kg	0,2
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	0,4
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	0,3
Dibenzo[*ah*]anthracen	mg/kg	<0,1
Benzo[*ghi*]perylen	mg/kg	<0,1
ΣPAK	mg/kg	2,9

Tabelle 130: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments AA-R

Code		AA-R
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	<100

Tabelle 131: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments AA-R

Code		AA-R
ΣPCB (7)	µg/kg	42,7

Tabelle 132: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments AA-R

Code		AA-R
HCH	µg/kg	<1
HCB	µg/kg	8,7
p,p´-DDE	µg/kg	4,2
o,p´- DDE	µg/kg	2,0
p,p´-DDD	µg/kg	<1
o,p´- DDD	µg/kg	2,9
p,p´- DDT	µg/kg	2,0
o,p´- DDT	µg/kg	1,3

Tabelle 133: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments AA-R

Code		AA-R
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<10
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<10
iso-Nonylphenol	µg/kg	157
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	11,0

Tabelle 134: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments AA-R

Code		AA-R
Monobutylzinn	µg/kg	21,9
Dibutylzinn	µg/kg	13,9
Tributylzinn	µg/kg	34,8
Tetrabutylzinn	µg/kg	4,1
Monooctylzinn	µg/kg	2,1
Dioctylzinn	µg/kg	3,0
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<1
Triphenylzinn	µg/kg	<1

2.1.12 Probennahmestelle Ehrenbreitstein – Rhein – EB-R

Die physikalisch-chemischen Parameter des Sediments sind Tabelle 135 zu entnehmen.

Tabelle 135: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments EB-R

Code		EB-R
TS	%	43,1
Glühverlust	%	10,2
TOC	mg/l	19
pH		7,2
DOC	mg/l	10
TC	g/kg	47
TOC	g/kg	38
Stickstoff	g/kg	2,9
Phosphor	g/kg	1,0
Schwefel	%	0,17
Aluminium	%	2,00
Eisen	%	2,70
Magnesium	%	0,90
Calcium	%	4,3

In Tabelle 136 ist die Korngrößenverteilung des Sediments aufgeführt.

Tabelle 136: Korngrößenverteilung des Sediments EB-R

Code		EB-R
>2000µm	%	0,7
Sand >630µm	%	0,4
Sand >200µm	%	0,6
Sand >125µm	%	1,2
Sand >63µm	%	6,1
Schluff >20µm	%	37,0
Schluff >6,3µm	%	24,0
Schluff >2µm	%	7,5
Ton <2µm	%	22,5
Sand	%	8,3
Schluff	%	68,5
Ton	%	22,5
Bodenart		Ut4

Die Nährstoffe des Porenwassers sind in Tabelle 137 und die Nährstoffe des Eluats sind in Tabelle 138 dargestellt.

Tabelle 137: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments EB-R

Code		EB-R
NO_3-N	mg/l	<0,06
NO_2-N	mg/l	0,01
NH_4-N	mg/l	11,2
Ges.-P	mg/l	0,95

Tabelle 138: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments EB-R

Code		EB-R
NO_3-N,	mg/l	<0,06
NO_2-N,	mg/l	0,01
NH_4-N,	mg/l	12,30
Ges.-P	mg/l	0,18

In Tabelle 139 werden die Ergebnisse der in Königswasser löslichen Spurenelemente der 2 mm Fraktion und in Tabelle 140 die der < 20 µm Fraktion angegeben.

Tabelle 139: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments EB-R

Code		EB-R
Arsen	mg/kg	11
Blei	mg/kg	93
Cadmium	mg/kg	1,0
Chrom	mg/kg	142
Kupfer	mg/kg	57
Lithium	mg/kg	13,0
Mangan	mg/kg	549
Nickel	mg/kg	88
Quecksilber	mg/kg	0,48
Zink	mg/kg	440

Tabelle 140: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments EB-R

Code		EB-R
Arsen	mg/kg	11
Blei	mg/kg	87
Cadmium	mg/kg	1,0
Chrom	mg/kg	60
Kupfer	mg/kg	63
Nickel	mg/kg	46
Quecksilber	mg/kg	0,40
Zink	mg/kg	478

In den folgenden Tabellen werden die organischen Schadstoffe wiedergegeben.

Tabelle 141: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments EB-R

Code		EB-R
Naphthalin	mg/kg	<0,1
Acenaphthylen	mg/kg	<0,3
Acenaphthen	mg/kg	<0,1
Fluoren	mg/kg	<0,1
Phenanthren	mg/kg	0,30
Anthracen	mg/kg	<0,1
Fluoranthen	mg/kg	0,9
Pyren	mg/kg	0,80
Benzo[*a*]anthracen	mg/kg	0,3
Chrysen	mg/kg	0,3
Benzo[*b*]fluoranthen	mg/kg	0,6
Bezo[*k*]fluoranthen	mg/kg	0,2
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	0,4
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	<0,1
Dibenzo[*ah*]anthracen	mg/kg	<0,1
Benzo[*ghi*]perylen	mg/kg	<0,1
ΣPAK	mg/kg	3,8

Tabelle 142: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments EB-R

Code		EB-R
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	<100

Tabelle 143: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments EB-R

Code		EB-R
ΣPCB (7)	µg/kg	77,0

Tabelle 144: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments EB-R

Code		EB-R
HCH	µg/kg	<1
HCB	µg/kg	35,0
p,p´-DDE	µg/kg	3,7
o,p´- DDE	µg/kg	3,7
p,p´-DDD	µg/kg	<1
o,p´- DDD	µg/kg	3,9
p,p´- DDT	µg/kg	8,4
o,p´- DDT	µg/kg	<1

Tabelle 145: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments EB-R

Code		EB-R
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<10
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<10
iso-Nonylphenol	µg/kg	<100
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	<1

Tabelle 146: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments EB-R

Code		EB-R
Monobutylzinn	µg/kg	21,5
Dibutylzinn	µg/kg	11,3
Tributylzinn	µg/kg	13,7
Tetrabutylzinn	µg/kg	<1
Monooctylzinn	µg/kg	6,1
Dioctylzinn	µg/kg	5,0
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<1
Triphenylzinn	µg/kg	<1

2.2 Charakterisierung der natürlichen belasteten Sedimente

Es wurden 10 Probennahmestellen anhand der in der BfG vorliegenden historischen Daten als potentiell belastete Stellen ausgewählt. Eine Übersicht ist in Tabelle 147 gegeben. Hinsichtlich ihrer Korngrößenverteilung unterscheiden sich die Sedimente dabei kaum (siehe Abbildung 7).

Tabelle 147: Übersicht der natürlichen belasteten Sedimente

Referenzstelle	Gewässer	Probenanahme-zeitpunkt	Probencode
Tiefer See	Havel	25.10.2006	TS-L
Calbe	Saale	27.10.2006	CA-R
Alte Elbe	Elbe	26.10.2006	AE-R
Dömitz	Müritz-Elde Wasserstrasse	23.10.2006	DÖ-R
Hamburger Hafen	Elbe	13.02.2007	HH-R
Palzem	Mosel	01.03.2007	PZ-R
Hunte	Nebenfluss der Weser, Werfthafen	14.03.2007	HU-R
Kochendorf	Neckar	22.03.2007	KO-R
Finow-Kanal	Oder	02.03.2007	FK-R
Schiersteiner Hafen	Rhein	12.03.2007	SH-R

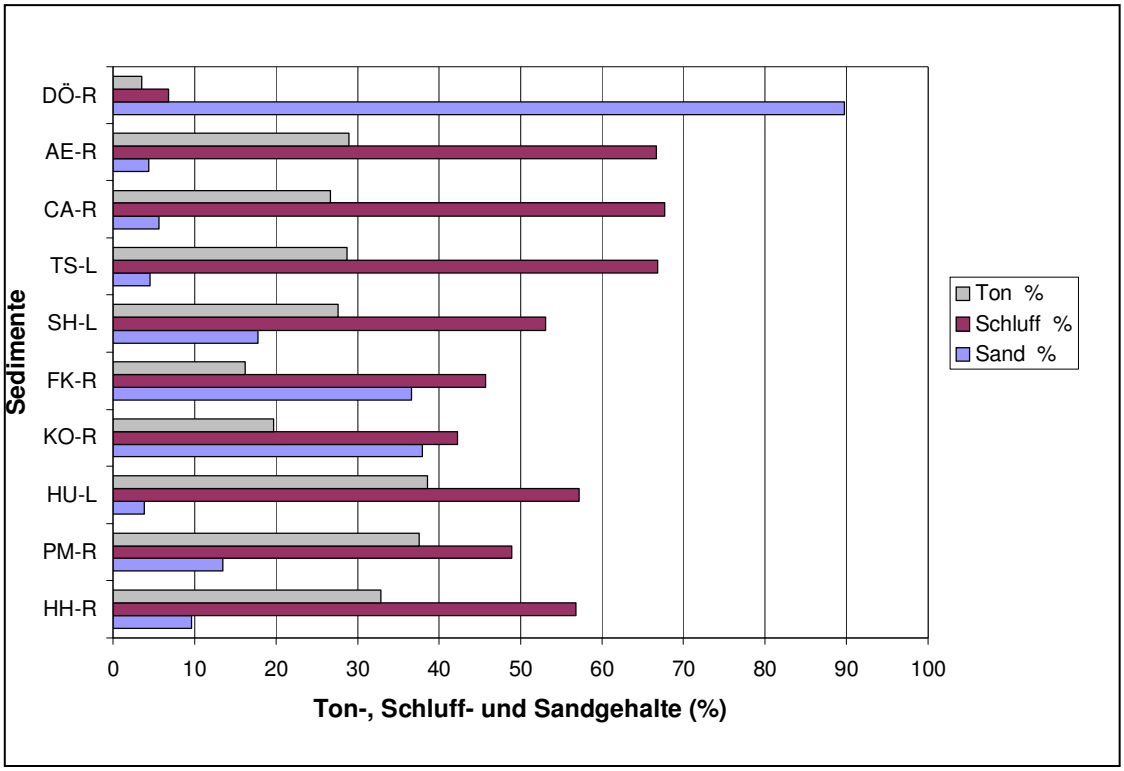


Abbildung 7: Ton-, Schluff- und Sandgehalte der belasteten Sedimente

2.2.1 Probennahmestelle Tiefer See – Havel – TS-L

Die physikalisch-chemischen Parameter des Sediments sind Tabelle 148 zu entnehmen.

Tabelle 148: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments TS-L

Code		TS-L
TS	%	10,0
Glühverlust	%	22,3
pH		7,6
TOC	mg/l	19,5
DOC	mg/l	12,0
TC	g/kg	127,9
TOC	g/kg	107,7
Stickstoff	g/kg	10,5
Phosphor	g/kg	1,3
Schwefel	%	1,8
Aluminium	%	1,2
Eisen	%	2,9
Magnesium	%	0,5
Calcium	%	8,9

In Tabelle 149 ist die Korngrößenverteilung des Sediments aufgeführt.

Tabelle 149: Korngrößenverteilung des Sediments TS-L

Code		TS-L
>2000µm	%	0,0
Sand >630µm	%	0,2
Sand >200µm	%	0,9
Sand >125µm	%	1,3
Sand >63µm	%	2,1
Schluff >20µm	%	15,5
Schluff >6,3µm	%	27,8
Schluff >2µm	%	23,5
Ton <2µm	%	28,7
Sand	%	4,5
Schluff	%	66,8
Ton	%	28,7
Bodenart		Tu4

Die Nährstoffe des Porenwassers sind in Tabelle 150 und die Nährstoffe des Eluats sind in Tabelle 151 dargestellt.

Tabelle 150: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments TS-L

Code		TS-L
NO_3-N	mg/l	0,05
NO_2-N	mg/l	<0,04
NH_4-N	mg/l	6,5
Ges.-P	mg/l	1,1

Tabelle 151: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments TS-L

Code		TS-L
NO_3-N,	mg/l	<0,03
NO_2-N,	mg/l	<0,04
NH_4-N,	mg/l	8,0
Ges.-P	mg/l	0,2

In Tabelle 152 werden die Ergebnisse der in Königswasser löslichen Spurenelemente der 2 mm Fraktion und in Tabelle 153 die der < 20 µm Fraktion angegeben.

Tabelle 152: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments TS-L

Code		TS-L
Arsen	mg/kg	8
Blei	mg/kg	143
Cadmium	mg/kg	2,9
Chrom	mg/kg	52
Kupfer	mg/kg	218
Lithium	mg/kg	5,7
Mangan	mg/kg	986
Nickel	mg/kg	24
Quecksilber	mg/kg	1,1
Zink	mg/kg	987

Tabelle 153: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments TS-L

Code		TS-L
Arsen	mg/kg	9
Blei	mg/kg	165
Cadmium	mg/kg	3,3
Chrom	mg/kg	55
Kupfer	mg/kg	236
Nickel	mg/kg	36
Quecksilber	mg/kg	1,7
Zink	mg/kg	1033

In den folgenden Tabellen werden die organischen Schadstoffe wiedergegeben.

Tabelle 154: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments TS-L

Code		TS-L
Naphthalin	mg/kg	<0,1
Acenaphthylen	mg/kg	<0,5
Acenaphthen	mg/kg	<0,1
Fluoren	mg/kg	0,2
Phenanthren	mg/kg	0,8
Anthracen	mg/kg	<0,1
Fluoranthen	mg/kg	1,9
Pyren	mg/kg	1,8
Benzo[*a*]anthracen	mg/kg	1,0
Chrysen	mg/kg	1,0
Benzo[*b*]fluoranthen	mg/kg	1,4
Bezo[*k*]fluoranthen	mg/kg	0,6
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	1,5
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	<0,1
Dibenzo[*ah*]anthracen	mg/kg	<0,1
Benzo[*ghi*]perylen	mg/kg	1,1
ΣPAK	mg/kg	11,0

Tabelle 155: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments TS-L

Code		TS-L
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	960

Tabelle 156: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments TS-L

Code		TS-L
ΣPCB (7)	µg/kg	251,0

Tabelle 157: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments TS-L

Code		TS-L
HCH	µg/kg	<0,1
HCB	µg/kg	<0,1
p,p´-DDE	µg/kg	<0,1
o,p´- DDE	µg/kg	4,1
p,p´-DDD	µg/kg	<0,1
o,p´- DDD	µg/kg	0,8
p,p´- DDT	µg/kg	<0,1
o,p´- DDT	µg/kg	<0,1

Tabelle 158: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments TS-L

Code		TS-L
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<10
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<10
iso-Nonylphenol	µg/kg	<100
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	<0,1

Tabelle 159: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments TS-L

Code		TS-L
Monobutylzinn	µg/kg	22,2
Dibutylzinn	µg/kg	38,1
Tributylzinn	µg/kg	98,5
Tetrabutylzinn	µg/kg	<1
Monooctylzinn	µg/kg	<1
Dioctylzinn	µg/kg	<1
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<1
Triphenylzinn	µg/kg	87,5

2.2.2 Sediment aus Calbe – Saale – CA-R

Die physikalisch-chemischen Parameter des Sediments sind Tabelle 160 zu entnehmen.

Tabelle 160: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments CA-R

Code		CA-R
TS	%	40,9
Glühverlust	%	17,1
pH		7,3
TOC	mg/l	48,3
DOC	mg/l	22,4
TC	g/kg	82,2
TOC	g/kg	75,3
Stickstoff	g/kg	3,8
Phosphor	g/kg	1,1
Schwefel	%	0,9
Aluminium	%	2,1
Eisen	%	2,8
Magnesium	%	0,8
Calcium	%	4,2

In Tabelle 161 ist die Korngrößenverteilung des Sediments aufgeführt.

Tabelle 161: Korngrößenverteilung des Sediments CA-R

Code		CA-R
>2000µm	%	0,8
Sand >630µm	%	1,1
Sand >200µm	%	1,5
Sand >125µm	%	1,0
Sand >63µm	%	1,9
Schluff >20µm	%	21,1
Schluff >6,3µm	%	27,7
Schluff >2µm	%	18,4
Ton <2µm	%	26,5
Sand	%	5,6
Schluff	%	67,7
Ton	%	26,7
Bodenart		Tu4

Die Nährstoffe des Porenwassers sind in Tabelle 162 und die Nährstoffe des Eluats sind in Tabelle 163 dargestellt.

Tabelle 162: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments CA-R

Code		CA-R
NO_3-N	mg/l	2,00
NO_2-N	mg/l	<0,04
NH_4-N	mg/l	9,4
Ges.-P	mg/l	0,3

Tabelle 163: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments CA-R

Code		CA-R
NO_3-N,	mg/l	<0,03
NO_2-N,	mg/l	<0,04
NH_4-N,	mg/l	8,4
Ges.-P	mg/l	0,3

In Tabelle 164 werden die Ergebnisse der in Königswasser löslichen Spurenelemente der 2 mm Fraktion und in Tabelle 164 die der < 20 µm Fraktion angegeben.

Tabelle 164: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments CA-R

Code		CA-R
Arsen	mg/kg	41
Blei	mg/kg	198
Cadmium	mg/kg	3,4
Chrom	mg/kg	96
Kupfer	mg/kg	168
Lithium	mg/kg	12
Mangan	mg/kg	593
Nickel	mg/kg	42
Quecksilber	mg/kg	11
Zink	mg/kg	1095

Tabelle 165: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments CA-R

Code		CA-R
Arsen	mg/kg	31
Blei	mg/kg	227
Cadmium	mg/kg	3,8
Chrom	mg/kg	100
Kupfer	mg/kg	178
Nickel	mg/kg	46
Quecksilber	mg/kg	33
Zink	mg/kg	1163

In den folgenden Tabellen werden die organischen Schadstoffe wiedergegeben.

Tabelle 166: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments CA-R

Code		CA-R
Naphthalin	mg/kg	<0,1
Acenaphthylen	mg/kg	<0,5
Acenaphthen	mg/kg	0,3
Fluoren	mg/kg	0,4
Phenanthren	mg/kg	1,3
Anthracen	mg/kg	3,1
Fluoranthen	mg/kg	2,5
Pyren	mg/kg	2,4
Benzo[*a*]anthracen	mg/kg	0,7
Chrysen	mg/kg	1,3
Benzo[*b*]fluoranthen	mg/kg	0,9
Bezo[*k*]luoranthen	mg/kg	0,4
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	0,8
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	<0,1
Dibenzo[*ah*]anthracen	mg/kg	<0,1
Benzo[*ghi*]perylen	mg/kg	0,5
ΣPAK	mg/kg	15,0

Tabelle 167: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments CA-R

Code		CA-R
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	1400

Tabelle 168: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments CA-R

Code		CA-R
ΣPCB (7)	µg/kg	231,0

Tabelle 169: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments CA-R

Code		CA-R
HCH	µg/kg	<0,1
HCB	µg/kg	<0,1
p,p´-DDE	µg/kg	<0,1
o,p´- DDE	µg/kg	2,3
p,p´-DDD	µg/kg	<0,1
o,p´- DDD	µg/kg	<0,1
p,p´- DDT	µg/kg	14,0
o,p´- DDT	µg/kg	61,0

Tabelle 170: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments CA-R

Code		CA-R
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<10
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<10
iso-Nonylphenol	µg/kg	<100
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	<0,1

Tabelle 171: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments CA-R

Code		CA-R
Monobutylzinn	µg/kg	9,4
Dibutylzinn	µg/kg	6,4
Tributylzinn	µg/kg	5,6
Tetrabutylzinn	µg/kg	<1
Monooctylzinn	µg/kg	10,5
Dioctylzinn	µg/kg	7,2
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<1
Triphenylzinn	µg/kg	<1

2.2.3 Sediment aus Alte Elbe – Elbe – AE-R

Die physikalisch-chemischen Parameter des Sediments sind Tabelle 172 zu entnehmen.

Tabelle 172: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments AE-R

Code		AE-R
TS	%	28,1
Glühverlust	%	13,9
pH		7,3
TOC	mg/l	25,4
DOC	mg/l	13,2
TC	g/kg	55,8
TOC	g/kg	55,5
Stickstoff	g/kg	4,6
Phosphor	g/kg	2,4
Schwefel	%	0,4
Aluminium	%	2,3
Eisen	%	3,1
Magnesium	%	0,6
Calcium	%	0,8

In Tabelle 173 ist die Korngrößenverteilung des Sediments aufgeführt.

Tabelle 173: Korngrößenverteilung des Sediments AE-R

Code		AE-R
>2000µm	%	0,3
Sand >630µm	%	0,9
Sand >200µm	%	0,8
Sand >125µm	%	0,3
Sand >63µm	%	2,4
Schluff >20µm	%	18,5
Schluff >6,3µm	%	27,7
Schluff >2µm	%	20,3
Ton <2µm	%	28,8
Sand	%	4,4
Schluff	%	66,7
Ton	%	28,9
Bodenart		Tu4

Die Nährstoffe des Porenwassers sind in Tabelle 174 und die Nährstoffe des Eluats sind in Tabelle 175 dargestellt.

Tabelle 174: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments AE-R

Code		AE-R
NO_3-N	mg/l	0,06
NO_2-N	mg/l	<0,04
NH_4-N	mg/l	4,5
Ges.-P	mg/l	0,2

Tabelle 175: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments AE-R

Code		AE-R
NO_3-N,	mg/l	0,09
NO_2-N,	mg/l	<0,04
NH_4-N,	mg/l	3,3
Ges.-P	mg/l	0,2

In Tabelle 176 werden die Ergebnisse der in Königswasser löslichen Spurenelemente der 2 mm Fraktion und in Tabelle 177 die der < 20 µm Fraktion angegeben.

Tabelle 176: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments AE-R

Code		AE-R
Arsen	mg/kg	36
Blei	mg/kg	78
Cadmium	mg/kg	2,2
Chrom	mg/kg	55
Kupfer	mg/kg	58
Lithium	mg/kg	16
Mangan	mg/kg	890
Nickel	mg/kg	37
Quecksilber	mg/kg	0,7
Zink	mg/kg	446

Tabelle 177: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments AE-R

Code		AE-R
Arsen	mg/kg	37
Blei	mg/kg	100
Cadmium	mg/kg	3,0
Chrom	mg/kg	73
Kupfer	mg/kg	74
Nickel	mg/kg	44
Quecksilber	mg/kg	1,2
Zink	mg/kg	556

In den folgenden Tabellen werden die organischen Schadstoffe wiedergegeben.

Tabelle 178: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments AE-R

Code		AE-R
Naphthalin	mg/kg	<0,1
Acenaphthylen	mg/kg	<0,5
Acenaphthen	mg/kg	<0,1
Fluoren	mg/kg	<0,1
Phenanthren	mg/kg	3,6
Anthracen	mg/kg	0,9
Fluoranthen	mg/kg	0,9
Pyren	mg/kg	0,8
Benzo[*a*]anthracen	mg/kg	0,3
Chrysen	mg/kg	0,3
Benzo[*b*]fluoranthen	mg/kg	0,5
Bezo[*k*]fluoranthen	mg/kg	0,2
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	0,4
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	<0,1
Dibenzo[*ah*]anthracen	mg/kg	<0,1
Benzo[*ghi*]perylen	mg/kg	0,3
ΣPAK	mg/kg	8,4

Tabelle 179: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments AE-R

Code		AE-R
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	400

Tabelle 180: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments AE-R

Code		AE-R
ΣPCB (7)	µg/kg	65,9

Tabelle 181: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments AE-R

Code		AE-R
HCH	µg/kg	<0,1
HCB	µg/kg	<0,1
p,p´-DDE	µg/kg	<0,1
o,p´- DDE	µg/kg	<0,1
p,p´-DDD	µg/kg	<0,1
o,p´- DDD	µg/kg	<0,1
p,p´- DDT	µg/kg	<0,1
o,p´- DDT	µg/kg	<0,1

Tabelle 182: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments AE-R

Code		AE-R
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<10
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<10
iso-Nonylphenol	µg/kg	<100
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	<0,1

Tabelle 183: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments AE-R

Code		AE-R
Monobutylzinn	µg/kg	33,4
Dibutylzinn	µg/kg	12,8
Tributylzinn	µg/kg	9,6
Tetrabutylzinn	µg/kg	<1
Monooctylzinn	µg/kg	<1
Dioctylzinn	µg/kg	<1
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<1
Triphenylzinn	µg/kg	<1

2.2.4 Sediment aus Dömitz – Müritz-Elde Wasserstrasse – DÖ-R

Die physikalisch-chemischen Parameter des Sediments sind Tabelle 184 zu entnehmen.

Tabelle 184: Physikalisch-chemische Charakterisierung des Sediments DÖ-R

Code		DÖ-R
TS	%	54,3
Glühverlust	%	4,9
pH		7,5
TOC	mg/l	14,5
DOC	mg/l	7,2
TC	g/kg	23,2
TOC	g/kg	22,8
Stickstoff	g/kg	1,6
Phosphor	g/kg	0,9
Schwefel	%	0,6
Aluminium	%	0,4
Eisen	%	1,3
Magnesium	%	0,2
Calcium	%	0,6

In Tabelle 185 ist die Korngrößenverteilung des Sediments aufgeführt.

Tabelle 185: Korngrößenverteilung des Sediments DÖ-R

Code		DÖ-R
>2000µm	%	5,4
Sand >630µm	%	3,8
Sand >200µm	%	41,7
Sand >125µm	%	29,5
Sand >63µm	%	9,9
Schluff >20µm	%	2,1
Schluff >6,3µm	%	2,4
Schluff >2µm	%	1,9
Ton <2µm	%	3,3
Sand	%	89,7
Schluff	%	6,8
Ton	%	3,5
Bodenart		Ss

Die Nährstoffe des Porenwassers sind in Tabelle 186 und die Nährstoffe des Eluats sind in Tabelle 187 dargestellt.

Tabelle 186: Nährstoffe des Porenwassers des Sediments DÖ-R

Code		DÖ-R
NO_3-N	mg/l	0,07
NO_2-N	mg/l	<0,04
NH_4-N	mg/l	0,6
Ges.-P	mg/l	0,1

Tabelle 187: Nährstoffe des Eluates (1:3) des Sediments DÖ-R

Code		DÖ-R
NO_3-N,	mg/l	0,2
NO_2-N,	mg/l	<0,04
NH_4-N,	mg/l	0,07
Ges.-P	mg/l	0,07

In Tabelle 188 werden die Ergebnisse der in Königswasser löslichen Spurenelemente der 2 mm Fraktion und in Tabelle 189 die der < 20 µm Fraktion angegeben.

Tabelle 188: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments DÖ-R

Code		DÖ-R
Arsen	mg/kg	11
Blei	mg/kg	30
Cadmium	mg/kg	1,9
Chrom	mg/kg	156
Kupfer	mg/kg	55
Lithium	mg/kg	3,1
Mangan	mg/kg	234
Nickel	mg/kg	6,8
Quecksilber	mg/kg	0,08
Zink	mg/kg	164

Tabelle 189: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des Sediments DÖ-R

Code		DÖ-R
Arsen	mg/kg	9
Blei	mg/kg	38
Cadmium	mg/kg	2,0
Chrom	mg/kg	157
Kupfer	mg/kg	83
Nickel	mg/kg	5,3
Quecksilber	mg/kg	0,1
Zink	mg/kg	326

In den folgenden Tabellen werden die organischen Schadstoffe wiedergegeben.

Tabelle 190: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des Sediments DÖ-R

Code		DÖ-R
Naphthalin	mg/kg	<0,1
Acenaphthylen	mg/kg	<0,5
Acenaphthen	mg/kg	<0,1
Fluoren	mg/kg	<0,1
Phenanthren	mg/kg	<0,1
Anthracen	mg/kg	<0,1
Fluoranthen	mg/kg	0,2
Pyren	mg/kg	0,2
Benzo[*a*]anthracen	mg/kg	<0,1
Chrysen	mg/kg	<0,1
Benzo[*b*]fluoranthen	mg/kg	0,1
Bezo[*k*]fluoranthen	mg/kg	<0,1
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	0,1
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	<0,1
Dibenzo[*ah*]anthracen	mg/kg	<0,1
Benzo[*ghi*]perylen	mg/kg	<0,1
ΣPAK	mg/kg	<1

Tabelle 191: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des Sediments DÖ-R

Code		DÖ-R
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	<100

Tabelle 192: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des Sediments DÖ-R

Code		DÖ-R
ΣPCB (7)	µg/kg	10,8

Tabelle 193: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments DÖ-R

Code		DÖ-R
HCH	µg/kg	<0,1
HCB	µg/kg	<0,1
p,p´-DDE	µg/kg	<0,1
o,p´- DDE	µg/kg	<0,1
p,p´-DDD	µg/kg	<0,1
o,p´- DDD	µg/kg	<0,1
p,p´- DDT	µg/kg	<0,1
o,p´- DDT	µg/kg	<0,1

Tabelle 194: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des Sediments DÖ-R

Code		DÖ-R
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<10
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<10
iso-Nonylphenol	µg/kg	<100
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	<0,1

Tabelle 195: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des Sediments DÖ-R

Code		DÖ-R
Monobutylzinn	µg/kg	6,5
Dibutylzinn	µg/kg	9,7
Tributylzinn	µg/kg	20,2
Tetrabutylzinn	µg/kg	<1
Monooctylzinn	µg/kg	<1
Dioctylzinn	µg/kg	<1
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<1
Triphenylzinn	µg/kg	<1

2.2.5 Sediment aus dem Hamburger Hafen – Elbe – HH-R

Die physikalisch-chemischen Parameter sind der Tabelle 196 zu entnehmen.

Tabelle 196: Physikalisch-chemische Charakterisierung des belasteten Sediments HH-R

Code		HH-R
TS	%	23,9
Glühverlust	%	18,9
pH		7,7
TOC	mg/l	16,0
DOC	mg/l	16,0
TC	g/kg	91,1
TOC	g/kg	87,8
Stickstoff	g/kg	5,4
Phosphor	g/kg	2,9
Schwefel	%	1,4
Aluminium	%	1,6
Eisen	%	3,0
Magnesium	%	0,5
Calcium	%	2,1

Die Korngrößenverteilung ist in Tabelle 197 dargestellt.

Tabelle 197: Korngrößenverteilung des belasteten Sediments HH-R

Code		HH-R
>2000µm	%	0,7
Sand >630µm	%	0,9
Sand >200µm	%	4,5
Sand >125µm	%	2,8
Sand >63µm	%	1,5
Schluff >20µm	%	15,4
Schluff >6,3µm	%	24,2
Schluff >2µm	%	17,1
Ton <2µm	%	32,9
Sand	%	9,7
Schluff	%	56,8
Ton	%	32,9
Bodenart		Tu3

Die Nährstoffe des Porenwassers sind in Tabelle 198 und die Nährstoffe des Eluats befinden sich in Tabelle 199.

Tabelle 198: Nährstoffe des Porenwassers des belasteten Sediments HH-R

Code		HH-R
NO_3-N	mg/l	0,01
NO_2-N	mg/l	0,03
NH_4-N	mg/l	22,8
Ges.-P	mg/l	<0,05

Tabelle 199: Nährstoffe des Eluates (1:3) des belasteten Sediments HH-R

Code		HH-R
NO_3-N,	mg/l	0,02
NO_2-N,	mg/l	<0,02
NH_4-N,	mg/l	26,7
Ges.-P	mg/l	<0,05

Die Schwermetallgehalte der Fraktion 2 mm sind der Tabelle 200 zu entnehmen, die der <20 µm Fraktion sind in Tabelle 201 dargestellt.

Tabelle 200: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments HH-R

Code		HH-R
Arsen	mg/kg	73
Blei	mg/kg	480
Cadmium	mg/kg	11
Chrom	mg/kg	130
Kupfer	mg/kg	320
Lithium	mg/kg	26
Mangan	mg/kg	1400
Nickel	mg/kg	79
Quecksilber	mg/kg	8,3
Zink	mg/kg	2000

Tabelle 201: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des belasteten Sediments HH-R

Code		HH-R
Arsen	mg/kg	69
Blei	mg/kg	460
Cadmium	mg/kg	11
Chrom	mg/kg	130
Kupfer	mg/kg	300
Nickel	mg/kg	74
Quecksilber	mg/kg	8,7
Zink	mg/kg	2000

In den folgenden Tabellen ist die organische Schadstoffbelastung des Sediments dargestellt.

Tabelle 202: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des belasteten Sediments HH-R

Code		HH-R
Naphthalin	mg/kg	7,1
Acenaphthylen	mg/kg	<0,5
Acenaphthen	mg/kg	7,9
Fluoren	mg/kg	11,0
Phenanthren	mg/kg	7,0
Anthracen	mg/kg	<0,1
Fluoranthen	mg/kg	114,0
Pyren	mg/kg	77,0
Benzo[*a*]anthracen	mg/kg	46,0
Chrysen	mg/kg	49,0
Benzo[*b*]fluoranthen	mg/kg	52,0
Bezo[*k*]fluoranthen	mg/kg	23,0
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	46,0
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	33,0
Dibenzo[*ah*]anthracen	mg/kg	3,4
Benzo[*ghi*]perylen	mg/kg	33,0
ΣPAK	mg/kg	509,4

Tabelle 203: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des belasteten Sediments HH-R

Code		HH-R
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	7300

Tabelle 204: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des belasteten Sediments HH-R

Code		HH-R
ΣPCB (7)	µg/kg	286,0

Tabelle 205: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments HH-R

Code		HH-R
HCH	µg/kg	<0,1
HCB	µg/kg	40,0
p,p´-DDE	µg/kg	30,0
o,p´- DDE	µg/kg	<0,1
p,p´-DDD	µg/kg	<0,1
o,p´- DDD	µg/kg	30,0
p,p´- DDT	µg/kg	<0,1
o,p´- DDT	µg/kg	<0,1

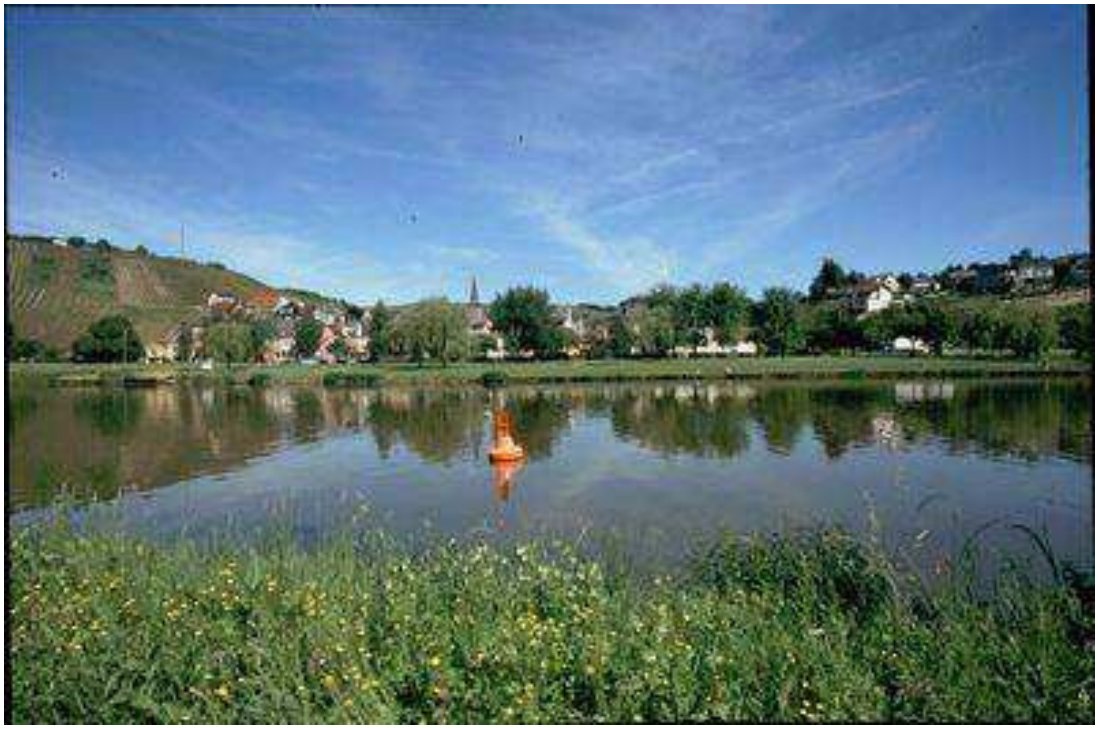
Tabelle 206: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments HH-R

Code		HH-R
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<10
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<10
iso-Nonylphenol	µg/kg	<50
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	10

Tabelle 207: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des belasteten Sediments HH-R

Code		HH-R
Monobutylzinn	µg/kg	89
Dibutylzinn	µg/kg	109
Tributylzinn	µg/kg	323
Tetrabutylzinn	µg/kg	94,2
Monooctylzinn	µg/kg	9,35
Dioctylzinn	µg/kg	11
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<4,04
Triphenylzinn	µg/kg	<1,62

2º2.6 Sediment aus Palzem – Mosel – PZ-R



Die physikalisch-chemischen Parameter sind der Tabelle 208 zu entnehmen.

Tabelle 208: Physikalisch-chemische Charakterisierung des belasteten Sediments PZ-R

Code		PZ-R
TS	%	37,4
Glühverlust	%	11,8
pH		7,4
TOC	mg/l	22,0
DOC	mg/l	28,0
TC	g/kg	54,8
TOC	g/kg	50,5
Stickstoff	g/kg	3,4
Phosphor	g/kg	1,5
Schwefel	%	0,4
Aluminium	%	2,8
Eisen	%	3,5
Magnesium	%	1,4
Calcium	%	3,7

Die Korngrößenverteilung ist in Tabelle 209 dargestellt.

Tabelle 209: Korngrößenverteilung des belasteten Sediments PZ-R

Code		PZ-R
>2000µm	%	0,1
Sand >630µm	%	0,3
Sand >200µm	%	2,4
Sand >125µm	%	2,8
Sand >63µm	%	8,0
Schluff >20µm	%	22,8
Schluff >6,3µm	%	15,0
Schluff >2µm	%	11,1
Ton <2µm	%	37,5
Sand	%	13,4
Schluff	%	48,9
Ton	%	37,5
Bodenart		Lt3

Die Nährstoffe des Porenwassers sind in Tabelle 210 und die Nährstoffe des Eluats befinden sich in Tabelle 211.

Tabelle 210: Nährstoffe des Porenwassers des belasteten Sediments PZ-R

Code		PZ-R
NO_3-N	mg/l	0,04
NO_2-N	mg/l	0,08
NH_4-N	mg/l	19,2
Ges.-P	mg/l	0,13

Tabelle 211: Nährstoffe des Eluates (1:3) des belasteten Sediments PZ-R

Code		PZ-R
NO_3-N,	mg/l	10,80
NO_2-N,	mg/l	1,32
NH_4-N,	mg/l	18,9
Ges.-P	mg/l	0,30

Die Schwermetallgehalte der Fraktion 2 mm sind der Tabelle 212 zu entnehmen, die der <20 µm Fraktion sind in Tabelle 213 dargestellt.

Tabelle 212: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments PZ-R

Code		PZ-R
Arsen	mg/kg	32
Blei	mg/kg	170
Cadmium	mg/kg	1,2
Chrom	mg/kg	97
Kupfer	mg/kg	110
Lithium	mg/kg	65
Mangan	mg/kg	1000
Nickel	mg/kg	55
Quecksilber	mg/kg	0,38
Zink	mg/kg	960

Tabelle 213: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des belasteten Sediments PZ-R

Code		PZ-R
Arsen	mg/kg	30
Blei	mg/kg	190
Cadmium	mg/kg	1,3
Chrom	mg/kg	100
Kupfer	mg/kg	100
Nickel	mg/kg	55
Quecksilber	mg/kg	0,44
Zink	mg/kg	1100

In den folgenden Tabellen ist die organische Schadstoffbelastung des Sediments dargestellt.

Tabelle 214: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des belasteten Sediments PZ-R

Code		PZ-R
Naphthalin	mg/kg	<0,1
Acenaphthylen	mg/kg	<0,5
Acenaphthen	mg/kg	0,3
Fluoren	mg/kg	0,5
Phenanthren	mg/kg	1,4
Anthracen	mg/kg	<0,1
Fluoranthen	mg/kg	3,4
Pyren	mg/kg	2,7
Benzo[*a*]anthracen	mg/kg	1,6
Chrysen	mg/kg	1,8
Benzo[*b*]fluoranthen	mg/kg	2,0
Bezo[*k*]fluoranthen	mg/kg	0,9
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	4,5
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	2,5
Dibenzo[*ah*]anthracen	mg/kg	0,1
Benzo[*ghi*]perylen	mg/kg	1,2
ΣPAK	mg/kg	22,9

Tabelle 215: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des belasteten Sediments PZ-R

Code		PZ-R
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	1300

Tabelle 216: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des belasteten Sediments PZ-R

Code		PZ-R
ΣPCB (7)	µg/kg	184,0

Tabelle 217: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments PZ-R

Code		PZ-R
HCH	µg/kg	<0,1
HCB	µg/kg	0,6
p,p´-DDE	µg/kg	6,7
o,p´- DDE	µg/kg	<0,1
p,p´-DDD	µg/kg	<0,1
o,p´- DDD	µg/kg	15,0
p,p´- DDT	µg/kg	<0,1
o,p´- DDT	µg/kg	<0,1

Tabelle 218: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments PZ-R

Code		PZ-R
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	42
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<10
iso-Nonylphenol	µg/kg	1040
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	<0,1

Tabelle 219: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des belasteten Sediments PZ-R

Code		PZ-R
Monobutylzinn	µg/kg	4,14
Dibutylzinn	µg/kg	9,51
Tributylzinn	µg/kg	3,64
Tetrabutylzinn	µg/kg	<0,98
Monooctylzinn	µg/kg	1,62
Dioctylzinn	µg/kg	<0,98
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<2,44
Triphenylzinn	µg/kg	<0,98

2.2.7 Sediment aus Hunte – Nebenfluß der Weser, Werfthafen – HU-R

Die physikalisch-chemischen Parameter sind der Tabelle 220 zu entnehmen.

Tabelle 220: Physikalisch-chemische Charakterisierung des belasteten Sediments HU-R

Code		HU-R
TS	%	31,6
Glühverlust	%	15,3
pH		7,4
TOC	mg/l	92,0
DOC	mg/l	107,0
TC	g/kg	70,1
TOC	g/kg	65,8
Stickstoff	g/kg	4,7
Phosphor	g/kg	2,2
Schwefel	%	0,6
Aluminium	%	1,9
Eisen	%	3,6
Magnesium	%	0,7
Calcium	%	2,1

Die Korngrößenverteilung ist in Tabelle 221 dargestellt.

Tabelle 221: Korngrößenverteilung des belasteten Sediments HU-R

Code		HU-R
>2000µm	%	0,4
Sand >630µm	%	0,5
Sand >200µm	%	1,5
Sand >125µm	%	0,8
Sand >63µm	%	0,9
Schluff >20µm	%	20,1
Schluff >6,3µm	%	25,0
Schluff >2µm	%	12,1
Ton <2µm	%	38,6
Sand	%	3,8
Schluff	%	57,2
Ton	%	38,6
Bodenart		Tu3

Die Nährstoffe des Porenwassers sind in Tabelle 222 und die Nährstoffe des Eluats befinden sich in Tabelle 223.

Tabelle 222: Nährstoffe des Porenwassers des belasteten Sediments HU-R

Code		HU-R
NO_3-N	mg/l	0,02
NO_2-N	mg/l	<0,2
NH_4-N	mg/l	77,7
Ges.-P	mg/l	<0,05

Tabelle 223: Nährstoffe des Eluates (1:3) des belasteten Sediments HU-R

Code		HU-R
NO_3-N,	mg/l	0,08
NO_2-N,	mg/l	0,03
NH_4-N,	mg/l	57,7
Ges.-P	mg/l	0,62

Die Schwermetallgehalte der Fraktion 2 mm sind der Tabelle 224 zu entnehmen, die der <20 µm Fraktion sind in Tabelle 225 dargestellt.

Tabelle 224: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments HU-R

Code		HU-R
Arsen	mg/kg	25
Blei	mg/kg	140
Cadmium	mg/kg	3,6
Chrom	mg/kg	80
Kupfer	mg/kg	110
Lithium	mg/kg	33
Mangan	mg/kg	2400
Nickel	mg/kg	56
Quecksilber	mg/kg	0,65
Zink	mg/kg	930

Tabelle 225: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des belasteten Sediments HU-R

Code		HU-R
Arsen	mg/kg	27
Blei	mg/kg	160
Cadmium	mg/kg	4,1
Chrom	mg/kg	88
Kupfer	mg/kg	91
Nickel	mg/kg	59
Quecksilber	mg/kg	0,74
Zink	mg/kg	900

In den folgenden Tabellen ist die organische Schadstoffbelastung des Sediments dargestellt.

Tabelle 226: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des belasteten Sediments HU-R

Code		HU-R
Naphthalin	mg/kg	<0,1
Acenaphthylen	mg/kg	<0,5
Acenaphthen	mg/kg	0,2
Fluoren	mg/kg	0,2
Phenanthren	mg/kg	0,6
Anthracen	mg/kg	<0,1
Fluoranthen	mg/kg	1,0
Pyren	mg/kg	0,8
Benzo[*a*]anthracen	mg/kg	0,4
Chrysen	mg/kg	0,4
Benzo[*b*]fluoranthen	mg/kg	0,7
Bezo[*k*]fluoranthen	mg/kg	0,2
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	0,5
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	<0,1
Dibenzo[*ah*]anthracen	mg/kg	<0,1
Benzo[*ghi*]perylen	mg/kg	0,4
ΣPAK	mg/kg	5,4

Tabelle 227: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des belasteten Sediments HU-R

Code		HU-R
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	1100

Tabelle 228: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des belasteten Sediments HU-R

Code		HU-R
ΣPCB (7)	µg/kg	<1

Tabelle 229: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments HU-R

Code		HU-R
HCH	µg/kg	<0,1
HCB	µg/kg	<0,1
p,p´-DDE	µg/kg	1,7
o,p´- DDE	µg/kg	<0,1
p,p´-DDD	µg/kg	<0,1
o,p´- DDD	µg/kg	1,0
p,p´- DDT	µg/kg	<0,1
o,p´- DDT	µg/kg	<0,1

Tabelle 230: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments HU-R

Code		HU-R
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<10
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<10
iso-Nonylphenol	µg/kg	70
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	<0,1

Tabelle 231: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des belasteten Sediments HU-R

Code		HU-R
Monobutylzinn	µg/kg	19
Dibutylzinn	µg/kg	66,4
Tributylzinn	µg/kg	780
Tetrabutylzinn	µg/kg	13
Monooctylzinn	µg/kg	3,71
Dioctylzinn	µg/kg	<1,35
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<3,38
Triphenylzinn	µg/kg	804

2.2.8 Sediment aus Kochendorf – Neckar – KO-R

Die physikalisch-chemischen Parameter sind der Tabelle 232 zu entnehmen.

Tabelle 232: Physikalisch-chemische Charakterisierung des belasteten Sediments KO-R

Code		KO-R
TS	%	48,6
Glühverlust	%	8,1
pH		7,8
TOC	mg/l	9,0
DOC	mg/l	52,0
TC	g/kg	52,6
TOC	g/kg	42,2
Stickstoff	g/kg	2,0
Phosphor	g/kg	0,9
Schwefel	%	0,9
Aluminium	%	1,7
Eisen	%	1,7
Magnesium	%	1,0
Calcium	%	5,4

Die Korngrößenverteilung ist in Tabelle 233 dargestellt.

Tabelle 233: Korngrößenverteilung des belasteten Sediments KO-R

Code		KO-R
>2000µm	%	0,1
Sand >630µm	%	0,1
Sand >200µm	%	7,4
Sand >125µm	%	11,4
Sand >63µm	%	19,0
Schluff >20µm	%	24,9
Schluff >6,3µm	%	11,1
Schluff >2µm	%	6,3
Ton <2µm	%	19,7
Sand	%	38,0
Schluff	%	42,2
Ton	%	19,7
Bodenart		Ls2

Die Nährstoffe des Porenwassers sind in Tabelle 234 und die Nährstoffe des Eluats befinden sich in Tabelle 235.

Tabelle 234: Nährstoffe des Porenwassers des belasteten Sediments KO-R

Code		KO-R
NO_3-N	mg/l	0,02
NO_2-N	mg/l	<0,02
NH_4-N	mg/l	15,4
Ges.-P	mg/l	0,70

Tabelle 235: Nährstoffe des Eluates (1:3) des belasteten Sediments KO-R

Code		KO-R
NO_3-N,	mg/l	0,08
NO_2-N,	mg/l	0,02
NH_4-N,	mg/l	10,4
Ges.-P	mg/l	0,65

Die Schwermetallgehalte der Fraktion 2 mm sind der Tabelle 236 zu entnehmen, die der <20 µm Fraktion sind in Tabelle 237 dargestellt.

Tabelle 236: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments KO-R

Code		KO-R
Arsen	mg/kg	3
Blei	mg/kg	17
Cadmium	mg/kg	0,4
Chrom	mg/kg	11
Kupfer	mg/kg	14
Lithium	mg/kg	32
Mangan	mg/kg	150
Nickel	mg/kg	11
Quecksilber	mg/kg	0,10
Zink	mg/kg	160

Tabelle 237: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des belasteten Sediments KO-R

Code		KO-R
Arsen	mg/kg	14
Blei	mg/kg	62
Cadmium	mg/kg	1,2
Chrom	mg/kg	87
Kupfer	mg/kg	110
Nickel	mg/kg	57
Quecksilber	mg/kg	0,24
Zink	mg/kg	480

In den folgenden Tabellen ist die organische Schadstoffbelastung des Sediments dargestellt.

Tabelle 238: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des belasteten Sediments KO-R

Code		KO-R
Naphthalin	mg/kg	<0,1
Acenaphthylen	mg/kg	<0,5
Acenaphthen	mg/kg	<0,1
Fluoren	mg/kg	<0,1
Phenanthren	mg/kg	0,4
Anthracen	mg/kg	<0,1
Fluoranthen	mg/kg	1,4
Pyren	mg/kg	1,1
Benzo[*a*]anthracen	mg/kg	0,6
Chrysen	mg/kg	0,5
Benzo[*b*]fluoranthen	mg/kg	0,8
Bezo[*k*]fluoranthen	mg/kg	0,4
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	0,6
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	0,5
Dibenzo[*ah*]anthracen	mg/kg	<0,1
Benzo[*ghi*]perylen	mg/kg	0,5
ΣPAK	mg/kg	6,8

Tabelle 239: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des belasteten Sediments KO-R

Code		KO-R
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	390

Tabelle 240: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des belasteten Sediments KO-R

Code		KO-R
ΣPCB (7)	µg/kg	121

Tabelle 241: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments KO-R

Code		KO-R
HCH	µg/kg	<0,1
HCB	µg/kg	2,0
p,p´-DDE	µg/kg	2,9
o,p´- DDE	µg/kg	<0,1
p,p´-DDD	µg/kg	<0,1
o,p´- DDD	µg/kg	2,0
p,p´- DDT	µg/kg	<0,1
o,p´- DDT	µg/kg	<0,1

Tabelle 242: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments KO-R

Code		KO-R
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<10
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<10
iso-Nonylphenol	µg/kg	2450
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	<0,1

Tabelle 243: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des belasteten Sediments KO-R

Code		KO-R
Monobutylzinn	µg/kg	4,65
Dibutylzinn	µg/kg	4,44
Tributylzinn	µg/kg	2,29
Tetrabutylzinn	µg/kg	<0,93
Monooctylzinn	µg/kg	1,87
Dioctylzinn	µg/kg	2,3
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<2,33
Triphenylzinn	µg/kg	<0,93

2.2.9 Sediment aus dem Finow-Kanal – Oder – FK-R

Die physikalisch-chemischen Parameter sind der Tabelle 244 zu entnehmen.

Tabelle 244: Physikalisch-chemische Charakterisierung des belasteten Sediments FK-R

Code		FK-R
TS	%	20,9
Glühverlust	%	23,7
pH		7,5
TOC	mg/l	47,0
DOC	mg/l	44,0
TC	g/kg	149,5
TOC	g/kg	140,3
Stickstoff	g/kg	8,1
Phosphor	g/kg	2,3
Schwefel	%	15,7
Aluminium	%	0,5
Eisen	%	3,4
Magnesium	%	0,2
Calcium	%	3,5

Die Korngrößenverteilung ist in Tabelle 245 dargestellt.

Tabelle 245: Korngrößenverteilung des belasteten Sediments FK-R

Code		FK-R
>2000µm	%	1,5
Sand >630µm	%	2,3
Sand >200µm	%	17,3
Sand >125µm	%	9,2
Sand >63µm	%	7,8
Schluff >20µm	%	13,6
Schluff >6,3µm	%	18,2
Schluff >2µm	%	13,9
Ton <2µm	%	16,2
Sand	%	36,6
Schluff	%	45,7
Ton	%	16,2
Bodenart		Slu

Die Nährstoffe des Porenwassers sind in Tabelle 246 und die Nährstoffe des Eluats befinden sich in Tabelle 247.

Tabelle 246: Nährstoffe des Porenwassers des belasteten Sediments FK-R

Code		FK-R
NO_3-N	mg/l	0,02
NO_2-N	mg/l	<0,02
NH_4-N	mg/l	7,4
Ges.-P	mg/l	<0,05

Tabelle 247: Nährstoffe des Eluates (1:3) des belasteten Sediments FK-R

Code		FK-R
NO_3-N,	mg/l	0,02
NO_2-N,	mg/l	<0,02
NH_4-N,	mg/l	8,4
Ges.-P	mg/l	<0,05

Die Schwermetallgehalte der Fraktion 2 mm sind der Tabelle 248 zu entnehmen, die der <20 µm Fraktion sind in Tabelle 149 dargestellt.

Tabelle 248: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments FK-R

Code		FK-R
Arsen	mg/kg	29
Blei	mg/kg	290
Cadmium	mg/kg	33
Chrom	mg/kg	87
Kupfer	mg/kg	3100
Lithium	mg/kg	8
Mangan	mg/kg	1600
Nickel	mg/kg	110
Quecksilber	mg/kg	96
Zink	mg/kg	4600

Tabelle 249: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des belasteten Sediments FK-R

Code		FK-R
Arsen	mg/kg	33
Blei	mg/kg	380
Cadmium	mg/kg	43
Chrom	mg/kg	110
Kupfer	mg/kg	4200
Nickel	mg/kg	100
Quecksilber	mg/kg	107
Zink	mg/kg	5200

In den folgenden Tabellen ist die organische Schadstoffbelastung des Sediments dargestellt.

Tabelle 250: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des belasteten Sediments FK-R

Code		FK-R
Naphthalin	mg/kg	0,7
Acenaphthylen	mg/kg	<0,5
Acenaphthen	mg/kg	0,3
Fluoren	mg/kg	0,7
Phenanthren	mg/kg	3,2
Anthracen	mg/kg	<0,1
Fluoranthen	mg/kg	5,2
Pyren	mg/kg	4,6
Benzo[*a*]anthracen	mg/kg	1,3
Chrysen	mg/kg	1,7
Benzo[*b*]fluoranthen	mg/kg	1,9
Bezo[*k*]fluoranthen	mg/kg	1,9
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	1,5
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	0,7
Dibenzo[*ah*]anthracen	mg/kg	<0,1
Benzo[*ghi*]perylen	mg/kg	0,9
ΣPAK	mg/kg	24,6

Tabelle 251: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des belasteten Sediments FK-R

Code		FK-R
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	5700

Tabelle 252: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des belasteten Sediments FK-R

Code		FK-R
ΣPCB (7)	µg/kg	143

Tabelle 253: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments FK-R

Code		FK-R
HCH	µg/kg	<0,1
HCB	µg/kg	7,3
p,p´-DDE	µg/kg	23,0
o,p´- DDE	µg/kg	<0,1
p,p´-DDD	µg/kg	<0,1
o,p´- DDD	µg/kg	14,0
p,p´- DDT	µg/kg	<0,1
o,p´- DDT	µg/kg	<0,1

Tabelle 254: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments FK-R

Code		FK-R
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<10
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<10
iso-Nonylphenol	µg/kg	<50
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	

Tabelle 255: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des belasteten Sediments FK-R

Code		FK-R
Monobutylzinn	µg/kg	13,9
Dibutylzinn	µg/kg	71,5
Tributylzinn	µg/kg	495
Tetrabutylzinn	µg/kg	7,32
Monooctylzinn	µg/kg	<1,66
Dioctylzinn	µg/kg	<1,66
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<4,16
Triphenylzinn	µg/kg	<1,66

2.2.10 Sediment aus dem Schiersteiner Hafen – Rhein – SH-R

Die physikalisch-chemischen Parameter sind der Tabelle 256 zu entnehmen.

Tabelle 256: Physikalisch-chemische Charakterisierung des belasteten Sediments SH-R

Code		SH-R
TS	%	30,8
Glühverlust	%	9,5
pH		7,6
TOC	mg/l	7,0
DOC	mg/l	24,0
TC	g/kg	71,3
TOC	g/kg	43,9
Stickstoff	g/kg	3,9
Phosphor	g/kg	2,0
Schwefel	%	1,0
Aluminium	%	1,9
Eisen	%	2,0
Magnesium	%	0,8
Calcium	%	7,5

Die Korngrößenverteilung ist in Tabelle 257 dargestellt.

Tabelle 257: Korngrößenverteilung des belasteten Sediments SH-R

Code		SH-R
>2000µm	%	1,6
Sand >630µm	%	3,9
Sand >200µm	%	10,5
Sand >125µm	%	2,1
Sand >63µm	%	1,4
Schluff >20µm	%	8,8
Schluff >6,3µm	%	24,7
Schluff >2µm	%	19,5
Ton <2µm	%	27,6
Sand	%	17,7
Schluff	%	53,1
Ton	%	27,6
Bodenart		Lu

Die Nährstoffe des Porenwassers sind in Tabelle 258 und die Nährstoffe des Eluats befinden sich in Tabelle 259.

Tabelle 258: Nährstoffe des Porenwassers des belasteten Sediments SH-R

Code		SH-R
NO_3-N	mg/l	0,02
NO_2-N	mg/l	<0,02
NH_4-N	mg/l	3,4
Ges.-P	mg/l	0,14

Tabelle 259: Nährstoffe des Eluates (1:3) des belasteten Sediments SH-R

Code		SH-R
NO_3-N,	mg/l	4,40
NO_2-N,	mg/l	<0,02
NH_4-N,	mg/l	2,2
Ges.-P	mg/l	0,48

Die Schwermetallgehalte der Fraktion 2 mm sind der Tabelle 260 zu entnehmen, die der <20 µm Fraktion sind in Tabelle 261 dargestellt.

Tabelle 260: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments SH-R

Code		SH-R
Arsen	mg/kg	10
Blei	mg/kg	100
Cadmium	mg/kg	2,1
Chrom	mg/kg	70
Kupfer	mg/kg	100
Lithium	mg/kg	37
Mangan	mg/kg	840
Nickel	mg/kg	44
Quecksilber	mg/kg	0,70
Zink	mg/kg	550

Tabelle 261: In Königwasser lösliche Spurenelemente der gefriergetrockneten <20 µm Fraktion des belasteten Sediments SH-R

Code		SH-R
Arsen	mg/kg	13
Blei	mg/kg	120
Cadmium	mg/kg	2,3
Chrom	mg/kg	82
Kupfer	mg/kg	120
Nickel	mg/kg	51
Quecksilber	mg/kg	0,66
Zink	mg/kg	650

In den folgenden Tabellen ist die organische Schadstoffbelastung des Sediments dargestellt.

Tabelle 262: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe des belasteten Sediments SH-R

Code		SH-R
Naphthalin	mg/kg	<0,1
Acenaphthylen	mg/kg	<0,5
Acenaphthen	mg/kg	<0,1
Fluoren	mg/kg	<0,1
Phenanthren	mg/kg	0,3
Anthracen	mg/kg	<0,1
Fluoranthen	mg/kg	1,0
Pyren	mg/kg	0,9
Benzo[*a*]anthracen	mg/kg	0,4
Chrysen	mg/kg	0,4
Benzo[*b*]fluoranthen	mg/kg	0,7
Bezo[*k*]fluoranthen	mg/kg	0,3
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	0,6
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	0,4
Dibenzo[*ah*]anthracen	mg/kg	<0,1
Benzo[*ghi*]perylen	mg/kg	0,5
ΣPAK	mg/kg	5,5

Tabelle 263: Mineralölkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2mm Fraktion des belasteten Sediments SH-R

Code		SH-R
MKWs (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	770

Tabelle 264: Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe des belasteten Sediments SH-R

Code		SH-R
ΣPCB (7)	µg/kg	91

Tabelle 265: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments SH-R

Code		SH-R
HCH	µg/kg	<0,1
HCB	µg/kg	2,1
p,p´-DDE	µg/kg	3,9
o,p´- DDE	µg/kg	<0,1
p,p´-DDD	µg/kg	<0,1
o,p´- DDD	µg/kg	6,4
p,p´- DDT	µg/kg	<0,1
o,p´- DDT	µg/kg	<0,1

Tabelle 266: Alkylphenole der gefriergetrockneten 2 mm Fraktion des belasteten Sediments SH-R

Code		SH-R
4-tert.-Octylphenol	µg/kg	<10
4-n-Nonylphenol	µg/kg	<10
iso-Nonylphenol	µg/kg	523
OCS (Octa-chlorstyrol)	µg/kg	0,4

Tabelle 267: Zinnorganische Verbindungen der 2 mm Fraktion des belasteten Sediments SH-R

Code		SH-R
Monobutylzinn	µg/kg	12,6
Dibutylzinn	µg/kg	20,4
Tributylzinn	µg/kg	69,8
Tetrabutylzinn	µg/kg	<0,84
Monooctylzinn	µg/kg	2,38
Dioctylzinn	µg/kg	2,55
Tricyclohexylzinn	µg/kg	<2,09
Triphenylzinn	µg/kg	7,21

Literaturverzeichnis

ARGE ELBE (1996): Umgang mit belastetem Baggergut an der Elbe – Zustand und Empfehlungen.

BfG-Merkblatt (2005): „Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung“, Anlage zum Leistungskatalog Teil 5 der AVEU 5/94. “Gewinnung sowie physikalische, chemische und biologische Untersuchung von Eluaten und Porenwässern“.

DIN 18123 (1996): Baugrund, Untersuchung von Bodenproben - Bestimmung der Korngrößenverteilung.

DIN 19744 (2003): Identifizierung und Quantifizierung von Organozinnverbindungen in Feststoffen (Böden, Sedimente, Abfälle).

DIN 38406 E 5: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-untersuchung; Kationen (Gruppe E); Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs.

DIN 38409 H 3 : Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-untersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Anleitung zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC).

DIN 38414 S 2: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-untersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung des Wassergehaltes und des Trockenrückstandes bzw. der Trockensubstanz.

DIN 38414 S 12: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-untersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung von Phosphor in Schlämmen und Sedimenten.

DIN 38414 S 20: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-untersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung von 6 polychlorierten Biphenylen (PCB).

DIN 38414 S 21: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-untersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung von 6 polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie (HPLC) und Fluoreszenzdetektion.

DIN EN ISO 10304-2: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Anionen (Gruppe D); Bestimmung der gelösten Anionen mittels Ionenchromatographie – Teil 2: Bestimmung von Bromid, Chlorid, Nitrat, Nitrit, Orthophosphat und Sulfat in Abwasser.

DIN EN 1189: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Anionen (Gruppe D); Bestimmung von Phosphor – Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat.

DIN EN 12879 S 3a: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-untersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung des Glühverlustes der Trockenmasse.

DIN EN 26777: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-untersuchung; Anionen (Gruppe D); Bestimmung von Nitrit - Spektrometrisches Verfahren.

DIN ISO 10694: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse).

DIN ISO 11261: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von Gesamt-Stickstoff - Modifiziertes Kjeldahl-Verfahren

DIN ISO 11277: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der Partikelgrößenverteilung in Mineralböden - Verfahren mittels Siebung und Sedimentation.

DIN ISO 11466: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von Cadmium, Chrom, Cobalt, Kupfer, Blei, Mangan, Nickel und Zink im Königswasserextrakt - Flammen- und elektrothermisches atomabsorptionsspektrometrisches Verfahren.

DIN ISO 15178: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des Gesamtschwefels nach trockener Verbrennung.

HABAB (2000): Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Binnenland (HABAB-WSV). 2. überarbeitete Fassung. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

ISO TR 11046: Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der Kohlenwasserstoff-Index - Teil 2 : Verfahren nach Lösemittelextraktion und Gaschromatographie.

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2003): Wirkungsbezogene Sedimentuntersuchungen zur Ableitung von Qualitätsmerkmalen und Handlungsempfehlungen,Teilprojekt 1: Entwicklung und Erprobung einer Strategie zur Beurteilung der Sedimentbeschaffenheit auf der Basis von Wirktests, Karlsruhe.

Anhang C

Abschlussbericht

zur statistischen Auswertung im
BMBF-Verbundprojekt SeKT

Auftraggeber **Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)**

Bearbeitet von

Institut für Umweltforschung (Biologie V)
und
Forschungsinstitut für
Ökosystemanalyse und -bewertung e.V.
(Aninstitut der RWTH Aachen)

Prof. Dr. Hans-Toni Ratte
Dr. Monika Hammers-Wirtz

Worringerweg 1
D- 52074 Aachen
Tel.: 0241 80-27601
E-mail: hammers-wirtz@gaiac.rwth-aachen.de

INHALTSVERZEICHNIS

1. Statistische Auswertung der Kontrolldaten für jedes Testverfahren hinsichtlich ihrer Variabilität . 4
1.1 Methoden ... 4
1.2 Ergebnisse ... 5
1.2.1 Myriophyllum aquaticum ... 5
1.2.2 Arthrobacter globiformis (F+M) ... 6
1.2.3 Caenorhabditis elegans ... 7
1.2.4 Lumbriculus variegatus ... 7
1.2.5 Saccharomyces cerevisiae ... 8
1.2.6 Arthrobacter globiformis (TUHH) ... 9
1.2.7 Danio rerio ... 11

2. Untersuchung von natürlichen, unbelasteten Sedimenten ... 12
2.1 Methoden ... 12
2.2 Ergebnisse ... 12
2.2.1 Myriophyllum aquaticum ... 12
2.2.2 Arthrobacter globiformis (F+M) ... 13
2.2.3 Caenorhabditis elegans – Wachstum ... 14
2.2.4 Caenorhabditis elegans – Reproduktion ... 15
2.2.5 Lumbriculus variegatus ... 15
2.2.6 Saccharomyces cerevisiae ... 16
2.2.7 Arthrobacter globiformis (TUHH) ... 17
2.2.8 Danio rerio ... 17

3. Berechnung von Toxizitätsschwellenwerten für jedes Testverfahren ... 18
3.1 Methoden ... 18
3.1.1 Berechnung der MDD ... 18
3.1.2 Berechnung der MTI ... 18
3.2 Ergebnisse ... 18

4. Untersuchung möglicher bivariater Korrelationen der Biotestergebnisse mit den Sedimenteigenschaften ... 22
4.1 Statistische Testverfahren ... 22
4.2 Datenmodifikation ... 22
4.3 Ergebnisse ... 23
4.3.1 Myriophyllum aquaticum – Wachstumsrate ... 23
4.3.2 Arthrobacter globiformis (F&M) – Steigung Resorufin ... 25
4.3.3 Caenorhabditis elegans – Reproduktion ... 27
4.3.4 Caenorhabditis elegans – Längenwachstum ... 29
4.3.5 Lumbriculus variegatus – Anzahl ... 31
4.3.6 Saccharomyces cerevisiae - Gärleistung ... 33
4.3.7 Arthrobacter globiformis (TUHH) – Steigung Resorufin ... 34
4.3.8 Danio rerio –Mortalität nach 48h ... 36

4.3.9 Zusammenfassung der bivariaten Korrelationen für alle Testverfahren 37

5. Statistische Auswertung der Testergebnisse von belasteten, natürlichen Sedimenten 39

5.1 Paarweise Untersuchung von signifikanten Unterschieden 39

5.1.1 Myriophyllum-Tests mit belasteten Sedimenten 40

5.1.2 Arthrobacter-Tests (F&M) mit belasteten Sedimenten 42

5.1.3 Caenorhabditis-Tests mit belasteten Sedimenten (Endpunkt Reproduktion) 44

5.1.4 Caenorhabditis-Tests mit belasteten Sedimenten (Endpunkt Wachstum) 45

5.1.5 Lumbriculus-Tests mit belasteten Sedimenten (Endpunkt Anzahl) 47

5.1.6 Lumbriculus-Tests mit belasteten Sedimenten (Endpunkt aschefreies Trockengewicht) 48

5.1.7 Saccharomyces-Tests mit belasteten Sedimenten 51

5.1.8 Arthrobacter-Tests (TUHH) mit belasteten Sedimenten 53

5.1.9 Danio-Tests mit belasteten Sedimenten 55

5.1.10 Zusammenfassung der Effekte in den belasteten Sedimenten für alle Testverfahren 57

5.2 Untersuchung möglicher bivariater Korrelationen der Biotestergebnisse aus natürlichen, belasteten Sedimenten mit der Schadstoffbelastung (für relative, auf TOC bzw. Lithium-normierte Schadstoffkonzentrationen) 58

5.2.1 Statistische Testverfahren 58

5.2.2 Ergebnisse 59

5.3 Klassifizierung der belasteten Sedimente nach ARGE Elbe und Untersuchung möglicher Korrelationen der Biotestergebnisse mit den Belastungsklassen 62

6. Multivariate statistische Auswertung der Biotestergebnisse von natürlichen Sedimenten und den Sedimenteigenschaften 67

6.1 Multivariate Methoden 67

6.2 Ergebnisse 68

6.2.1 Multivariate Analyse von natürlichen unbelasteten Sedimenten 68

6.2.2 Multivariate Analyse von natürlichen, belasteten Sedimenten 76

7. Untersuchung von künstlichen Sedimenten 83

7.1 Methoden 83

7.2 Ergebnisse 83

7.2.1 Myriophyllum aquaticum 83

7.2.2 Arthrobacter globiformis (F+M) 84

7.2.3 Caenorhabditis elegans – Wachstum 85

7.2.4 Caenorhabditis elegans – Reproduktion 85

7.2.5 Lumbriculus variegatus – Anzahl 86

7.2.6 Saccharomyces cerevisiae 87

7.2.7 Arthrobacter globiformis (TUHH) 87

7.2.8 Danio rerio 88

8. Ermittlung von EC_{50}-Werten für die Hauptversuche mit dotierten Sedimenten 90

8.1 Statistische Testverfahren 90

8.2 Ergebnisse 90

9. Literatur 92

1. Statistische Auswertung der Kontrolldaten für jedes Testverfahren hinsichtlich ihrer Variabilität

Für jedes Testverfahren wurde die Variabilität in den Kontrollsedimenten, die mehrfach untersucht wurden, analysiert. Dazu zählten die beiden ausgewählten Kontrollsedimente OECD 218 und Altrip sowie testspezifisch mitgeführte Kontrollsedimente oder auch Positivkontrollen.

1.1 Methoden

Zur Berechnung der Variabilität in Kontrollsedimenten wurden für jeden Testendpunkt zum einen der Variationskoeffizient innerhalb eines Tests (VKi) sowie zum anderen der Variationskoeffizient zwischen verschiedenen Tests (VKz) bestimmt. Darüber hinaus wurde die sog. MDD („Minimum detectable difference“, basierend auf dem Student t-Test) als Maß für die statistisch detektierbare Effektschwelle berechnet.

Test-inhärenter Variationskoeffizient (VKi)

Er gibt die Variabilität eines Testparameters zwischen den Replikaten eines Kontroll- oder Referenzsediments an. Er ist also unabhängig von den Sedimenteigenschaften.

Er berechnet sich nach der Formel:

$VKi_x = SA_x / MW_x * 100$,

wobei MW_x und SA_x Mittelwert und Standardabweichung des Testparameters sind, berechnet aus den Replikaten des entsprechenden Sedimentes x.

Variationskoeffizient zwischen verschiedenen Tests (VK_Z)

Er gibt die Variabilität eines Testparameters zwischen den verschiedenen Tests in jeweils einem Kontroll- bzw. Referenzsediment an. Er ist somit ein Maß für die Reproduzierbarkeit der Testergebnisse in einem bestimmten Sediment zu unterschiedlichen Zeitpunkten. Zu beachten ist hier, dass sich bei natürlichen Referenzsedimenten wie Altrip die Qualität des Sedimentes im zeitlichen Verlauf verändern kann.

Er berechnet sich nach der Formel:

$VK_z = SA_z / MW_z * 100$,

wobei MW_z und SA_z Mittelwert und Standardabweichung sind, die aus den Mittelwerten eines Testparameters in einem bestimmten Kontroll- oder Referenzsediment für jeden einzelnen Test berechnet werden.

Minimal detectable difference (MDD)

Die MDD basiert auf der Test-inhärenten Variabilität eines Testparameters. Sie wurde für jedes Sediment x und jeden Testparameter mit Bezug zur jeweiligen test-internen Kontrolle (C) errechnet:

$$\%\ MDD = \frac{100 \cdot t \cdot \sqrt{\frac{SA_c^2}{n_c} + \frac{SA_x^2}{n_x}}}{MW_c} \approx \frac{100 \cdot t \cdot SA_c \cdot \sqrt{\frac{1}{n_c} + \frac{1}{n_x}}}{MW_c},$$

wobei t der Student's t-Wert ($\alpha = 0{,}05$; $Fhg = n_c + n_x - 2$; einseitige bzw. zweiseitige Fragestellung) ist, SA_c und SA_x die Standardabweichungen des Testparameters im Kontrollsediment (C) bzw. im

Sediment x sind, n_c und n_x die jeweilige Replikatanzahl und MW_c der Mittelwert des Testparameters in der Kontrolle (MW_c) ist.
Die potentielle MDD für ein unbekanntes Sediment wurde berechnet, indem die Varianz des Endpunktes in diesem Sediment durch die Kontrollvarianz geschätzt wurde (d.h. $SA_x^2 = SA_c^2$). Die MDD wurde für die zweiseitige und die einseitige Fragestellung berechnet, bei denen unterschiedliche t-Werte in die Berechnung eingehen.
Die MDD ist ein statistisches Maß für die Effektschwelle, die das Testverfahren unter den gewählten Bedingungen, wie einem bestimmten Testdesign und einer gegebenen Replikatzahl, detektieren kann.

1.2 Ergebnisse

1.2.1 Myriophyllum aquaticum

Für das Testverfahren mit *Myriophyllum aquaticum* wurde die Variabilität der Kontrolldaten für die beiden künstlichen Sedimente OECD 207 (Standardsediment für den Myriophyllum-Test) und OECD 218 sowie das natürliche Sediment Altrip (AA-R) analysiert (Tabelle 1).

Im Test mit *Myriophyllum aquaticum* wurden je drei Replikate mit jeweils 7 Pflanzen pro Replikat untersucht. Aus den Wachstumsraten, die pro Pflanze bestimmt werden, wurde dann die mittlere Wachstumsrate pro Replikat bestimmt. Die Berechnung der Variabilität und der einseitigen und zweiseitigen MDDs basiert auf den mittleren Wachstumsraten pro Replikat (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Variabilität der Wachstumsrate von *Myriophyllum aquaticum* in verschiedenen Kontroll-sedimenten

Berechnungsgrundlage:	**Mittelwert pro Replikat**		
	OECD 207	**OECD 218**	**Altrip**
Anzahl Versuche	8	10	10
Wachstumsrate			
Mittelwert	0.088	0.098	0.115
Min	0.070	0.071	0.090
Max	0.106	0.125	0.130
Variationskoeffizient innerhalb eines Tests (VKi)			
Mittelwert	11.8	6.8	6.5
Min	3.6	2.9	1.4
Max	23.0	12.1	13.2
Variationskoeffizient zwischen verschiedenen Tests (VKz)	12.7	18.8	10.7
% MDD zweiseitig			
Mittelwert	25.1	17.7	21.3
Min	8.1	8.8	3.3
Max	52.3	35.4	56.8
% MDD einseitig			
Mittelwert	19.4	13.1	15.1
Min	6.3	6.7	2.5
Max	40.1	24.0	38.5

Myriophyllum aquaticum zeigt im natürlichen Sediment „Altrip“ das schnellste Wachstum und die geringste Variabilität sowohl innerhalb eines Tests als auch zwischen verschiedenen Tests. Aber auch in den beiden künstlichen OECD-Sedimenten ist die Variabilität relativ niedrig. Während im OECD207 beide Variationskoeffizienten ähnlich groß sind (12 bzw. 13%), ist im OECD 218 die

testinterne Variabilität mit 6,8% geringer, die Variabilität zwischen den Tests mit 18,8 % jedoch höher.
Alle ermittelten MDD-Werte liegen unter 25%, d.h. Effekte von mehr als 25% Abweichung von der Kontrolle können mit diesem Testverfahren in der Regel mit allen drei Kontrollsedimenten detektiert werden, auch wenn in einzelnen Tests die MDD bis auf 57% bzw. 40% ansteigen kann.

1.2.2 Arthrobacter globiformis (F+M)

Für das Testverfahren mit *Arthrobacter globiformis,* durchgeführt von F+M, wurde die Variabilität der Kontrolldaten für die Standardkontrolle Quarzsand, für das künstliche Sediment OECD 218, für die beiden natürlichen Sedimente „Altrip“ und „Lohmen“ sowie für den Standardboden Lufa 2.2 analysiert (Tabelle 2). Da innerhalb des Projektes das Messgerät ausgetauscht wurde und die Messwerte beider Geräte nicht unmittelbar vergleichbar sind, sind im Folgenden nur die mit dem neuen Messgerät erhobenen Datensätze aufgelistet.

Tabelle 2: Variabilität der Dehydrogenaseaktivität von *Arthrobacter globiformis* gemessen als Steigung der Resorufinbildung in verschiedenen Kontrollsedimenten (F+M).

Steigung der Resorufinbildung (nur Datensätze mit neuem Gerät)

	Quarzsand	OECD 218	Altrip	Lohmen	St 2.2
Anzahl Versuche	8	5	5	3	7
Anzahl Datensätze	12	11	10	5	8
Steigung Resorufinbildung					
Mittelwert	156.2	108.4	75.9	136.4	117.5
Min	127.4	83.0	54.5	116.7	87.7
Max	185.1	120.9	93.0	153.0	148.4
Variationskoeffizient innerhalb eines Tests (VKi)					
Mittelwert	3.2	6.2	7.9	2.5	5.0
Min	0.8	1.4	2.5	1.5	1.0
Max	7.1	21.3	13.2	3.9	8.3
Variationskoeffizient zwischen verschiedenen Tests (VKz)	11.4	11.3	18.4	8.3	17.4
% MDD zweiseitig					
Mittelwert	6.4	12.9	17.0	4.6	11.0
Min	1.7	2.8	5.7	2.9	2.3
Max	13.9	48.4	34.3	6.5	18.9
% MDD einseitig					
Mittelwert	5.0	10.0	13.1	3.7	8.5
Min	1.3	2.2	4.4	2.3	1.8
Max	10.9	37.2	25.4	5.2	14.5

In diesem Testverfahren wurde als Maß für die Dehydrogenaseaktivität der Bakterien die Steigung der Geraden für die Resorufinbildung über die Zeit ermittelt. Im Quarzsand war die Aktivität der Bakterien am höchsten, im natürlichen Sediment „Altrip“ am geringsten und zwar im Mittel nur etwa halb so hoch wie im Quarzsand.

Der Variationskoeffizient innerhalb eines Tests war in allen Sedimenten mit unter 8% sehr gering, zwischen verschiedenen Tests ca. zwei- bis dreimal höher, aber mit Werten zwischen 8 und 18% in allen Sedimenten immer noch gering. Im Altrip-Sediment war die Variabilität deutlich höher als in den anderen Sedimenten, dagegen im Sediment „Lohmen“, OECD 218 und Quarzsand am niedrigsten. Alle MDD-Werte lagen unter 17%, d.h. es können Effekte von 17% Abweichung zur Kontrolle und z.T. erheblich geringere Abweichungen mit diesem Testverfahren detektiert werden.

1.2.3 Caenorhabditis elegans

Für das Testverfahren mit *Caenorhabditis elegans* wurde die Variabilität der Kontrolldaten für die Standardkontrolle KS, für das künstliche Sediment OECD 218 sowie für das natürliche Sediment „Altrip“ analysiert (Tabelle 3).

In beiden für das SeKT-Projekt ausgewählten Sedimenten zeigten die Nematoden ein geringeres Längenwachstum und eine deutlich geringere Reproduktion als im Kontrollsediment KS.
In allen drei Sedimenten war die Variabilität des Längenwachstums deutlich niedriger als für die Reproduktion. Für das Längenwachstum lagen die Variationskoeffizienten zwischen verschiedenen Tests deutlich höher als innerhalb eines Tests, für die Reproduktion wurde das nur im OECD-Sediment beobachtet.

Tabelle 3: Variabilität des Längenwachstums und der Reproduktion von *Caenorhabditis elegans* in verschiedenen Kontrollsedimenten.

	Längenwachstum			**Reproduktion**		
	KS	**OECD 218**	**Altrip**	**KS**	**OECD 218**	**Altrip**
Anzahl Versuche	5	6	7	5	6	7
Längenwachstum						
Mittelwert	1191.5	935.8	869.9	71.7	30.6	42.7
Min	909.9	545.9	493.0	51.0	2.4	21.5
Max	1299.8	1210.8	1037.4	107.0	67.4	62.8
Variationskoeffizient innerhalb eines Tests (VKi)						
Mittelwert	6.7	6.0	7.4	29.7	48.2	31.1
Min	3.3	4.3	3.2	18.7	21.7	10.8
Max	10.2	9.6	16.1	51.8	107.5	68.2
Variationskoeffizient zwischen versch. Tests (VKz)	13.4	24.3	20.5	29.1	77.2	32.4
% MDD zweiseitig						
Mittelwert	10.8	9.5	11.8	48.4	79.8	49.8
Min	5.3	6.4	5.1	27.8	37.6	21.1
Max	17.6	14.3	24.0	89.6	185.9	108.2
% MDD einseitig						
Mittelwert	8.7	7.6	9.4	38.6	63.6	39.8
Min	4.3	5.2	4.1	22.4	29.9	16.6
Max	14.0	11.5	19.4	71.1	147.7	86.7

1.2.4 Lumbriculus variegatus

Für das Testverfahren mit Lumbriculus variegatus wurde die Variabilität der Kontrolldaten für die Standardkontrolle OECD 218 (20% Kaolin), für das im Projekt angepasste künstliche Sediment OECD 218 mit 5% Kaolin sowie für die beiden natürlichen Sedimente „Altrip“ und „Lohmen“ analysiert (Tabelle 4).

In allen vier Sedimenten wurden ähnliche Werte für die beiden Endpunkte „Anzahl Würmer“ und „aschefreies Trockengewicht“ erzielt. Für beide Endpunkte war die Variabilität ähnlich hoch.
Im Standard-OECD-Sediment mit 20% Kaolin wurde für beide Endpunkte die niedrigste Variabilität beobachtet, im Lohmener Sediment dagegen die höchste.

Die Variabilität zwischen verschiedenen Tests und innerhalb eines Tests lag meist in derselben Größenordnung. Es gab also keine höhere Variabilität zwischen verschiedenen Tests.

Tabelle 4: Variabilität der Anzahl und des aschefreien Trockengewichts von *Lumbriculus variegatus* in verschiedenen Kontrollsedimenten.

	Anzahl Würmer				*aschefreies Trockengewicht*			
	OECD 218 (20%)	**OECD 218 (5%)**	**Altrip**	**Lohmen**	**OECD 218 (20%)**	**OECD 218 (5%)**	**Altrip**	**Lohmen**
Anzahl Versuche	**4**	**5**	**5**	**3**	**2**	**5**	**5**	**3**
Anzahl								
Mittelwert	**33.35**	**34.43**	**42.23**	**43.61**	**20.17**	**24.31**	**25.59**	**24.50**
Min	31.40	30.17	34.00	38.67	19.84	18.95	20.78	19.84
Max	35.67	37.17	52.17	52.17	20.50	28.97	29.90	32.45
Variationskoeffizient innerhalb eines Tests (VKi)								
Mittelwert	**8.3**	**12.3**	**11.3**	**20.5**	**6.0**	**16.4**	**15.4**	**21.7**
Min	4.8	2.4	3.4	12.5	5.2	7.2	7.4	6.7
Max	16.9	32.5	14.6	32.8	6.7	34.0	29.5	42.4
Variationskoeffizient zwischen versch. Tests (VKz)	**6.7**	**7.8**	**15.7**	**17.1**	**2.3**	**14.8**	**13.5**	**28.3**
% MDD zweiseitig								
Mittelwert	**10.8**	**16.0**	**14.5**	**26.4**	**7.7**	**22.3**	**19.7**	**28.0**
Min	6.8	4.2	4.4	13.9	6.7	9.3	9.5	8.6
Max	21.7	41.8	18.7	52.6	8.6	43.8	37.9	54.5
% MDD einseitig								
Mittelwert	**8.8**	**13.0**	**11.8**	**21.5**	**6.2**	**18.0**	**16.1**	**22.7**
Min	5.5	3.3	3.6	13.1	5.5	7.6	7.8	7.0
Max	17.7	34.0	15.2	34.3	7.0	35.6	30.9	44.3

1.2.5 Saccharomyces cerevisiae

Für das Testverfahren mit *Saccharomyces cerevisiae* wurde die Variabilität der Kontrolldaten für die hausinterne Standardkontrolle „Lohmen“ sowie für das Sediment OECD 218 und das natürliche Sediment „Altrip“ analysiert (Tabelle 5).

Tabelle 5: Variabilität der Gärleistung von Saccharomyces cerevisiae in verschiedenen Kontrollsedimenten.

Gärleistung

	OECD 218	**Altrip**	**Lohmen**
Anzahl Versuche	5	6	4
Gärleistung			
Mittelwert	47.9	22.7	53.0
Min	42.8	9.8	48.4
Max	57.3	37.7	63.0
Variationskoeffizient innerhalb eines Tests (VKi)			
Mittelwert	7.5	21.2	9.5
Min	1.1	7.7	7.0
Max	14.3	39.8	13.1
Variationskoeffizient zwischen verschiedenen Tests (VKz)	13.1	48.2	12.7
% MDD zweiseitig			
Mittelwert	15.0	44.5	20.2
Min	2.2	17.5	16.5
Max	28.0	90.3	23.4
% MDD einseitig			
Mittelwert	11.7	34.5	15.6
Min	1.7	13.4	12.7
Max	21.9	69.4	18.6

Im Altrip-Sediment war die Gärleistung der Hefe im Mittel nur halb so hoch wie im Lohmer Sediment und im OECD-Sediment. OECD 218 und Lohmen waren sowohl bezüglich der absoluten Gärleistung als auch bezüglich der Variabilität der Gärleistung sehr ähnlich. Im Altrip-Sediment war die Variabilität innerhalb eines Test und v.a. die Variabilität zwischen verschiedenen Tests sehr viel höher (Tabelle 5). Für den Hefetest war die Variabilität der Ergebnisse zwischen verschiedenen Tests generell höher als zwischen den Replikaten eines Tests.

1.2.6 Arthrobacter globiformis (TUHH)

Für das Testverfahren mit *Arthrobacter globiformis,* durchgeführt von der TUHH, wurde die Variabilität der Kontrolldaten für die Standardkontrolle Quarzsand (W4), für das künstliche Sediment OECD 218, für die beiden natürlichen Sedimente „Altrip“ und „Lohmen“ sowie für die Positivkontrolle mit BAC analysiert (Tabelle 6).

Bei diesem Verfahren wurde neben der Steigung der Resorufinbildung zusätzlich der Resorufinumsatz sowie der Umsatz des Ausgangsproduktes Resazurin (photometrisch gemessen nach 60 min) bestimmt. Von diesen drei Endpunkten wurden zum einen die Originalwerte, zum anderen die kalibrierten Werte bezogen auf den Korrekturfaktor in den Ansätzen ohne Bakterien zur Auswertung herangezogen.

In allen Kontrollsedimenten war die Bakterienaktivität deutlich geringer als im Quarzsand W4. Für die Resorufinbildung waren die Variationskoeffizienten innerhalb eines Tests abgesehen von Altrip mit unter 13 % gering, die Variabilität für den Endpunkt Resazurinumsatz war meist deutlich höher. Für alle Endpunkte wurden deutlich höhere Variationskoeffizienten zwischen verschiedenen Tests (23 bis 64 %) als innerhalb eines Tests (3 bis 33%) beobachtet.

Tabelle 6: Variabilität der Dehydrogenaseaktivität von *Arthrobacter globiformis* gemessen als Steigung der Resorufinbildung (0-40min), Resorufinumsatz und Resazurinumsatz in verschiedenen Kontrollsedimenten (TUHH).

	Steigung bzw. kalibrierte Steigung der Resorufinbildung					Resorufinumsatz bzw. kalibrierter Resorufinumsatz					Resazurinumsatz bzw. kalibrierter Resazurinumsatz				
	W4	**OECD 218**	**Altrip**	**Lohmen**	**BAC**	**W4**	**OECD 218**	**Altrip**	**Lohmen**	**BAC**	**W4**	**OECD 218**	**Altrip**	**Lohmen**	**BAC**
Anzahl Versuche	27	4	11	5	12	27	4	11	5	12	27	4	11	5	12
Endpunkt (nicht kalibriert)															
Mittelwert	11.5	7.7	2.6	6.5	3.0	536.3	503.3	166.4	305.3	131.9	0.48	0.36	0.17	0.3068	0.14
Min	6.3	4.6	0.9	5.1	0.7	316.7	325.3	112.7	227.7	27.3	0.16	0.20	0.06	0.196	0.00
Max	20.4	13.3	6.4	8.3	4.8	962.0	857.7	267.7	383.3	194.3	0.88	0.63	0.29	0.459	0.28
Endpunkt (kalibriert)															
Mittelwert	0.0059	0.0050	0.0014	0.0040	0.0015	0.28	0.41	0.12	0.23	0.10	0.31	0.29	0.12	0.22	0.09
Min	0.0024	0.0034	0.0003	0.0023	0.0003	0.17	0.33	0.06	0.15	0.02	0.12	0.17	0.04	0.15	0.00
Max	0.0108	0.0065	0.0027	0.0049	0.0026	0.65	0.63	0.18	0.32	0.15	0.69	0.54	0.17	0.31	0.17
Variationskoeffizient (innerh. eines Tests)															
Mittelwert	3.2	7.6	19.1	4.3	12.1	2.7	5.7	13.5	4.2	12.9	7.9	15.4	32.8	14.7	16.6
Min	0.4	5.7	2.6	0.7	0.4	0.3	1.5	1.4	2.8	0.8	0.7	6.3	6.6	6.3	3.7
Max	5.7	11.7	42.7	7.6	33.6	13.5	10.1	51.0	6.2	34.5	67.9	31.2	60.5	23.7	45.4
Variationskoeffizient (zw. versch. Tests)	31.9	50.1	63.9	23.4	42.8	32.2	48.0	27.2	23.4	45.5	36.2	53.3	41.3	31.5	51.5
% MDD zweiseitig															
Mittelwert	7.3	17.2	43.2	9.7	27.4	6.2	12.9	30.5	9.5	29.3	17.9	34.8	74.3	33.2	37.6
Min	0.9	12.9	5.9	1.5	0.9	0.7	3.3	3.1	6.3	1.8	1.5	14.2	15.0	14.2	8.3
Max	13.0	26.6	96.7	17.2	76.2	30.6	22.8	115.6	14.0	78.3	153.9	70.8	137.2	53.6	102.9
% MDD einseitig															
Mittelwert	5.6	13.2	33.2	7.4	21.0	4.8	9.9	23.5	7.3	22.5	13.8	26.7	57.1	25.5	28.9
Min	0.7	9.9	4.5	1.2	0.7	0.5	2.5	2.4	4.8	1.4	1.2	10.9	11.5	10.9	6.4
Max	10.0	20.4	74.3	13.2	58.5	23.5	17.5	88.8	10.7	60.1	118.2	54.4	105.4	41.2	79.0

1.2.7 Danio rerio

Für den Sedimentkontaktest mit *Danio rerio* wurde die Variabilität der Kontrolldaten für die Standardkontrollen Kunstwasser, Quarzsand und die Positivkontrolle (3,4-DCA), die Lösungsmittelkontrolle (LMK), für OECD 218 und die beiden natürlichen Sedimente „Altrip“ und „Lohmen“ analysiert (Tabelle 7).

In den meisten Kontrollsedimenten außer Lohmen lag die Mortalität im Mittel bei unter 8 %, allerdings traten in einzelnen Tests bis zu 30% Mortalität auf. In der Positivkontrolle 3,4-Dichloranilin (3,4-DCA) wurde im Mittel eine Mortalität von 57% beobachtet mit einem Variationskoeffizienten von 28%.

Zwischen den einzelnen Tests treten erhebliche Unterschiede in der Überlebensrate der Fischeier in den Kontrollsedimenten auf, was zu sehr hohen Variationskoeffizienten führt (Tabelle 7).

Tabelle 7: Variabilität der Mortalität von *Danio rerio* in verschiedenen Kontrollsedimenten.

	Kunstwasser	**Quarzsand**	**Positivkontrolle**	**OECD 5%**	**Altrip**	**Lohmen**	**LMK**
Anzahl Versuche	19	20	19	6	7	4	5
Mortalität [%]							
Mittelwert	**5.1**	**5.6**	**56.6**	**4.3**	**8.0**	**18.5**	**0.0**
Min	0.0	0.0	25.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Max	30.0	31.6	85.0	20.7	30.8	47.4	0.0
Variationskoeffizient (zw. versch.Tests)	**146.7**	**145.9**	**27.5**	**193.5**	**136.3**	**113.2**	

2. Untersuchung von natürlichen, unbelasteten Sedimenten

2.1 Methoden

Zunächst wurden für die untersuchten Sedimentproben für jedes Testsystem die gängigen statistischen Kenngrößen wie Mittelwert, Medianwert, Minimum, Maximum, Standardabweichung, Variationskoeffizient, Standardfehler des Mittelwertes sowie die Grenzen des 95%-Vertrauensbereiches ermittelt. Die Berechnung dieser statistischen Kenngrößen erfolgte mit ToxRat Professional Vers. 2.09.
Der Einfluss der natürlichen, unbelasteten Testsysteme auf die Endpunkte der vorliegenden Testverfahren wurde in einem paarweisen Vergleich statistisch untersucht. Hierzu wurde eine einfache Varianzanalyse (one-way ANOVA) mit einem nachgeschalteten paarweisen Test, dem sogenannten Holm-Sidak-Test. Wenn die Voraussetzungen (Normalverteilung und Varianzhomogenität) nicht erfüllt waren, wurde anstelle des Holm-Sidak-Test ein Test auf Ränge, der sogenannte Dunn´s-Test durchgeführt. Alle Berechnungen für die paarweisen Vergleiche erfolgten mit SigmaStat for Windows Vers. 3.00, SPSS Inc.

2.2 Ergebnisse

Im Folgenden sind die statistischen Kenngrößen sowie die paarweisen Vergleiche für jedes Testsystem dargestellt.

2.2.1 Myriophyllum aquaticum

Tabelle 8: Statistische Kenngrößen der Wachstumsrate von *Myriophyllum aquaticum* in natürlichen, „unbelasteten“ Sedimenten aus Test 1 (A) und Test 2 (B)

A. Test 1

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
OECD207	0.080	0.082	0.066	0.091	6	0.0092	11.4	0.0037	4.7	0.071	0.090
PA-R	0.081	0.078	0.078	0.084	3	0.0031	3.8	0.0018	2.2	0.073	0.089
PO-L	0.085	0.074	0.074	0.099	3	0.0127	14.8	0.0073	8.6	0.053	0.118
ST-L	0.077	0.075	0.075	0.079	3	0.0020	2.6	0.0012	1.5	0.072	0.082
BA-R	0.099	0.086	0.086	0.106	3	0.0110	11.2	0.0064	6.4	0.070	0.127
JO-R	0.098	0.090	0.090	0.114	3	0.0136	13.8	0.0078	8.0	0.063	0.133
DM-L	0.095	0.093	0.093	0.100	3	0.0040	4.2	0.0023	2.4	0.085	0.106

B. Test 2

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
Kontrolle	0.103	0.094	0.094	0.114	3	0.0103	10.0	0.0059	5.8	0.076	0.129
W4	0.099	0.099	0.099	0.098	3	0.0007	0.7	0.0004	0.4	0.097	0.100
F36	0.092	0.089	0.089	0.096	3	0.0035	3.9	0.0020	2.2	0.083	0.101
OECD 218	0.125	0.113	0.113	0.139	3	0.0131	10.4	0.0075	6.0	0.091	0.159
LO-L	0.108	0.098	0.098	0.115	3	0.0091	8.4	0.0052	4.9	0.084	0.131
N1-L	0.088	0.084	0.084	0.095	3	0.0060	6.9	0.0035	4.0	0.072	0.104
LW-R	0.107	0.088	0.088	0.125	3	0.0184	17.2	0.0106	9.9	0.059	0.154
AA-R	0.118	0.116	0.116	0.121	3	0.0027	2.3	0.0015	1.3	0.111	0.125
EB-R	0.118	0.112	0.112	0.125	3	0.0068	5.7	0.0039	3.3	0.101	0.136
N2-L	0.083	0.079	0.079	0.086	3	0.0033	4.0	0.0019	2.3	0.074	0.091

Statistical characteristics: Mean: arithmetic mean (X); Med: median; Min: minimum value, Max: maximum value; n: sample size; s: standard deviation; s%: coefficient of variation; s(X): standard error; %s(X): %standard error; 95%l, 95%u: lower, upper 95%-confidence limits.

Tabelle 9: Paarweiser Vergleich der Wachstumsrate von *Myriophyllum aquaticum* in natürlichen, „unbelasteten“ Sedimenten aus Test 1 und Test 2

A. Test 1

	Mittelwert	OECD 207	PA-R	PO-L	ST-L	BA-R	JO-R	DM-L
Mittelwert		0.080	0.081	0.086	0.077	0.099	0.098	0.095
OECD 207	0.080							
PA-R	0.081	-						
PO-L	0.086	-	-					
ST-L	0.077	-	-	-				
BA-R	0.099	+	+	+	+			
JO-R	0.098	+	+	+	+	-		
DM-L	0.095	+	+	+	+	-	-	

B. Test 2

		Kontrolle	W4	F36	OECD-218	LO-L	N1-L	LW-R	AA-R	EB-R	N2-L
	Mittelwert	0.103	0.099	0.092	0.125	0.108	0.088	0.107	0.118	0.118	0.083
Kontrolle	0.103										
W4	0.099	-									
F36	0.092	-	-								
OECD-218	0.125	+	+	+							
LO-L	0.108	-	-	+	+						
N1-L	0.088	+	+	-	+	+					
LW-R	0.107	-	+	+	+	-	+				
AA-R	0.118	+	+	+	-	+	+	+			
EB-R	0.118	+	+	+	-	+	+	+	-		
N2-L	0.083	+	+	+	+	+	-	+	+	+	

2.2.2 Arthrobacter globiformis (F+M)

Tabelle 10: Statistische Kenngrößen der Steigung der Resorufinbildung im Bakterienkontakttest mit *Arthrobacter globiformis* (durchgeführt von F+M) in natürlichen, „unbelasteten“ Sedimenten aus Test 1 und Test 2

A. Test 1

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
Kontrolle	184.328	185.050	178.367	190.600	6	4.3786	2.4	1.7876	1.0	179.720	188.936
PA-R	113.733	110.700	110.700	116.467	3	2.8950	2.5	1.6714	1.5	106.248	121.219
PO-L	113.978	106.500	106.500	117.933	3	6.4796	5.7	3.7410	3.3	97.224	130.731
ST-L	79.000	77.100	77.100	81.100	3	2.0075	2.5	1.1590	1.5	73.809	84.191
BA-R	89.256	88.700	88.700	89.833	3	0.5670	0.6	0.3274	0.4	87.790	90.722
JO-R	58.833	54.700	54.700	63.867	3	4.6491	7.9	2.6842	4.6	46.813	70.854
DM-L	112.211	106.267	106.267	121.767	3	8.3572	7.4	4.8250	4.3	90.603	133.819

B. Test 2

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
Kontrolle	146.667	144.067	144.067	148.600	3	2.3390	1.6	1.3504	0.9	140.619	152.715
LO-L	152.956	149.300	149.300	155.733	3	3.3053	2.2	1.9083	1.2	144.409	161.502
N1-L	172.433	167.567	167.567	182.033	3	8.3141	4.8	4.8002	2.8	150.936	193.930
LW-R	113.478	101.867	101.867	120.100	3	10.0886	8.9	5.8247	5.1	87.393	139.563
AA-R	92.978	78.833	78.833	100.733	3	12.2685	13.2	7.0832	7.6	61.256	124.699
EB-R	165.522	157.900	157.900	177.000	3	10.1169	6.1	5.8410	3.5	139.364	191.680
N2L	190.933	186.833	186.833	194.300	3	3.7870	2.0	2.1864	1.1	181.142	200.725

Statistical characteristics: Mean: arithmetic mean (X); Med: median; Min: minimum value, Max: maximum value; n: sample size; s: standard deviation; s%: coefficient of variation; s(X): standard error; %s(X): %standard error; 95%l, 95%u: lower, upper 95%-confidence limits.

Tabelle 11: Paarweiser Vergleich (ANOVA mit nachgeschaltetem Holm-Sidak-Test) der Steigung der Resorufinbildung im Bakterienkontakttest mit *Arthrobacter globiformis* (durchgeführt von F+M) in natürlichen, „unbelasteten" Sedimenten aus Test 1 und Test 2

A. Test 1

		Kontrolle	PA-R	PO-L	ST-L	BA-R	JO-R	DM-L
	Mittelwert	184.3	113.7	114.0	79.0	89.3	58.8	112.2
PA-R	113.7	+						
PO-L	114.0	+	-					
ST-L	79.0	+	+	+				
BA-R	89.3	+	+	+	+			
JO-R	58.8	+	+	+	+	+		
DM-L	112.2	+	-	-	+	+	+	

B. Test 2

		Kontrolle	LO-L	N1-L	LW-R	AA-R	EB-R	N2-L
	Mittelwert	146.7	153.0	172.4	113.5	93.0	165.5	190.9
LO-L	153.0	-						
N1-L	172.4	+	+					
LW-R	113.5	+	+	+				
AA-R	93.0	+	+	+	+			
EB-R	165.5	+	-	-	+	+		
N2-L	190.9	+	+	+	+	+	+	

2.2.3 Caenorhabditis elegans – Wachstum

Tabelle 12: Statistische Kenngrößen des Wachstums im Nematodentest mit *Caenorhabditis elegans* in natürlichen, „unbelasteten" Sedimenten aus Test 1 und Test 2

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
KS	1236.307	1230.874	1097.618	1385.865	4	125.5504	10.2	62.7752	5.1	1034.169	1438.446
PA-R	1083.058	1035.517	1017.405	1157.130	5	56.7068	5.2	25.3601	2.3	1012.284	1153.833
PO-L	1162.046	1153.508	1075.365	1265.805	4	80.8466	7.0	40.4233	3.5	1031.882	1292.211
ST-L	1192.493	1202.411	1154.542	1210.605	4	25.6149	2.1	12.8075	1.1	1151.252	1233.733
BA-R	917.079	893.205	831.105	1000.155	5	64.1396	7.0	28.6841	3.1	837.027	997.130
JO-R	1000.638	908.730	895.792	1074.330	5	90.4016	9.0	40.4288	4.0	887.809	1113.467
DM-L	1067.292	1035.517	996.705	1139.017	5	57.3756	5.4	25.6591	2.4	995.683	1138.901
LO-L	1255.869	1226.475	1128.667	1343.430	5	84.9484	6.8	37.9901	3.0	1149.846	1361.891
N1-L	1273.361	1222.335	1185.593	1365.165	5	73.7684	5.8	32.9902	2.6	1181.292	1365.430
LW-R	846.216	815.580	769.005	947.542	5	69.0735	8.2	30.8906	3.7	760.006	932.426
AA-R	956.029	951.165	820.755	1023.615	5	81.4496	8.5	36.4254	3.8	854.374	1057.685
EB-R	1137.362	1071.225	1045.868	1329.975	5	113.3599	10.0	50.6961	4.5	995.879	1278.844
N2-L	1341.619	1335.667	1280.295	1414.845	4	57.2993	4.3	28.6497	2.1	1249.366	1433.872

Tabelle 13: Paarweiser Vergleich des Wachstums im Nematodentest mit *Caenorhabditis elegans* in natürlichen, „unbelasteten" Sedimenten aus Test 1 und Test 2

		KS	PA-R	PO-L	ST-L	BA-R	JO-R	DM-L	LO-L	N1-L	LW-R	AA-R	EB-R	N2-L
	Mittelwert	1236.3	1083.1	1162.0	1192.5	917.1	1000.6	1067.3	1255.9	1273.4	846.2	956.0	1137.4	1341.6
PA-R	1083.1	+												
PO-L	1162.0	-	-											
ST-L	1192.5	-	+	-										
BA-R	917.1	+	+	+	+									
JO-R	1000.6	+	-	+	+	-								
DM-L	1067.3	+	-	-	+	+	-							
LO-L	1255.9	-	+	-	-	+	+	+						
N1-L	1273.4	-	+	+	-	+	+	+	-					
LW-R	846.2	+	+	+	+	-	+	+	+	+				
AA-R	956.0	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+			
EB-R	1137.4	-	-	-	-	+	+	-	+	+	+	+		
N2-L	1341.6	-	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	

2.2.4 Caenorhabditis elegans – Reproduktion

Tabelle 14: Statistische Kenngrößen der Reproduktion von *Caenorhabditis elegans* in natürlichen, „unbelasteten“ Sedimenten aus Test 1 und Test 2 (Kontrolle zwei Tests zusammengefasst, da Streuung höher als gewöhnlich war)

A. Test 1+2

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
Kontrolle	56.978	57.200	27.600	87.200	9	17.6356	31.0	5.8785	10.3	43.408	70.547
PA-R	50.720	47.000	33.200	60.600	5	11.3460	22.4	5.0741	10.0	36.559	64.881
PO-L	53.150	50.600	46.600	64.800	4	7.9923	15.0	3.9961	7.5	40.282	66.018
ST-L	50.500	50.000	47.600	54.400	4	2.9507	5.8	1.4754	2.9	45.749	55.251
BA-R	24.530	17.000	16.200	35.250	5	8.0249	32.7	3.5889	14.6	14.514	34.546
JO-R	32.020	21.600	20.500	44.200	5	10.6039	33.1	4.7422	14.8	18.785	45.255
DM-L	46.890	40.000	38.250	64.200	5	11.0750	23.6	4.9529	10.6	33.067	60.713
LO-L	72.480	71.400	48.000	91.000	5	15.8944	21.9	7.1082	9.8	52.642	92.318
N1-L	92.960	78.600	53.000	129.000	5	30.0947	32.4	13.4587	14.5	55.399	130.521
LW-R	26.880	23.800	21.000	34.200	5	5.1915	19.3	2.3217	8.6	20.401	33.359
AA-R	33.440	30.600	27.600	38.800	5	5.0227	15.0	2.2462	6.7	27.171	39.709
EB-R	88.960	57.800	53.400	128.200	5	33.0032	37.1	14.7595	16.6	47.769	130.151
N2-L	130.800	119.800	118.400	165.200	4	22.9521	17.5	11.4761	8.8	93.847	167.753

Statistical characteristics: Mean: arithmetic mean (X); Med: median; Min: minimum value, Max: maximum value; n: sample size; s: standard deviation; s%: coefficient of variation; s(X): standard error; %s(X): %standard error; 95%l, 95%u: lower, upper 95%-confidence limits.

Tabelle 15: Paarweiser Vergleich (ANOVA und nachgeschalteter Dunn´s-Test) der Reproduktion von *Caenorhabditis elegans* in natürlichen, „unbelasteten“ Sedimenten aus Test 1 und Test 2 (Kontrolle wurde von zwei Tests zusammengefasst, da Streuung höher als gewöhnlich war)

A. Test 1+2

		Kontrolle	PA-R	PO-L	ST-L	BA-R	JO-R	DM-L	LO-L	N1-L	LW-R	AA-R	EB-R	N2-L
	Mittelwert	**57.0**	**50.7**	**53.2**	**50.5**	**24.5**	**32.0**	**46.9**	**72.5**	**93.0**	**26.9**	**33.4**	**89.0**	**130.8**
PA-R	**50.7**	-												
PO-L	**53.2**	-	-											
ST-L	**50.5**	-	-	-										
BA-R	**24.5**	-	-	-	-									
JO-R	**32.0**	-	-	-	-	-								
DM-L	**46.9**	-	-	-	-	-	-							
LO-L	**72.5**	-	-	-	-	-	-	-						
N1-L	**93.0**	-	-	-	-	+	-	-	-					
LW-R	**26.9**	-	-	-	-	-	-	-	-	+				
AA-R	**33.4**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
EB-R	**89.0**	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-		
N2-L	**130.8**	-	-	-	-	+	+	-	-	-	+	+	-	

2.2.5 Lumbriculus variegatus

Tabelle 16: Statistische Kenngrößen der Anzahl von *Lumbriculus variegatus* in natürlichen, „unbelasteten“ Sedimenten aus Test 1 und Test 2

A. Test 1

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
Kontrolle	31.500	32.000	25.000	37.000	6	5.3198	16.9	2.1718	6.9	25.901	37.099
PA-R	38.833	41.500	22.000	47.000	6	9.4110	24.2	3.8420	9.9	28.929	48.738
PO-L	37.000	36.000	33.000	43.000	6	3.8471	10.4	1.5706	4.2	32.951	41.049
ST-L	48.833	48.500	47.000	52.000	6	1.9408	4.0	0.7923	1.6	46.791	50.876
BA-R	38.000	38.500	28.000	43.000	6	5.5136	14.5	2.2509	5.9	32.197	43.803
JO-R	31.333	29.500	28.000	38.000	6	3.8816	12.4	1.5846	5.1	27.248	35.418
DM-L	40.333	40.000	36.000	44.000	6	2.8752	7.1	1.1738	2.9	37.307	43.359

B. Test 2

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
neg. Kontr.	35.667	35.500	33.000	39.000	6	2.1602	6.1	0.8819	2.5	33.393	37.940
LO-L	38.667	40.000	30.000	44.000	6	4.8442	12.5	1.9777	5.1	33.568	43.765
N1-L	24.667	24.500	19.000	31.000	6	3.8297	15.5	1.5635	6.3	20.636	28.697
LW-R	38.333	36.000	35.000	47.000	6	4.5898	12.0	1.8738	4.9	33.503	43.164
AA-R	40.167	40.000	32.000	48.000	6	5.8452	14.6	2.3863	5.9	34.015	46.318
EB-R	45.333	45.500	37.000	53.000	6	5.6095	12.4	2.2901	5.1	39.430	51.237
N2L	33.000	33.000	27.000	40.000	6	4.2895	13.0	1.7512	5.3	28.486	37.514

Tabelle 17: Paarweiser Vergleich der der Anzahl von *Lumbriculus variegatus* in natürlichen, „unbelasteten“ Sedimenten aus Test 1 und Test 2

A. Test 1

		Kontrolle	PA-R	PO-L	ST-L	BA-R	JO-R	DM-L
	Mittelwert	31.5	38.8	37.0	48.8	38.0	31.3	40.3
PA-R	38.8	+						
PO-L	37.0	-	-					
ST-L	48.8	+	+	+				
BA-R	38.0	+	-	-	+			
JO-R	31.3	-	+	-	+	+		
DM-L	40.3	+	-	-	+	-	+	

B. Test 2

		Kontrolle	LO-L	N1-L	LW-R	AA-R	EB-R	N2-L
	Mittelwert	35.7	38.7	24.7	38.3	40.2	45.3	33.0
LO-L	38.7	-						
N1-L	24.7	+	+					
LW-R	38.3	-	-	+				
AA-R	40.2	-	-	+	-			
EB-R	45.3	+	+	+	+	-		
N2-L	33.0	-	+	+	-	+	+	

2.2.6 Saccharomyces cerevisiae

Tabelle 18: Statistische Kenngrößen der Gärleistung im Hefetest mit *Saccharomyces cerevisiae* in natürlichen, „unbelasteten“ Sedimenten aus Test 1 und Test 2

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
Kontrolle	51.500	51.500	51.000	52.000	2	0.7071	1.4	0.5000	1.0	42.690	60.310
PA-R	7.333	4.000	4.000	10.000	3	3.0551	41.7	1.7638	24.1	-0.566	15.232
PO-L	17.750	9.000	4.000	49.000	4	21.2191	119.5	10.6095	59.8	-16.413	51.913
ST-L	9.333	2.000	2.000	24.000	3	12.7017	136.1	7.3333	78.6	-23.508	42.175
BA-R	25.333	23.000	23.000	28.000	3	2.5166	9.9	1.4530	5.7	18.826	31.840
JO-R	50.000	49.000	43.000	59.000	4	6.6833	13.4	3.3417	6.7	39.240	60.760
DM-L	0.667	0.000	0.000	2.000	3	1.1547	173.2	0.6667	100.0	-2.319	3.652
LO-L	63.000	59.000	59.000	68.000	3	4.5826	7.3	2.6458	4.2	51.151	74.849
N1-L	54.667	44.000	44.000	68.000	3	12.2202	22.4	7.0553	12.9	23.070	86.263
LW-R	34.250	33.000	21.000	50.000	4	13.2256	38.6	6.6128	19.3	12.957	55.543
AA-R	45.667	43.000	43.000	49.000	3	3.0551	6.7	1.7638	3.9	37.768	53.566
EB-R	1.667	0.000	0.000	3.000	3	1.5275	91.7	0.8819	52.9	-2.283	5.616
N2-L	32.000	32.500	24.000	39.000	4	7.6158	23.8	3.8079	11.9	19.738	44.262

Tabelle 19: Paarweiser Vergleich (ANOVA und nachgeschalteter Dunn´s-Test) der Gärleistung im Hefetest mit *Saccharomyces cerevisiae* in natürlichen, „unbelasteten“ Sedimenten aus Test 1 und Test 2

		Kontrolle	PA-R	PO-L	ST-L	BA-R	JO-R	DM-L	LO-L	N1-L	LW-R	AA-R	EB-R	N2-L
	Mittelwert	51.5	7.3	17.8	9.3	25.3	50.0	0.7	63.0	54.7	34.3	45.7	1.7	32.0
PA-R	7.3	-												
PO-L	17.8	-	-											
ST-L	9.3	-	-	-										
BA-R	25.3	-	-	-	-									
JO-R	50.0	-	-	-	-	-								
DM-L	0.7	-	-	-	-	-	-							
LO-L	63.0	-	-	-	-	-	-	+						
N1-L	54.7	-	-	-	-	-	-	-	-					
LW-R	34.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
AA-R	45.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
EB-R	1.7	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-		
N2-L	32.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

2.2.7 Arthrobacter globiformis (TUHH)

Tabelle 20: Statistische Kenngrößen der Steigung der Resorufinbildung im Bakterienkontakttest mit *Arthrobacter globiformis* (durchgeführt von TUHH) in natürlichen, „unbelasteten“ Sedimenten aus Test 1 und Test 2

A. Test 1

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
Quarz	8.517	8.180	8.180	8.690	3	0.2916	3.4	0.1684	2.0	7.763	9.271
PA-R	2.537	1.710	1.710	3.500	3	0.9028	35.6	0.5212	20.5	0.202	4.871
PO-L	6.767	4.280	4.280	8.230	3	2.1647	32.0	1.2498	18.5	1.170	12.364
ST-L	7.463	6.570	6.570	8.230	3	0.8372	11.2	0.4834	6.5	5.299	9.628
BA-R	1.647	1.250	1.250	1.930	3	0.3539	21.5	0.2043	12.4	0.732	2.562
JO-R (umger)	2.465	2.324	2.324	2.617	3	0.1472	6.0	0.0850	3.4	2.084	2.845
DM-L (umger)	2.830	2.600	2.600	3.058	3	0.2289	8.1	0.1322	4.7	2.238	3.422

B. Test 2

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
Quarz	6.250	6.040	6.040	6.470	3	0.2152	3.4	0.1242	2.0	5.694	6.806
LO-L	6.023	5.980	5.980	6.060	3	0.0404	0.7	0.0233	0.4	5.919	6.128
N1-L	6.163	5.640	5.640	6.910	3	0.6638	10.8	0.3832	6.2	4.447	7.880
LW-R	3.137	2.380	2.380	3.680	3	0.6757	21.5	0.3901	12.4	1.389	4.884
AA-R	0.887	0.630	0.630	1.020	3	0.2223	25.1	0.1284	14.5	0.312	1.462
EB-R umger	2.073	1.528	1.528	2.598	3	0.5353	25.8	0.3091	14.9	0.689	3.457
N2-L umger	6.353	6.048	6.048	6.552	3	0.2682	4.2	0.1548	2.4	5.660	7.047

Tabelle 21: Paarweiser Vergleich der Steigung der Resorufinbildung im Bakterienkontakttest mit *Arthrobacter globiformis* (durchgeführt von TUHH) in natürlichen, „unbelasteten“ Sedimenten aus Test 1 und Test 2

A. Test 1

		Kontrolle	PA-R	PO-L	ST-L	BA-R	JO-R (umger)	DM-L(umger)
	Mittelwert	8.52	2.54	6.77	7.46	1.65	2.46	2.83
PA-R	2.54	-						
PO-L	6.77	-	-					
ST-L	7.46	-	-	-				
BA-R	1.65	+	-	-	-			
JO-R (umger)	2.46	-	-	-	-	-		
DM-L(umger)	2.83	-	-	-	-	-	-	

B. Test 2

		Kontrolle	LO-L	N1-L	LW-R	AA-R	EB-R(umger)	N2-L (umger)
	Mittelwert	6.25	6.02	6.16	3.14	0.89	2.07	6.35
LO-L	6.02	-						
N1-L	6.16	-	-					
LW-R	3.14	+	+	+				
AA-R	0.89	+	+	+	+			
EB-R(umger)	2.07	+	+	+	+	+		
N2-L (umger)	6.35	-	-	-	+	+	+	

2.2.8 Danio rerio

Tabelle 22: Mortalität im Fischeitest mit *Danio rerio* in natürlichen, „unbelasteten“ Sedimenten aus Test 1 und Test 2

Probencode	Kunstwasser	PA-R	PO-L	ST-L	BA-R	JO-R	DM-L	LO-L	N1-L	LW-R	AA-R	EB-R	N2L
	30.0												
48h (3g)		100.0	10.0	14.3	6.7	0.0	18.2	0.0	6.7	26.7	0.0	6.7	0.0
48h (1g)		90.9	0.0	0.0	13.3	6.7	20.0	13.3	0.0	6.7	0.0	0.0	10.0
Mw (48h)		**95.5**	**5.0**	**7.1**	**10.0**	**3.3**	**19.1**	**6.7**	**3.3**	**16.7**	**0.0**	**3.3**	**5.0**

Eine statistische Auswertung war hier nicht sinnvoll, da der Datenumfang zu gering war.

3. Berechnung von Toxizitätsschwellenwerten für jedes Testverfahren

Ziel der Untersuchung der natürlichen „unbelasteten“ Sedimente war die Ableitung von Toxizitätsschwellenwerten. Dazu wurden zwei Kenngrößen ermittelt: zum einen die mitllere „Minimum detectable difference“ (MDD) in den natürlichen Sedimenten gegenüber der Kontrolle als Maß für die testinterne Variabilität im natürlichen Sediment gegenüber der testinternen Kontrolle und zum anderen die sog. „Maximal tolerable inhibition (MTI)“ als Maß für die Variabilität zwischen den verschiedenen natürlichen „unbelasteten“ Sedimenten.

3.1 Methoden

3.1.1 Berechnung der MDD

Die MDD basiert auf der Test-inhärenten Variabilität eines Testparameters. Sie wurde für jedes Sediment und jedes Testsystem mit Bezug zur jeweiligen test-internen Kontrolle (C) errechnet:

$$\%\ MDD_x = \frac{100 * t * \sqrt{\frac{SA_c^2}{n_c} + \frac{SA_x^2}{n_x}}}{MW_c},$$

wobei t der Student's t-Wert (α = 0,05; einseitige Fragestellung) ist, SA_c und SA_x die Standardabweichungen des Testparameters im Kontrollsediment (C) bzw. im Referenzsediment sind, n_c und n_x die jeweilige Replikatanzahl und MW_x der Mittelwert des Testparameters im Referenzsediment x (MW_x) ist.

Aus den Einzelwerten $\%MDD_x$ für jedes Sediment wird dann der Mittelwert %MDD über alle getesteten Referenzsedimente berechnet.

3.1.2 Berechnung der MTI

Anhand der Biotestergebnisse der einzelnen Testverfahren in natürlichen „unbelasteten“ Sedimenten wurde für jedes Testsystem und jeden Testparameter ein Toxizitätsschwellenwert, die sog. „Maximal tolerable inhibition (MTI)“ in Bezug auf die interne Kontrolle ermittelt. Die MTI bezieht sich auf ein bestimmtes Kontrollsediment (z.B. die test-interne Kontrolle) und basiert auf der Variabilität der Testergebnisse, die durch die natürlichen Sedimenteigenschaften hervorgerufen werden.

Die MTI-Werte wurden nach der folgenden Formel berechnet:

$\%\ MTI_S = C\ (100\%) - (MW_S - SA_S)$,

wobei C der relative Wert des Testparameters im test-internen Kontrollsediment ist (per Definition =100 %), MW_S und SA_S Mittelwert und Standardabweichung aller Referenzsedimente, die aus den relativen Mittelwerten (angegeben als % der Kontrolle) eines Testparameters für jedes einzelne Referenzsediment (MW_X) berechnet werden.

Der MTI ist also (1) abhängig vom Unterschied zwischen Kontrolle und den anderen untersuchten Referenzsedimenten (MW_S) und (2) von der Variabilität (Standardabweichung SA_S) der Mittelwerte der Testergebnisse in den einzelnen Referenzsedimenten (MW_X).

3.2 Ergebnisse

Im Folgenden sind die mittleren prozentualen Werte in Bezug auf die interne Kontrolle für jedes Testsystem und jeden Testparameter (d.h. z.B. zwei Parameter für *Caenorhabditis elegans*) und für jedes „unbelastete“ Sediment angegeben. Anhand dieser Werte wurden die Mittelwerte und Standardabweichungen für die unbelasteten Sedimente und daraus die Toxizitätsschwellenwerte, die sog. MTI-Werte, nach der o.a. Formel berechnet (Tabelle 23).

Die MTI-Werte für *Myriophyllum aquaticum* und für *Lumbriculus variegatus* waren mit Abstand am geringsten (Tabelle 23). Um den Faktor 2-3 höher war der MTI-Wert für das Körperwachstum bei *Caenorhabditis elegans* und nochmals um etwa den Faktor zwei höher waren die Schwellenwerte für die Reproduktion bei *C. elegans* und die Überlebensrate von *Danio rerio*. Danach folgten die beiden Testverfahren mit *Arthrobacter globiformis*, wobei die Testvariante mit gefriergetrockneten Bakterien (Arthro F+M) eine deutlich geringere Variabilität in den natürlichen Sedimenten zeigte als die Variante mit nativen Bakterien (Arthro TUHH). Der Endpunkt „Steigung der Resorufinzunahme" schnitt dabei besser ab als der Resazurinumsatz, dahingegen hatte die Kalibrierung der Messungen nur einen marginalen Einfluss auf die MTI-Werte (Tabelle 23). Das Schlusslicht bildete der Hefetest mit *Saccharomyces cerevisiae*, der eine extrem hohe Variabilität zwischen der Gärleistung in den verschiedenen natürlichen, „unbelasteten" Sedimenten zeigte.

Anhand der Ergebnisse von test-inhärenter Variabilität und der Variabilität zwischen den unbelasteten natürlichen Sedimenten wurden Toxizitätsschwellenwerte für die Testparameter der einzelnen Testverfahren abgeleitet (Tabelle 25). Demnach erwiesen sich die Wachstumsrate von *Myriophyllum aquaticum* und die Anzahl von *Lumbriculus variegatus* als die Testverfahren mit der geringsten Variabilität (Schwellenwert 15%), gefolgt von dem Wachstum von *Caenorhabditis elegans* und dem Überleben von *Danio rerio* (Schwellenwert 20%). Die Reproduktion von *C. elegans* zeigte eine deutlich größere Variabilität innerhalb der Replikate eines Ansatzes (hoher MDD-Wert) und die Enzymaktivität von *Arthrobacter globiformis* zeigte eine hohe Variabilität zwischen den verschiedenen natürlichen Sedimenten an (hohe MTI, Tabelle 25). Für diese beiden Testparameter wurde der vorläufige Schwellenwert auf 50% bzw. 60% festgesetzt.

Tabelle 23: Endpunkte der Testsysteme als relative Werte, der Variationskoeffizient zwischen der Testantwort in den natürlichen Sedimenten und die MTI in Bezug auf die Kontrolle.bzw. für Danio als Überlebensrate [%]

Probennr. BfG	Probencode	Caenorhabditis		Myriophyllum	Saccharomyces	Arthrobacter TUHH				Arthrobacter	Lumbriculus	Danio
		Reproduktion	Wachstum			Stg Reso	kal Stg Reso	Umsatz Resa	kal Umsatz Resa	F+M	Anzahl	Überleben
050873	PA-R	89.0	82.5	100.3	14.2	29.8	34.5	-4.4	-5.5	61.7	123.3	4.5
050889	PO-L	93.3	88.5	106.5	34.5	79.5	79.1	123.9	124.3	61.8	117.5	95.0
050890	ST-L	88.6	90.8	96.0	18.1	87.6	81.5	39.3	41.1	42.9	155.0	92.9
050891	BA-R	43.1	69.8	123.0	49.2	19.3	20.8	16.8	17.4	48.4	120.6	90.0
050896	JO-R	56.2	76.2	122.3	97.1	28.9	31.6	50.4	49.9	31.9	99.5	96.7
050941	DM-L	82.3	81.3	118.5	1.3	33.2	38.1	8.9	11.4	60.9	128.0	80.9
060112	LO-L	127.2	95.6	105.1	122.3	96.4	98.2	102.1	122.7	104.3	108.4	93.3
060113	N1-L	163.2	97.0	85.7	106.1	98.6	104.9	108.2	111.5	117.6	69.2	96.7
060115	AA-R	58.7	72.8	115.0	88.7	14.2	13.2	23.2	25.0	63.4	112.6	100.0
060116	EB-R	156.1	86.6	115.1	3.2	33.2	32.3	24.2	28.9	112.9	127.1	96.7
060117	N2L	229.6	102.1	80.7	62.1	101.7	102.4	88.8	104.8	130.2	92.5	95.0
MWs		**107.9**	**85.7**	**106.2**	**54.3**	**56.6**	**57.9**	**52.8**	**57.4**	**76.0**	**114.0**	**85.6**
SAs		**56.1**	**10.3**	**14.3**	**43.7**	**35.5**	**35.3**	**45.0**	**48.8**	**33.8**	**22.2**	**27.3**
VKs		**52.0**	**12.1**	**13.5**	**80.6**	**62.8**	**61.0**	**85.1**	**84.9**	**44.5**	**19.4**	**31.9**
MTI		**48.2**	**24.6**	**8.1**	**89.5**	**79.0**	**77.4**	**92.1**	**91.3**	**57.8**	**8.2**	**41.7**

Tabelle 24: MDDs für die einseitige Fragestellung und α= 0,05. Angaben als % MDD in Bezug auf die test-interne Kontrolle für die einzelnen „unbelasteten“ natürlichen Sedimente und die mittlere MDD inkl. Standardabweichung (SA) und 95%-Vertrauensbereich über alle „unbelasteten“ natürlichen Sedimente.

Probennr. BfG		Caenorhabditis				Arthrobacter TUHH				Arthrobacter	Lumbriculus
	Probencode	Reproduktion	Wachstum	Myriophyllum	Saccharomyces	Stg Reso	kal Stg Reso	Umsatz Resa	kal Umsatz Resa	F+M	Anzahl
050873	PA-R	30.6	7.8	9.4	7.5	62.0	59.9	-260.0	-260.0	3.5	25.4
050889	PO-L	29.4	9.2	19.5	41.5	55.7	55.8	84.9	84.9	5.2	15.4
050890	ST-L	26.7	7.3	9.2	30.4	19.5	19.5	85.4	85.4	3.2	13.3
050891	BA-R	28.3	8.1	17.6	6.2	37.4	37.4	54.8	54.8	2.9	18.0
050896	JO-R	30.0	9.0	20.1	13.2	10.4	10.3	17.4	17.4	4.3	15.5
050941	DM-L	30.4	7.8	10.5	3.2	14.1	14.3	232.8	232.8	6.3	14.2
060112	LO-L	34.7	8.8	12.4	11.1	1.2	1.1	23.4	23.4	3.4	11.0
060113	N1-L	50.9	8.4	10.1	29.3	18.7	18.8	6.3	6.3	7.2	9.1
060115	AA-R	26.8	8.7	8.2	7.5	43.7	44.4	104.6	104.6	10.5	12.9
060116	EB-R	54.6	10.0	10.6	4.0	45.0	45.2	82.4	82.4	8.7	12.5
060117	N2-L	46.3	8.2	8.5	15.0	7.3	7.4	17.7	17.7	3.7	10.0
MW		**35.3**	**8.476**	**12.4**	**15.4**	**28.6**	**28.5**	**40.9**	**40.9**	**5.4**	**14.3**
SA		**10.22**	**0.75**	**4.49**	**12.69**	**20.84**	**20.60**	**118.25**	**118.25**	**2.52**	**4.49**
95%VB		**6.86**	**0.504**	**3.01**	**8.52**	**14.00**	**13.84**	**79.44**	**79.44**	**1.69**	**3.02**
95%VB	**untere Grenze**	**28.5**	**8.0**	**9.4**	**6.8**	**14.6**	**14.7**	**-38.5**	**-38.5**	**3.7**	**11.3**
	obere Grenze	**42.2**	**9.0**	**15.4**	**23.9**	**42.6**	**42.4**	**120.3**	**120.3**	**7.1**	**17.3**

Tabelle 25: Übersicht über die Variabilität der Sedimentkontakttests in natürlichen „unbelasteten“ Sedimenten

Kontrolle; VKi_{rs}= mittlerer VKi_c der Referenzsedimente; T1/T2= Test1/Test2; MDD= mittlere minimal detektierbare Differenz (einseitig); KI= Konfidenzintervall; VKs= Sediment-Variationskoeffizient; MTI= maximal tolerierbare Hemmung; n. b.= nicht berechnet; n.d.= nicht definiert

Test-inherente Kriterien	Bakterien	Hefe	Nematoden		Oligochaeten	Pflanzen	Fischei
Kontrolle	Quarzsand	Quarzsand	künstliches Sediment		OECD 218	OECD 207	Quarzsand
Toxizitätsparameter	Enzymaktivität	Fermentation	Wachstum	Reproduktion	Anzahl	Wachstumsrate	Überleben
% VKi_c (T1/T2)	2,4/1,6	1,4	8,4	31,0	16,9/6,1	11,2/10,0	n. b.
% VKi_{rs} (95%KI)	5,0 (2,6;7,4)	58,7 (18,1; 99,3)	6,5 (5,0; 8,0)	23,3 (16,8; 29,8)	12,8 (9,4; 16,2)	7,1 (4,1; 10,1)	n. b.
% MDD (95% KI)	5,4 (3,7; 7,1)	15,4 (6,8; 23,9)	8,5 (8,0; 9,0)	35,3 (28,5; 42,2)	14,3 (11,3; 17,3)	12,4 (9,4; 15,4)	n. b.
Sediment spez. Kriterien	Relative Werte als % der Kontrolle bzw. für Danio als Überlebensrate [%]						
Minimum	31,9	1,3	69,8	43,1	69,2	80,7	4,5
Maximum	130,2	122,3	102,1	229,6	155,0	123,0	100,0
Mittelwert	76,0	54,3	85,7	107,9	114,0	106,2	85,6
Standardabw.	33,8	43,7	10,3	56,1	22,2	14,3	27,3
% VKs	44,5	80,6	12,1	52,0	19,4	13,5	31,9
% MTI	57,8	89,5	24,6	48,2	8,2	8,1	(41,7)
Tox Schwellenwert (% Hemmung)	60	n. d.	20	50	15	15	20

4. Untersuchung möglicher bivariater Korrelationen der Biotestergebnisse mit den Sedimenteigenschaften

4.1 Statistische Testverfahren

Anhand der Biotestergebnisse der einzelnen Testverfahren in natürlichen „unbelasteten“ Sedimenten und der von Fintelmann und Meyer ermittelten Daten zu den Sedimenteigenschaften und den Belastungen mit organischen Spurenstoffen bzw. Schwermetallen wurde statistisch geprüft, inwieweit Korrelationen zwischen den Testergebnissen und jeweils einer Sedimenteigenschaft vorliegen. Die Auswahl des statistischen Testverfahrens richtete sich dabei nach dem vorliegenden Merkmalstyp der zu untersuchenden Parameter sowie bei metrischen Daten nach dem Verteilungstyp und der Varianzhomogenität (siehe Tabelle 26, rot markierte Spalte). Die zur Auswahl stehenden Testverfahren waren die Rangkorrelation nach Spearman und die Maßkorrelation nach Pearson. Sofern eine signifikante Korrelation der beiden Parameter gefunden wurde, wurde die Richtung der Korrelation angegeben und anschließend eine lineare Regression durchgeführt. Die Bestimmung der bivariaten Korrelationen wie auch der nachgeschalteten Regression erfolgte mit SigmaStat for Windows Vers. 3.0 (SPSS Inc. 1992-2003).

Tabelle 26: Übersicht über die statistischen Testverfahren.

Testverfahren Korrelation

	Monovariable Verteilung			Bivariable Verteilung
	EINE Stichprobe	**ZWEI Stichproben**	**k Stichproben**	
Nominalskala	Vorzeichentest Prozentanteiltest Fisher's exakter Binomialtest χ^2-Anpassungstest	Prozentanteiltest χ^2-Test (Vierfeldertafel) Fisher's Binomialt. (Vierfeldertafel)	χ^2-Test (Mehrfeldertafel) exakte Mehrfelder- binomialtests BONFERRONI- Binomialtests	χ^2-Test (Mehrfeldertafel)
Ordinalskala	WILCOXON-Test	WILCOXON- MANN-WHITNEY- Test (U-Test)	multiple U-tests: KRUSKAL-WALLIS- Test DUNN-Test BONFERRONI-U-Test	Rangkorrelation nach SPEARMAN Nichtlineare Regression
Metrische Skala (nicht normalverteilt)	WILCOXON-Test	WILCOXON- MANN-WHITNEY- Test (U-Test)	multiple U-tests: KRUSKAL-WALLIS- Test DUNN-Test BONFERRONI-U-Test	Rangkorrelation nach SPEARMAN Nichtlineare Regression
Metrische Skala (normalverteilt)	z-Test t-Test	z-Test t-Test	ANOVA (Varianzanalyse) DUNCAN-Test multiple t-Tests: DUNNETT-Test WILLIAMS-Test BONFERRONI-t-Test	lineare Regression Maßkorrelation nach PEARSON Nichtlineare Regression
Zusatzprüfung: Normalverteilung Varianzgleichheit	Kolmogoroff- Smirnov Test entfällt	Kolmogoroff- Smirnov-Test F-Test	Kolmogoroff- Smirnov Test BARTLETT-Test	Kolmogoroff- Smirnov Test BARTLETT-Test

4.2 Datenmodifikation

Da nicht alle Sedimente zeitgleich in einem Test untersucht werden konnten und die Aktivitäten der Organismen in Biotestverfahren zeitlichen Schwankungen unterliegen, bestand bei mehreren Testverfahren die Notwendigkeit, die Ergebnisse aus zwei Tests über die Relation der Kontrolldaten aufeinander zu beziehen. Für diese Testverfahren sind die für die Korrelationen verwendeten Biotestergebnisse als % der Kontrolle angegeben.

Bei den Analytikdaten wurden Angaben von „< x“ herausgenommen und in den Korrelationen nicht berücksichtigt.

4.3 Ergebnisse

Im Folgenden sind für jedes Testverfahren die Ergebnisse der Korrelationen mit den Sedimenteigenschaften aufgeführt.

4.3.1 Myriophyllum aquaticum – Wachstumsrate

Tabelle 27: Übersicht über die bivariaten Korrelationen zwischen der Wachstumsrate von *Myriophyllum aquaticum* und verschiedenen Sedimenteigenschaften.

			TS	Glühverlust	TOC	DOC	TC	TOC	Stickstoff	Phosphor	Schwefel	Aluminium
Probennr. BfG	Probencode	Myrio (%)	%	%	mg/l	mg/l	g/kg	g/kg	mg/kg	g/kg	%	%
050873	PA-R	101.3	16.5	27.47	17	10	143	143	10750	1.63	1.6	1.1
050889	PO-L	107.5	55.7	4.29	31	19	113	42	1550	0.15	<0,06	0.18
050890	ST-L	96.3	28.8	9.08	34	14	136	85	3640	0.28	<0,07	0.32
050891	BA-R	123.8	31.2	10.8	23	14	84	43	3390	0.98	<0,09	2
050896	JO-R	122.5	56.9	4.5	30	23	40	34	1250	0.71	<0,07	1.6
050941	DM-L	118.8	22.1	14.83	31	15	77	69	6200	0.59	1.3	1.3
060112	LO-L	108.0	24.3	17.3	22	22	103	62	6820	2.66	0.154	0.24
060113	N1-L	88.0	37.9	6.72	30	19	82	59	2580	0.07	0.057	0.06
060114	LW-R	107.0	25.2	19.9	48	44	77	73	6540	2.18	0.285	2.2
060115	AA-R	118.0	37.1	12.6	20	11	69	34	2880	0.7	0.045	2
060116	EB-R	118.0	43.1	10.2	19	10	47	38	2910	1.04	0.167	2
060117	N2L	83.0	20.3	26.7	69	8.7	142	82	6370	0.18	0.107	0.08
normalverteilt:		ja	ja	ja	nein	ja	ja	ja	ja	ja	nein	ja
Korrelation:			nein	nein	ja (p=0.047)	nein	ja (p=0.011)	nein	nein	nein	nein	ja (p=0.0046)
Richtung:					negativ		negativ					positiv
Regression:r^2					0.34		0.49					0.57

			Eisen	Magnesium	Calcium	>2000µm	Sand >630µm	Sand >200µm	Sand >125µm	Sand >63µm	Schluff >20µm	Schluff >6,3µm
Probennr. BfG	Probencode	Myrio (%)	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
050873	PA-R	101.3	2.9	0.26	2.3	0.8	0.50	5.90	8.40	10.90	29.90	18.70
050889	PO-L	107.5	0.19	1.6	25.8	1.2	1.80	13.70	16.60	23.30	19.70	9.50
050890	ST-L	96.3	0.26	1.1	20.7	0	0.20	1.00	1.20	2.70	39.30	29.40
050891	BA-R	123.8	2.1	2.1	12.6	0.3	0.40	0.50	0.30	2.20	14.60	34.30
050896	JO-R	122.5	2.5	2.4	6.6	0	0.00	0.10	0.70	15.00	47.00	19.90
050941	DM-L	118.8	1.9	0.44	3.9	0	0.10	3.40	8.60	17.30	32.60	13.30
060112	LO-L	108.0	0.48	0.16	19.4	1.2	1.13	3.57	11.91	15.53	33.31	18.51
060113	N1-L	88.0	0.23	0.08	24.4	1.1	3.87	38.17	12.87	7.27	14.77	11.76
060114	LW-R	107.0	4.6	0.67	2.4	3.3	6.69	2.13	0.56	1.36	23.57	18.46
060115	AA-R	118.0	2.2	1.2	12.7	0.8	0.37	0.44	0.40	0.47	4.49	41.37
060116	EB-R	118.0	2.7	0.9	4.3	0.7	0.40	0.58	1.22	6.10	37.00	23.99
060117	N2L	83.0	0.3	0.11	35.6	0.2	2.32	8.46	11.37	3.12	25.32	27.72
normalverteilt:		ja	ja	ja	ja	nein	nein	nein	nein	ja	ja	ja
Korrelation:			nein	ja (p=0.02)	ja (p=0.016)	nein	ja (p=0.022)	ja (p=0.008)	nein	nein	nein	nein
Richtung:				positiv	negativ		negativ	negativ				
Regression:r^2				0.44	0.46		0.19	0.360				

			Schluff >2µm	Ton <2µm	Sand	Schluff	Ton
Probennr. BfG	Probencode	Myrio (%)	%	%	%	%	%
050873	PA-R	101.3	14.20	11.50	25.70	62.80	11.50
050889	PO-L	107.5	7.50	7.90	55.40	36.70	7.90
050890	ST-L	96.3	16.10	10.10	5.10	84.80	10.10
050891	BA-R	123.8	24.60	23.10	3.40	73.50	23.10
050896	JO-R	122.5	8.30	9.00	15.80	75.20	9.00
050941	DM-L	118.8	10.20	14.50	29.40	56.10	14.50
060112	LO-L	108.0	8.26	6.51	32.20	60.09	6.50
060113	N1-L	88.0	4.27	5.94	62.20	30.80	5.90
060114	LW-R	107.0	8.99	34.99	10.70	51.01	35.00
060115	AA-R	118.0	28.24	23.37	1.70	74.10	23.40
060116	EB-R	118.0	7.50	22.47	8.30	68.50	22.50
060117	N2L	83.0	10.17	11.29	25.30	63.22	11.30
normalverteilt:		ja	nein	ja	ja	ja	ja
Korrelation:			nein	nein	nein	nein	nein
Richtung:							
Regression:r^2							

			Arsen	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Lithium	Mangan	Nickel	Quecksilber	Zink
Probennr. BfG	Probencode	Myrio (%)	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
050873	PA-R	101.3	14	38	0.4	21	33	4.1	839	11	0.29	162
050889	PO-L	107.5		7		5	11	0.4	93	2	0.04	19
050890	ST-L	96.3		19		8	11	0.6	111	4	0.09	45
050891	BA-R	123.8	8	24		35	36	6.9	611	23	0.23	179
050896	JO-R	122.5	10	18		33	32	7.5	569	29	0.13	171
050941	DM-L	118.8	11	34		27	22	5.4	587	18	0.15	135
060112	LO-L	108.0	4	22	0.3	6	15	0.8	393	3	0.07	61
060113	N1-L	88.0	2	18		4	4	0.6	72		0.04	24
060114	LW-R	107.0	21	168	4	43	56	10	2150	36	0.83	701
060115	AA-R	118.0	10	53	0.4	53	58	15	547	35	0.58	205
060116	EB-R	118.0	11	93	1	142	57	13	549	88	0.48	440
060117	N2L	83.0	4	29		5	9	0.8	111	1	0.07	37
normalverteilt:		ja	ja	nein	nein	ja	ja	ja	nein	ja	ja	nein
Korrelation:			nein	nein	nein	nein	ja (p=0.032)	ja (p=0.020)	nein	nein	nein	nein
Richtung:							positiv	positiv				
Regression:r^2							0.38	0.43				

Für die Wachstumsrate von *Myriophyllum aquaticum* wurden nur schwache bivariate Korrelationen mit insgesamt 9 Umweltvariablen gefunden. Positive Korrelationen wurden für Kupfer, Aluminium, Lithium und Magnesium ermittelt, negative dagegen für TOC, TC, Calcium sowie die Sandfraktionen >630µm und >200 µm (Tabelle 27). Die stärkeren Korrelationen sind in Abbildung 1 dargestellt.

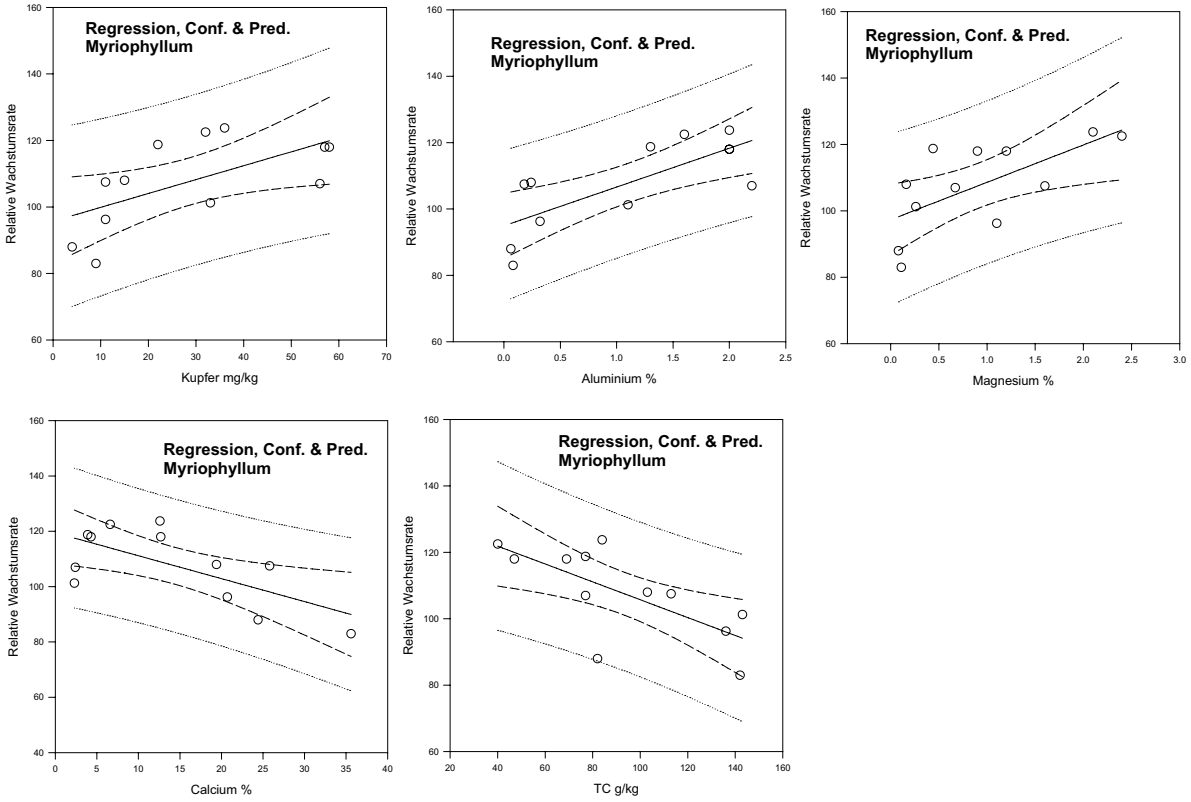


Abbildung 1: Ausgewählte bivariate Korrelationen der Wachstumsrate von *Myriophyllum aquaticum* mit verschiedenen Umweltvariablen.

4.3.2 Arthrobacter globiformis (F&M) – Steigung Resorufin

Tabelle 28: Übersicht über die bivariaten Korrelationen zwischen der Steigung der Resorufinbildung von *Arthrobacter globiformis* und verschiedenen Sedimenteigenschaften.

			TS	Glühverlust	TOC	DOC	TC	TOC	Stickstoff	Phosphor	Schwefel	Aluminium
Probennr. BfG	Probencode	Arthro F&M (%)	%	%	mg/l	mg/l	g/kg	g/kg	mg/kg	g/kg	%	%
050873	PA-R	62.5	16.5	27.47	17	10	143	143	10750	1.63	1.6	1.1
050889	PO-L	57.8	55.7	4.29	31	19	113	42	1550	0.15	<0,06	0.18
050890	ST-L	44.5	28.8	9.08	34	14	136	85	3640	0.28	<0,07	0.32
050891	BA-R	45.0	31.2	10.8	23	14	84	43	3390	0.98	<0,09	2
050896	JO-R	35.7	56.9	4.5	30	23	40	34	1250	0.71	<0,07	1.6
050941	DM-L	61.3	22.1	14.83	31	15	77	69	6200	0.59	1.3	1.3
060112	LO-L	96.1	24.3	17.3	22	22	103	62	6820	2.66	0.154	0.24
060113	N1-L	109.8	37.9	6.72	30	19	82	59	2580	0.07	0.057	0.06
060114	LW-R	77.1	25.2	19.9	48	44	77	73	6540	2.18	0.285	2.2
060115	AA-R	61.9	37.1	12.6	20	11	69	34	2880	0.7	0.045	2
060116	EB-R	107.9	43.1	10.2	19	10	47	38	2910	1.04	0.167	2
060117	N2L	126.7	20.3	26.7	69	8.7	142	82	6370	0.18	0.107	0.08
normalverteilt:		ja	ja	ja	nein	ja	ja	ja	ja	ja	nein	ja
Korrelation:			nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
Richtung:												
Regression:r^2												

			Eisen	Magnesium	Calcium	>2000µm	Sand >630µm	Sand >200µm	Sand >125µm	Sand >63µm	Schluff >20µm	Schluff >6,3µm
Probennr. BfG	Probencode	Arthro F&M (%)	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
050873	PA-R	62.5	2.9	0.26	2.3	0.8	0.50	5.90	8.40	10.90	29.90	18.70
050889	PO-L	57.8	0.19	1.6	25.8	1.2	1.80	13.70	16.60	23.30	19.70	9.50
050890	ST-L	44.5	0.26	1.1	20.7	0	0.20	1.00	1.20	2.70	39.30	29.40
050891	BA-R	45.0	2.1	2.1	12.6	0.3	0.40	0.50	0.30	2.20	14.60	34.30
050896	JO-R	35.7	2.5	2.4	6.6	0	0.00	0.10	0.70	15.00	47.00	19.90
050941	DM-L	61.3	1.9	0.44	3.9	0	0.10	3.40	8.60	17.30	32.60	13.30
060112	LO-L	96.1	0.48	0.16	19.4	1.2	1.13	3.57	11.91	15.53	33.31	18.51
060113	N1-L	109.8	0.23	0.08	24.4	1.1	3.87	38.17	12.87	7.27	14.77	11.76
060114	LW-R	77.1	4.6	0.67	2.4	3.3	6.69	2.13	0.56	1.36	23.57	18.46
060115	AA-R	61.9	2.2	1.2	12.7	0.8	0.37	0.44	0.40	0.47	4.49	41.37
060116	EB-R	107.9	2.7	0.9	4.3	0.7	0.40	0.58	1.22	6.10	37.00	23.99
060117	N2L	126.7	0.3	0.11	35.6	0.2	2.32	8.46	11.37	3.12	25.32	27.72
normalverteilt:		ja	ja	ja	ja	nein	nein	nein	nein	ja	ja	ja
Korrelation:			nein	ja (p=0.0065)	nein	nein	ja (p=0.0071)	nein	nein	nein	nein	nein
Richtung:				negativ			positiv					
Regression:r^2				0.54			0.17					

			Schluff >2µm	Ton <2µm	Sand	Schluff	Ton
Probennr. BfG	Probencode	Arthro F&M (%)	%	%	%	%	%
050873	PA-R	62.5	14.20	11.50	25.70	62.80	11.50
050889	PO-L	57.8	7.50	7.90	55.40	36.70	7.90
050890	ST-L	44.5	16.10	10.10	5.10	84.80	10.10
050891	BA-R	45.0	24.60	23.10	3.40	73.50	23.10
050896	JO-R	35.7	8.30	9.00	15.80	75.20	9.00
050941	DM-L	61.3	10.20	14.50	29.40	56.10	14.50
060112	LO-L	96.1	8.26	6.51	32.20	60.09	6.50
060113	N1-L	109.8	4.27	5.94	62.20	30.80	5.90
060114	LW-R	77.1	8.99	34.99	10.70	51.01	35.00
060115	AA-R	61.9	28.24	23.37	1.70	74.10	23.40
060116	EB-R	107.9	7.50	22.47	8.30	68.50	22.50
060117	N2L	126.7	10.17	11.29	25.30	63.22	11.30
normalverteilt:		ja	nein	ja	ja	ja	ja
Korrelation:			nein	nein	nein	nein	nein
Richtung:							
Regression:r^2							

			Arsen	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Lithium	Mangan	Nickel	Quecksilber	Zink
Probennr. BfG	Probencode	Arthro F&M (%)	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
050873	PA-R	62.5387	14	38	0.4	21	33	4.1	839	11	0.29	162
050889	PO-L	57.8431		7		5	11	0.4	93	2	0.04	19
050890	ST-L	44.4788		19		8	11	0.6	111	4	0.09	45
050891	BA-R	45.0464	8	24		35	36	6.9	611	23	0.23	179
050896	JO-R	35.7069	10	18		33	32	7.5	569	29	0.13	171
050941	DM-L	61.3003	11	34		27	22	5.4	587	18	0.15	135
060112	LO-L	96.1131	4	22	0.3	6	15	0.8	393	3	0.07	61
060113	N1-L	109.7527	2	18		4	4	0.6	72		0.04	24
060114	LW-R	77.1025	21	168	4	43	56	10	2150	36	0.83	701
060115	AA-R	61.9081	10	53	0.4	53	58	15	547	35	0.58	205
060116	EB-R	107.9152	11	93	1	142	57	13	549	88	0.48	440
060117	N2L	126.7138	4	29		5	9	0.8	111	1	0.07	37
normalverteilt:		ja	ja	nein	nein	ja	ja	ja	nein	ja	ja	nein
Korrelation:			nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
Richtung:												
Regression:r^2												

Für die Steigung der Resorufinbildung von *Arthrobacter globiformis* wurden bivariate Korrelationen nur mit zwei Umweltvariablen gefunden. Eine positive Korrelation wurde für die Sandfraktion >630 µm ermittelt, eine negative dagegen für Magnesium (Tabelle 28, Tabelle 27). Die stärkeren Korrelationen sind in Abbildung 2 dargestellt.

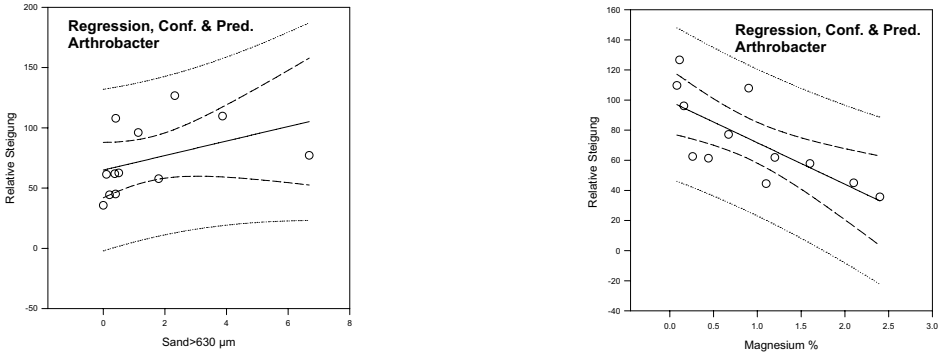


Abbildung 2: Bivariate Korrelationen der Resorufinbildung von *Arthrobacter globiformis* (F+M) mit verschiedenen Umweltvariablen.

4.3.3 Caenorhabditis elegans – Reproduktion

Tabelle 29: Übersicht über die bivariaten Korrelationen zwischen der Reproduktion von *Caenorhabditis elegans* und verschiedenen Sedimenteigenschaften.

			TS	Glühverlust	TOC	DOC	TC	TOC	Stickstoff	Phosphor	Schwefel	Aluminium
Probennr. BfG	Probencode	Caeno-Repro	%	%	mg/l	mg/l	g/kg	g/kg	mg/kg	g/kg	%	%
050873	PA-R	50.7	16.5	27.47	17	10	143	143	10750	1.63	1.6	1.1
050889	PO-L	53.2	55.7	4.29	31	19	113	42	1550	0.15	<0,06	0.18
050890	ST-L	50.5	28.8	9.08	34	14	136	85	3640	0.28	<0,07	0.32
050891	BA-R	24.5	31.2	10.8	23	14	84	43	3390	0.98	<0,09	2
050896	JO-R	32.0	56.9	4.5	30	23	40	34	1250	0.71	<0,07	1.6
050941	DM-L	46.9	22.1	14.83	31	15	77	69	6200	0.59	1.3	1.3
060112	LO-L	72.5	24.3	17.3	22	22	103	62	6820	2.66	0.154	0.24
060113	N1-L	93.0	37.9	6.72	30	19	82	59	2580	0.07	0.057	0.06
060114	LW-R	26.9	25.2	19.9	48	44	77	73	6540	2.18	0.285	2.2
060115	AA-R	33.4	37.1	12.6	20	11	69	34	2880	0.7	0.045	2
060116	EB-R	89.0	43.1	10.2	19	10	47	38	2910	1.04	0.167	2
060117	N2L	130.8	20.3	26.7	69	8.7	142	82	6370	0.18	0.107	0.08
normalverteilt:		ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	nein	ja
Korrelation:			nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	ja (p=0.0349)
Richtung:												negativ
Regression:r^2												0.373

			Eisen	Magnesium	Calcium	>2000µm	Sand >630µm	Sand >200µm	Sand >125µm	Sand >63µm	Schluff >20µm	Schluff >6,3µm
Probennr. BfG	Probencode	Caeno-Repro	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
050873	PA-R	50.7	2.9	0.26	2.3	0.8	0.50	5.90	8.40	10.90	29.90	18.70
050889	PO-L	53.2	0.19	1.6	25.8	1.2	1.80	13.70	16.60	23.30	19.70	9.50
050890	ST-L	50.5	0.26	1.1	20.7	0	0.20	1.00	1.20	2.70	39.30	29.40
050891	BA-R	24.5	2.1	2.1	12.6	0.3	0.40	0.50	0.30	2.20	14.60	34.30
050896	JO-R	32.0	2.5	2.4	6.6	0	0.00	0.10	0.70	15.00	47.00	19.90
050941	DM-L	46.9	1.9	0.44	3.9	0	0.10	3.40	8.60	17.30	32.60	13.30
060112	LO-L	72.5	0.48	0.16	19.4	1.2	1.13	3.57	11.91	15.53	33.31	18.51
060113	N1-L	93.0	0.23	0.08	24.4	1.1	3.87	38.17	12.87	7.27	14.77	11.76
060114	LW-R	26.9	4.6	0.67	2.4	3.3	6.69	2.13	0.56	1.36	23.57	18.46
060115	AA-R	33.4	2.2	1.2	12.7	0.8	0.37	0.44	0.40	0.47	4.49	41.37
060116	EB-R	89.0	2.7	0.9	4.3	0.7	0.40	0.58	1.22	6.10	37.00	23.99
060117	N2L	130.8	0.3	0.11	35.6	0.2	2.32	8.46	11.37	3.12	25.32	27.72
normalverteilt:		ja	ja	ja	ja	nein	nein	nein	nein	ja	ja	ja
Korrelation:			nein	ja (p=0.0324)	ja (p=0.0276)	nein	nein	ja (p=0.0113)	ja (p=0.000)	nein	nein	nein
Richtung:				negativ	positiv			positiv	positiv			
Regression:r^2				0.381	0.399			0.206	0.286			

			Schluff >2µm	Ton <2µm	Sand	Schluff	Ton
Probennr. BfG	Probencode	Caeno-Repro	%	%	%	%	%
050873	PA-R	50.7	14.20	11.50	25.70	62.80	11.50
050889	PO-L	53.2	7.50	7.90	55.40	36.70	7.90
050890	ST-L	50.5	16.10	10.10	5.10	84.80	10.10
050891	BA-R	24.5	24.60	23.10	3.40	73.50	23.10
050896	JO-R	32.0	8.30	9.00	15.80	75.20	9.00
050941	DM-L	46.9	10.20	14.50	29.40	56.10	14.50
060112	LO-L	72.5	8.26	6.51	32.20	60.09	6.50
060113	N1-L	93.0	4.27	5.94	62.20	30.80	5.90
060114	LW-R	26.9	8.99	34.99	10.70	51.01	35.00
060115	AA-R	33.4	28.24	23.37	1.70	74.10	23.40
060116	EB-R	89.0	7.50	22.47	8.30	68.50	22.50
060117	N2L	130.8	10.17	11.29	25.30	63.22	11.30
normalverteilt:		ja	nein	ja	ja	ja	ja
Korrelation:			nein	nein	nein	nein	nein
Richtung:							
Regression:r^2							

			Arsen	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Lithium	Mangan	Nickel	Quecksilber	Zink
Probennr. BfG	Probencode	Caeno-Repro	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
050873	PA-R	50.7	14	38	0.4	21	33	4.1	839	11	0.29	162
050889	PO-L	53.2		7		5	11	0.4	93	2	0.04	19
050890	ST-L	50.5		19		8	11	0.6	111	4	0.09	45
050891	BA-R	24.5	8	24		35	36	6.9	611	23	0.23	179
050896	JO-R	32.0	10	18		33	32	7.5	569	29	0.13	171
050941	DM-L	46.9	11	34		27	22	5.4	587	18	0.15	135
060112	LO-L	72.5	4	22	0.3	6	15	0.8	393	3	0.07	61
060113	N1-L	93.0	2	18		4	4	0.6	72		0.04	24
060114	LW-R	26.9	21	168	4	43	56	10	2150	36	0.83	701
060115	AA-R	33.4	10	53	0.4	53	58	15	547	35	0.58	205
060116	EB-R	89.0	11	93	1	142	57	13	549	88	0.48	440
060117	N2L	130.8	4	29		5	9	0.8	111	1	0.07	37
normalverteilt:		ja	ja	nein	nein	ja	ja	ja	nein	ja	ja	nein
Korrelation:			nein	nein	nein	nein	nein	nein	ja (p=0.0126)	nein	nein	ja (p=0.0359)
Richtung:									negativ			negativ
Regression:r^2									0.254			0.111

Für die Reproduktion von *Caenorhabditis elegans* wurden nur schwache bivariate Korrelationen mit insgesamt 7 Umweltvariablen gefunden. Positive Korrelationen wurden für Calcium und die zwei Sandfraktionen >125 µm und >200 µm ermittelt, negative dagegen für Aluminium, Magnesium, Mangan und Zink (Tabelle 29). Die stärkeren Korrelationen sind in Abbildung 3 dargestellt.

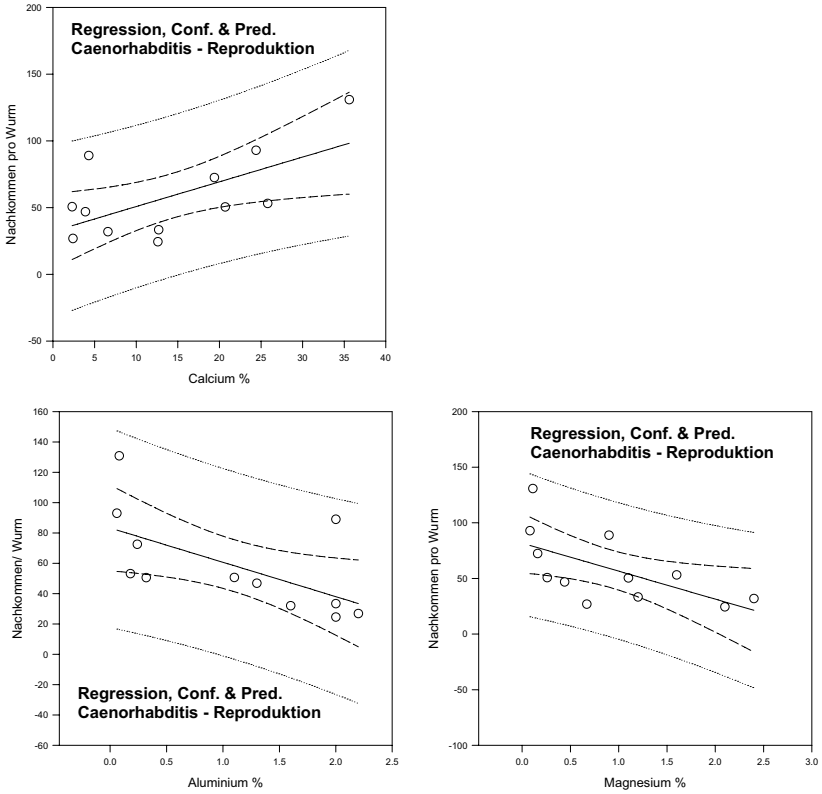


Abbildung 3: Ausgewählte bivariate Korrelationen der Reproduktion von *Caenorhabditis elegans* mit verschiedenen Umweltvariablen.

4.3.4 Caenorhabditis elegans – Längenwachstum

Tabelle 30: Übersicht über die bivariaten Korrelationen zwischen dem Wachstum von *Caenorhabditis elegans* und verschiedenen Sedimenteigenschaften.

			TS	Glühverlust	TOC	DOC	TC	TOC	Stickstoff	Phosphor	Schwefel	Aluminium
Probennr. BfG	Probencode	Caeno-Wachs	%	%	mg/l	mg/l	g/kg	g/kg	mg/kg	g/kg	%	%
050873	PA-R	1077.7	16.5	27.47	17	10	143	143	10750	1.63	1.6	1.1
050889	PO-L	1155.4	55.7	4.29	31	19	113	42	1550	0.15	<0,06	0.18
050890	ST-L	1192.1	28.8	9.08	34	14	136	85	3640	0.28	<0,07	0.32
050891	BA-R	914.4	31.2	10.8	23	14	84	43	3390	0.98	<0,09	2
050896	JO-R	996.7	56.9	4.5	30	23	40	34	1250	0.71	<0,07	1.6
050941	DM-L	1070.2	22.1	14.83	31	15	77	69	6200	0.59	1.3	1.3
060112	LO-L	1254.5	24.3	17.3	22	22	103	62	6820	2.66	0.154	0.24
060113	N1-L	1275.2	37.9	6.72	30	19	82	59	2580	0.07	0.057	0.06
060114	LW-R	848.7	25.2	19.9	48	44	77	73	6540	2.18	0.285	2.2
060115	AA-R	959.4	37.1	12.6	20	11	69	34	2880	0.7	0.045	2
060116	EB-R	1078.1	43.1	10.2	19	10	47	38	2910	1.04	0.167	2
060117	N2L	1338.7	20.3	26.7	69	8.7	142	82	6370	0.18	0.107	0.08
normalverteilt:		ja	ja	ja	nein	ja	ja	ja	ja	ja	nein	ja
Korrelation:			nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	ja (p=0.000)
Richtung:												negativ
Regression:r^2												0.85

			Eisen	Magnesium	Calcium	>2000µm	Sand >630µm	Sand >200µm	Sand >125µm	Sand >63µm	Schluff >20µm	Schluff >6,3µm
Probennr. BfG	Probencode	Caeno-Wachs	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
050873	PA-R	1077.7	2.9	0.26	2.3	0.8	0.50	5.90	8.40	10.90	29.90	18.70
050889	PO-L	1155.4	0.19	1.6	25.8	1.2	1.80	13.70	16.60	23.30	19.70	9.50
050890	ST-L	1192.1	0.26	1.1	20.7	0	0.20	1.00	1.20	2.70	39.30	29.40
050891	BA-R	914.4	2.1	2.1	12.6	0.3	0.40	0.50	0.30	2.20	14.60	34.30
050896	JO-R	996.7	2.5	2.4	6.6	0	0.00	0.10	0.70	15.00	47.00	19.90
050941	DM-L	1070.2	1.9	0.44	3.9	0	0.10	3.40	8.60	17.30	32.60	13.30
060112	LO-L	1254.5	0.48	0.16	19.4	1.2	1.13	3.57	11.91	15.53	33.31	18.51
060113	N1-L	1275.2	0.23	0.08	24.4	1.1	3.87	38.17	12.87	7.27	14.77	11.76
060114	LW-R	848.7	4.6	0.67	2.4	3.3	6.69	2.13	0.56	1.36	23.57	18.46
060115	AA-R	959.4	2.2	1.2	12.7	0.8	0.37	0.44	0.40	0.47	4.49	41.37
060116	EB-R	1078.1	2.7	0.9	4.3	0.7	0.40	0.58	1.22	6.10	37.00	23.99
060117	N2L	1338.7	0.3	0.11	35.6	0.2	2.32	8.46	11.37	3.12	25.32	27.72
normalverteilt:		ja	ja	ja	ja	nein	nein	nein	nein	ja	ja	ja
Korrelation:			ja (p=0.0004)	nein	ja (p=0.004)	nein	nein	ja (p=0.01)	ja (p=0.000)	nein	nein	nein
Richtung:			negativ		positiv			positiv	positiv			
Regression:r^2			0.73		0.59			0.280	0.520			

			Schluff >2µm	Ton <2µm	Sand	Schluff	Ton
Probennr. BfG	Probencode	Caeno-Wachs	%	%	%	%	%
050873	PA-R	1077.7	14.20	11.50	25.70	62.80	11.50
050889	PO-L	1155.4	7.50	7.90	55.40	36.70	7.90
050890	ST-L	1192.1	16.10	10.10	5.10	84.80	10.10
050891	BA-R	914.4	24.60	23.10	3.40	73.50	23.10
050896	JO-R	996.7	8.30	9.00	15.80	75.20	9.00
050941	DM-L	1070.2	10.20	14.50	29.40	56.10	14.50
060112	LO-L	1254.5	8.26	6.51	32.20	60.09	6.50
060113	N1-L	1275.2	4.27	5.94	62.20	30.80	5.90
060114	LW-R	848.7	8.99	34.99	10.70	51.01	35.00
060115	AA-R	959.4	28.24	23.37	1.70	74.10	23.40
060116	EB-R	1078.1	7.50	22.47	8.30	68.50	22.50
060117	N2L	1338.7	10.17	11.29	25.30	63.22	11.30
normalverteilt:		ja	nein	ja	ja	ja	ja
Korrelation:			nein	ja (p=0.002)	ja (p=0.04)	nein	ja (p=0.002)
Richtung:				negativ	positiv		negativ
Regression:r^2				0.62	0.35		0.62

			Arsen	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Lithium	Mangan	Nickel	Quecksilber	Zink
Probennr. BfG	Probencode	Caeno-Wachs	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
050873	PA-R	1077.7	14	38	0.4	21	33	4.1	839	11	0.29	162
050889	PO-L	1155.4		7		5	11	0.4	93	2	0.04	19
050890	ST-L	1192.1		19		8	11	0.6	111	4	0.09	45
050891	BA-R	914.4	8	24		35	36	6.9	611	23	0.23	179
050896	JO-R	996.7	10	18		33	32	7.5	569	29	0.13	171
050941	DM-L	1070.2	11	34		27	22	5.4	587	18	0.15	135
060112	LO-L	1254.5	4	22	0.3	6	15	0.8	393	3	0.07	61
060113	N1-L	1275.2	2	18		4	4	0.6	72		0.04	24
060114	LW-R	848.7	21	168	4	43	56	10	2150	36	0.83	701
060115	AA-R	959.4	10	53	0.4	53	58	15	547	35	0.58	205
060116	EB-R	1078.1	11	93	1	142	57	13	549	88	0.48	440
060117	N2L	1338.7	4	29		5	9	0.8	111	1	0.07	37
normalverteilt:		ja	ja	nein	nein	ja	ja	ja	nein	ja	ja	nein
Korrelation:			ja (p=0.007)	nein	nein	nein	ja (p=0.001)	ja (p=0.0044)	ja(p=0.000)	nein	ja (p=0.006)	ja
Richtung:			negativ				negativ	negativ	negativ		negativ	
Regression:r^2			0.62				0.66	0.57	0.56		0.55	0.51

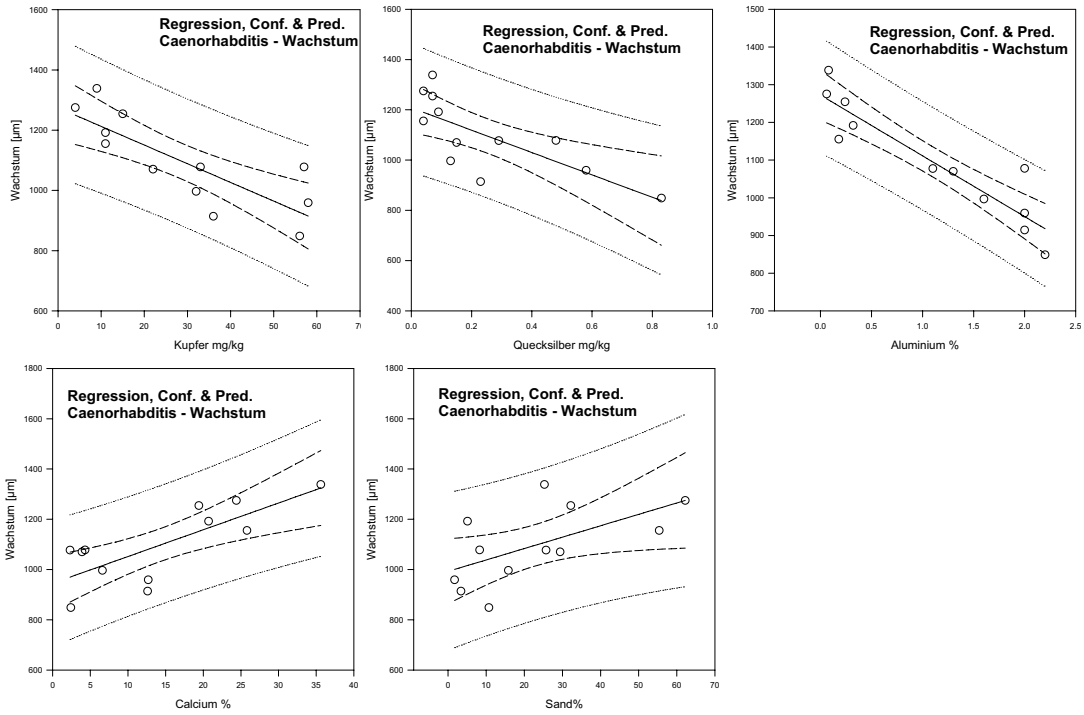


Abbildung 4: Ausgewählte bivariate Korrelationen des Längenwachstums von *Caenorhabditis elegans* mit verschiedenen Umweltvariablen.

Für das Längenwachstum von *Caenorhabditis elegans* wurden bivariate Korrelationen mit insgesamt 13 Umweltvariablen gefunden. Positive Korrelationen wurden für Calcium und die zwei Sandfraktionen >125 µm und >200 µm sowie den prozentualen Sandanteil ermittelt, negative dagegen für Aluminium, Eisen, die absolute und die prozentuale Tonfraktion, Arsen, Kupfer, Lithium, Mangan und Quecksilber (Tabelle 30). Die stärkeren Korrelationen sind in Abbildung 4 dargestellt.

4.3.5 Lumbriculus variegatus – Anzahl

Tabelle 31: Übersicht über die bivariaten Korrelationen zwischen der Anzahl von *Lumbriculus variegatus* und verschiedenen Sedimenteigenschaften.

			TS	Glühverlust	TOC	DOC	TC	TOC	Stickstoff	Phosphor	Schwefel	Aluminium
Probennr. BfG	Probencode	Lumbr-Anz (%)	%	%	mg/l	mg/l	g/kg	g/kg	mg/kg	g/kg	%	%
050873	PA-R	123.3	16.5	27.47	17	10	143	143	10750	1.63	1.6	1.1
050889	PO-L	117.5	55.7	4.29	31	19	113	42	1550	0.15	<0,06	0.18
050890	ST-L	155.0	28.8	9.08	34	14	136	85	3640	0.28	<0,07	0.32
050891	BA-R	120.6	31.2	10.8	23	14	84	43	3390	0.98	<0,09	2
050896	JO-R	99.5	56.9	4.5	30	23	40	34	1250	0.71	<0,07	1.6
050941	DM-L	128.0	22.1	14.83	31	15	77	69	6200	0.59	1.3	1.3
060112	LO-L	108.4	24.3	17.3	22	22	103	62	6820	2.66	0.154	0.24
060113	N1-L	69.2	37.9	6.72	30	19	82	59	2580	0.07	0.057	0.06
060114	LW-R	107.5	25.2	19.9	48	44	77	73	6540	2.18	0.285	2.2
060115	AA-R	112.6	37.1	12.6	20	11	69	34	2880	0.7	0.045	2
060116	EB-R	127.1	43.1	10.2	19	10	47	38	2910	1.04	0.167	2
060117	N2L	92.5	20.3	26.7	69	8.7	142	82	6370	0.18	0.107	0.08
normalverteilt:		ja	ja	ja	nein	ja	ja	ja	ja	ja	nein	ja
Korrelation:			nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
Richtung:												
Regression:r^2												

			Eisen	Magnesium	Calcium	>2000µm	Sand >630µm	Sand >200µm	Sand >125µm	Sand >63µm	Schluff >20µm	Schluff >6,3µm
Probennr. BfG	Probencode	Lumbr-Anz (%)	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
050873	PA-R	123.3	2.9	0.26	2.3	0.8	0.50	5.90	8.40	10.90	29.90	18.70
050889	PO-L	117.5	0.19	1.6	25.8	1.2	1.80	13.70	16.60	23.30	19.70	9.50
050890	ST-L	155.0	0.26	1.1	20.7	0	0.20	1.00	1.20	2.70	39.30	29.40
050891	BA-R	120.6	2.1	2.1	12.6	0.3	0.40	0.50	0.30	2.20	14.60	34.30
050896	JO-R	99.5	2.5	2.4	6.6	0	0.00	0.10	0.70	15.00	47.00	19.90
050941	DM-L	128.0	1.9	0.44	3.9	0	0.10	3.40	8.60	17.30	32.60	13.30
060112	LO-L	108.4	0.48	0.16	19.4	1.2	1.13	3.57	11.91	15.53	33.31	18.51
060113	N1-L	69.2	0.23	0.08	24.4	1.1	3.87	38.17	12.87	7.27	14.77	11.76
060114	LW-R	107.5	4.6	0.67	2.4	3.3	6.69	2.13	0.56	1.36	23.57	18.46
060115	AA-R	112.6	2.2	1.2	12.7	0.8	0.37	0.44	0.40	0.47	4.49	41.37
060116	EB-R	127.1	2.7	0.9	4.3	0.7	0.40	0.58	1.22	6.10	37.00	23.99
060117	N2L	92.5	0.3	0.11	35.6	0.2	2.32	8.46	11.37	3.12	25.32	27.72
normalverteilt:		ja	ja	ja	ja	nein	nein	nein	nein	ja	ja	ja
Korrelation:			nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
Richtung:												
Regression:r^2												

			Schluff >2µm	Ton <2µm	Sand	Schluff	Ton
Probennr. BfG	Probencode	Lumbr-Anz (%)	%	%	%	%	%
050873	PA-R	123.3	14.20	11.50	25.70	62.80	11.50
050889	PO-L	117.5	7.50	7.90	55.40	36.70	7.90
050890	ST-L	155.0	16.10	10.10	5.10	84.80	10.10
050891	BA-R	120.6	24.60	23.10	3.40	73.50	23.10
050896	JO-R	99.5	8.30	9.00	15.80	75.20	9.00
050941	DM-L	128.0	10.20	14.50	29.40	56.10	14.50
060112	LO-L	108.4	8.26	6.51	32.20	60.09	6.50
060113	N1-L	69.2	4.27	5.94	62.20	30.80	5.90
060114	LW-R	107.5	8.99	34.99	10.70	51.01	35.00
060115	AA-R	112.6	28.24	23.37	1.70	74.10	23.40
060116	EB-R	127.1	7.50	22.47	8.30	68.50	22.50
060117	N2L	92.5	10.17	11.29	25.30	63.22	11.30
normalverteilt:		ja	nein	ja	ja	ja	ja
Korrelation:			nein	nein	nein	ja (p=0.045)	nein
Richtung:						positiv	
Regression:r^2						0.344	

			Arsen	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Lithium	Mangan	Nickel	Quecksilber	Zink
Probennr. BfG	Probencode	Lumbr-Anz (%)	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
050873	PA-R	123.3	14	38	0.4	21	33	4.1	839	11	0.29	162
050889	PO-L	117.5		7		5	11	0.4	93	2	0.04	19
050890	ST-L	155.0		19		8	11	0.6	111	4	0.09	45
050891	BA-R	120.6	8	24		35	36	6.9	611	23	0.23	179
050896	JO-R	99.5	10	18		33	32	7.5	569	29	0.13	171
050941	DM-L	128.0	11	34		27	22	5.4	587	18	0.15	135
060112	LO-L	108.4	4	22	0.3	6	15	0.8	393	3	0.07	61
060113	N1-L	69.2	2	18		4	4	0.6	72		0.04	24
060114	LW-R	107.5	21	168	4	43	56	10	2150	36	0.83	701
060115	AA-R	112.6	10	53	0.4	53	58	15	547	35	0.58	205
060116	EB-R	127.1	11	93	1	142	57	13	549	88	0.48	440
060117	N2L	92.5	4	29		5	9	0.8	111	1	0.07	37
normalverteilt:		ja	ja	nein	nein	ja	ja	ja	nein	ja	ja	nein
Korrelation:			nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
Richtung:												
Regression:r^2												

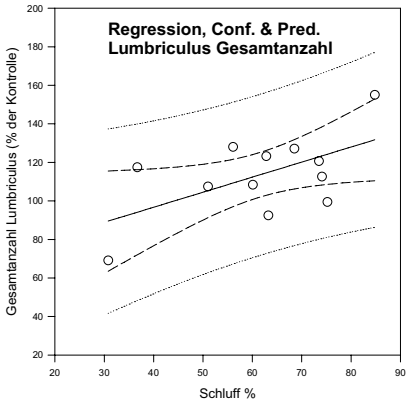


Abbildung 5: Bivariate Korrelationen der Anzahl von *Lumbriculus variegatus* mit verschiedenen Umweltvariablen.

Die Anzahl von *Lumbriculus variegatus* zeigte lediglich mit dem Schluffanteil eine schwache bivariate Korrelation.

4.3.6 Saccharomyces cerevisiae - Gärleistung

Tabelle 32: Übersicht über die bivariaten Korrelationen zwischen der Gärleistung von *Saccharomyces cerevisiae* und verschiedenen Sedimenteigenschaften.

			TS	Glühverlust	TOC	DOC	TC	TOC	Stickstoff	Phosphor	Schwefel	Aluminium
Probennr. BfG	Probencode	Saccharomyces	%	%	mg/l	mg/l	g/kg	g/kg	mg/kg	g/kg	%	%
050873	PA-R	7.333	16.5	27.47	17	10	143	143	10750	1.63	1.6	1.1
050889	PO-L	17.75	55.7	4.29	31	19	113	42	1550	0.15	<0,06	0.18
050890	ST-L	9.333	28.8	9.08	34	14	136	85	3640	0.28	<0,07	0.32
050891	BA-R	25.333	31.2	10.8	23	14	84	43	3390	0.98	<0,09	2
050896	JO-R	50	56.9	4.5	30	23	40	34	1250	0.71	<0,07	1.6
050941	DM-L	0.667	22.1	14.83	31	15	77	69	6200	0.59	1.3	1.3
060112	LO-L	63	24.3	17.3	22	22	103	62	6820	2.66	0.154	0.24
060113	N1-L	54.667	37.9	6.72	30	19	82	59	2580	0.07	0.057	0.06
060114	LW-R	34.25	25.2	19.9	48	44	77	73	6540	2.18	0.285	2.2
060115	AA-R	45.667	37.1	12.6	20	11	69	34	2880	0.7	0.045	2
060116	EB-R	1.667	43.1	10.2	19	10	47	38	2910	1.04	0.167	2
060117	N2L	32	20.3	26.7	69	8.7	142	82	6370	0.18	0.107	0.08
normalverteilt:		ja	ja	ja	nein	ja	ja	ja	ja	ja	nein	ja
Korrelation:			nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
Richtung:												
Regression:r^2												

			Eisen	Magnesium	Calcium	>2000µm	Sand >630µm	Sand >200µm	Sand >125µm	Sand >63µm	Schluff >20µm	Schluff >6,3µm
Probennr. BfG	Probencode	Saccharomyces	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
050873	PA-R	7.333	2.9	0.26	2.3	0.8	0.50	5.90	8.40	10.90	29.90	18.70
050889	PO-L	17.75	0.19	1.6	25.8	1.2	1.80	13.70	16.60	23.30	19.70	9.50
050890	ST-L	9.333	0.26	1.1	20.7	0	0.20	1.00	1.20	2.70	39.30	29.40
050891	BA-R	25.333	2.1	2.1	12.6	0.3	0.40	0.50	0.30	2.20	14.60	34.30
050896	JO-R	50	2.5	2.4	6.6	0	0.00	0.10	0.70	15.00	47.00	19.90
050941	DM-L	0.667	1.9	0.44	3.9	0	0.10	3.40	8.60	17.30	32.60	13.30
060112	LO-L	63	0.48	0.16	19.4	1.2	1.13	3.57	11.91	15.53	33.31	18.51
060113	N1-L	54.667	0.23	0.08	24.4	1.1	3.87	38.17	12.87	7.27	14.77	11.76
060114	LW-R	34.25	4.6	0.67	2.4	3.3	6.69	2.13	0.56	1.36	23.57	18.46
060115	AA-R	45.667	2.2	1.2	12.7	0.8	0.37	0.44	0.40	0.47	4.49	41.37
060116	EB-R	1.667	2.7	0.9	4.3	0.7	0.40	0.58	1.22	6.10	37.00	23.99
060117	N2L	32	0.3	0.11	35.6	0.2	2.32	8.46	11.37	3.12	25.32	27.72
normalverteilt:		ja	ja	ja	ja	nein	nein	nein	nein	ja	ja	ja
Korrelation:			nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
Richtung:												
Regression:r^2												

			Schluff >2µm	Ton <2µm	Sand	Schluff	Ton
Probennr. BfG	Probencode	Saccharomyces	%	%	%	%	%
050873	PA-R	7.333	14.20	11.50	25.70	62.80	11.50
050889	PO-L	17.75	7.50	7.90	55.40	36.70	7.90
050890	ST-L	9.333	16.10	10.10	5.10	84.80	10.10
050891	BA-R	25.333	24.60	23.10	3.40	73.50	23.10
050896	JO-R	50	8.30	9.00	15.80	75.20	9.00
050941	DM-L	0.667	10.20	14.50	29.40	56.10	14.50
060112	LO-L	63	8.26	6.51	32.20	60.09	6.50
060113	N1-L	54.667	4.27	5.94	62.20	30.80	5.90
060114	LW-R	34.25	8.99	34.99	10.70	51.01	35.00
060115	AA-R	45.667	28.24	23.37	1.70	74.10	23.40
060116	EB-R	1.667	7.50	22.47	8.30	68.50	22.50
060117	N2L	32	10.17	11.29	25.30	63.22	11.30
normalverteilt:		ja	nein	ja	ja	ja	ja
Korrelation:			nein	nein	nein	nein	nein
Richtung:							
Regression:r^2							

			Arsen	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Lithium	Mangan	Nickel	Quecksilber	Zink
Probennr. BfG	Probencode	Saccharomyces	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
050873	PA-R	7.333	14	38	0.4	21	33	4.1	839	11	0.29	162
050889	PO-L	17.75		7		5	11	0.4	93	2	0.04	19
050890	ST-L	9.333		19		8	11	0.6	111	4	0.09	45
050891	BA-R	25.333	8	24		35	36	6.9	611	23	0.23	179
050896	JO-R	50	10	18		33	32	7.5	569	29	0.13	171
050941	DM-L	0.667	11	34		27	22	5.4	587	18	0.15	135
060112	LO-L	63	4	22	0.3	6	15	0.8	393	3	0.07	61
060113	N1-L	54.667	2	18		4	4	0.6	72		0.04	24
060114	LW-R	34.25	21	168	4	43	56	10	2150	36	0.83	701
060115	AA-R	45.667	10	53	0.4	53	58	15	547	35	0.58	205
060116	EB-R	1.667	11	93	1	142	57	13	549	88	0.48	440
060117	N2L	32	4	29		5	9	0.8	111	1	0.07	37
normalverteilt:		ja	ja	nein	nein	ja	ja	ja	nein	ja	ja	nein
Korrelation:			nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
Richtung:												
Regression:r^2												

Für *Saccharomyces cerevisiae* wurden keine signifikanten Korrelationen mit den untersuchten Sedimenteingenschaften gefunden (Tabelle 32).

4.3.7 Arthrobacter globiformis (TUHH) – Steigung Resorufin

Tabelle 33: Übersicht über die bivariaten Korrelationen zwischen der Steigung der Resorufinbildung von *Arthrobacter globiformis* (TUHH) und verschiedenen Sedimenteigenschaften.

		TUHH Arthro	TUHH Arthro	TS	Glühverlust	TOC	DOC	TC	TOC	Stickstoff	Phosphor	Schwefel	Aluminium
Probennr. BfG	Probencode	Resorufin (%)	log Reso%	%	%	mg/l	mg/l	g/kg	g/kg	mg/kg	g/kg	%	%
050873	PA-R	29.8	1.47	16.5	27.47	17	10	143	143	10750	1.63	1.6	1.1
050889	PO-L	79.5	1.90	55.7	4.29	31	19	113	42	1550	0.15	<0,06	0.18
050890	ST-L	87.6	1.94	28.8	9.08	34	14	136	85	3640	0.28	<0,07	0.32
050891	BA-R	19.3	1.29	31.2	10.8	23	14	84	43	3390	0.98	<0,09	2
050896	JO-R	28.9	1.46	56.9	4.5	30	23	40	34	1250	0.71	<0,07	1.6
050941	DM-L	33.2	1.52	22.1	14.83	31	15	77	69	6200	0.59	1.3	1.3
060112	LO-L	96.4	1.98	24.3	17.3	22	22	103	62	6820	2.66	0.154	0.24
060113	N1-L	98.6	1.99	37.9	6.72	30	19	82	59	2580	0.07	0.057	0.06
060114	LW-R	50.2	1.70	25.2	19.9	48	44	77	73	6540	2.18	0.285	2.2
060115	AA-R	14.2	1.15	37.1	12.6	20	11	69	34	2880	0.7	0.045	2
060116	EB-R	33.2	1.52	43.1	10.2	19	10	47	38	2910	1.04	0.167	2
060117	N2L	101.7	2.01	20.3	26.7	69	8.7	142	82	6370	0.18	0.107	0.08
normalverteilt:		nein	ja	ja	ja	nein	ja	ja	ja	ja	ja	nein	ja
Korrelation:				nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	ja
Richtung:													negativ
Regression:r^2													0.721

		TUHH Arthro	TUHH Arthro	Eisen	Magnesium	Calcium	>2000µm	Sand >630µm	Sand >200µm	Sand >125µm	Sand >63µm	Schluff >20µm	Schluff >6,3µm
Probennr. BfG	Probencode	Resorufin (%)	log Reso%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
050873	PA-R	29.8	1.47	2.9	0.26	2.3	0.8	0.50	5.90	8.40	10.90	29.90	18.70
050889	PO-L	79.5	1.90	0.19	1.6	25.8	1.2	1.80	13.70	16.60	23.30	19.70	9.50
050890	ST-L	87.6	1.94	0.26	1.1	20.7	0	0.20	1.00	1.20	2.70	39.30	29.40
050891	BA-R	19.3	1.29	2.1	2.1	12.6	0.3	0.40	0.50	0.30	2.20	14.60	34.30
050896	JO-R	28.9	1.46	2.5	2.4	6.6	0	0.00	0.10	0.70	15.00	47.00	19.90
050941	DM-L	33.2	1.52	1.9	0.44	3.9	0	0.10	3.40	8.60	17.30	32.60	13.30
060112	LO-L	96.4	1.98	0.48	0.16	19.4	1.2	1.13	3.57	11.91	15.53	33.31	18.51
060113	N1-L	98.6	1.99	0.23	0.08	24.4	1.1	3.87	38.17	12.87	7.27	14.77	11.76
060114	LW-R	50.2	1.70	4.6	0.67	2.4	3.3	6.69	2.13	0.56	1.36	23.57	18.46
060115	AA-R	14.2	1.15	2.2	1.2	12.7	0.8	0.37	0.44	0.40	0.47	4.49	41.37
060116	EB-R	33.2	1.52	2.7	0.9	4.3	0.7	0.40	0.58	1.22	6.10	37.00	23.99
060117	N2L	101.7	2.01	0.3	0.11	35.6	0.2	2.32	8.46	11.37	3.12	25.32	27.72
normalverteilt:		nein	ja	ja	ja	ja	nein	nein	nein	nein	ja	ja	ja
Korrelation:				ja	nein	ja	nein	nein	nein	ja	nein	nein	nein
Richtung:				negativ		positiv				positiv			
Regression:r^2				0.41		0.465				0.420			

		TUHH Arthro	TUHH Arthro	Schluff >2µm	Ton <2µm	Sand	Schluff	Ton
Probennr. BfG	Probencode	Resorufin (%)	log Reso%	%	%	%	%	%
050873	PA-R	29.8	1.47	14.20	11.50	25.70	62.80	11.50
050889	PO-L	79.5	1.90	7.50	7.90	55.40	36.70	7.90
050890	ST-L	87.6	1.94	16.10	10.10	5.10	84.80	10.10
050891	BA-R	19.3	1.29	24.60	23.10	3.40	73.50	23.10
050896	JO-R	28.9	1.46	8.30	9.00	15.80	75.20	9.00
050941	DM-L	33.2	1.52	10.20	14.50	29.40	56.10	14.50
060112	LO-L	96.4	1.98	8.26	6.51	32.20	60.09	6.50
060113	N1-L	98.6	1.99	4.27	5.94	62.20	30.80	5.90
060114	LW-R	50.2	1.70	8.99	34.99	10.70	51.01	35.00
060115	AA-R	14.2	1.15	28.24	23.37	1.70	74.10	23.40
060116	EB-R	33.2	1.52	7.50	22.47	8.30	68.50	22.50
060117	N2L	101.7	2.01	10.17	11.29	25.30	63.22	11.30
normalverteilt:		nein	ja	nein	ja	ja	ja	ja
Korrelation:				nein	nein	ja	nein	nein
Richtung:						positiv		
Regression:r^2						0.364		

		TUHH Arthro	TUHH Arthro	Arsen	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Lithium	Mangan	Nickel	Quecksilber	Zink
Probennr. BfG	Probencode	Resorufin (%)	log Reso%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
050873	PA-R	29.8	1.47	14	38	0.4	21	33	4.1	839	11	0.29	162
050889	PO-L	79.5	1.90		7		5	11	0.4	93	2	0.04	19
050890	ST-L	87.6	1.94		19		8	11	0.6	111	4	0.09	45
050891	BA-R	19.3	1.29	8	24		35	36	6.9	611	23	0.23	179
050896	JO-R	28.9	1.46	10	18		33	32	7.5	569	29	0.13	171
050941	DM-L	33.2	1.52	11	34		27	22	5.4	587	18	0.15	135
060112	LO-L	96.4	1.98	4	22	0.3	6	15	0.8	393	3	0.07	61
060113	N1-L	98.6	1.99	2	18		4	4	0.6	72		0.04	24
060114	LW-R	50.2	1.70	21	168	4	43	56	10	2150	36	0.83	701
060115	AA-R	14.2	1.15	10	53	0.4	53	58	15	547	35	0.58	205
060116	EB-R	33.2	1.52	11	93	1	142	57	13	549	88	0.48	440
060117	N2L	101.7	2.01	4	29		5	9	0.8	111	1	0.07	37
normalverteilt:		nein	ja	ja	nein	nein	ja	ja	ja	nein	ja	ja	nein
Korrelation:				nein	nein	nein	nein	ja	ja	ja	nein	nein	ja
Richtung:								negativ	negativ	negativ			negativ
Regression:r^2								0.578	0.653	0.11			0.124

Für die Steigung der Resorufinbildung von *Arthrobacter globiformis* (TUHH) wurden bivariate Korrelationen mit 9 Umweltvariablen gefunden. Eine positive Korrelation wurde für die Sandfraktion >125 µm sowie den prozentualen Sandanteil und Calcium ermittelt, eine negative dagegen für Kupfer, Lithium, Mangan, Zink, Aluminium und Eisen (Tabelle 33). Die stärkeren Korrelationen sind in Abbildung 6 dargestellt.

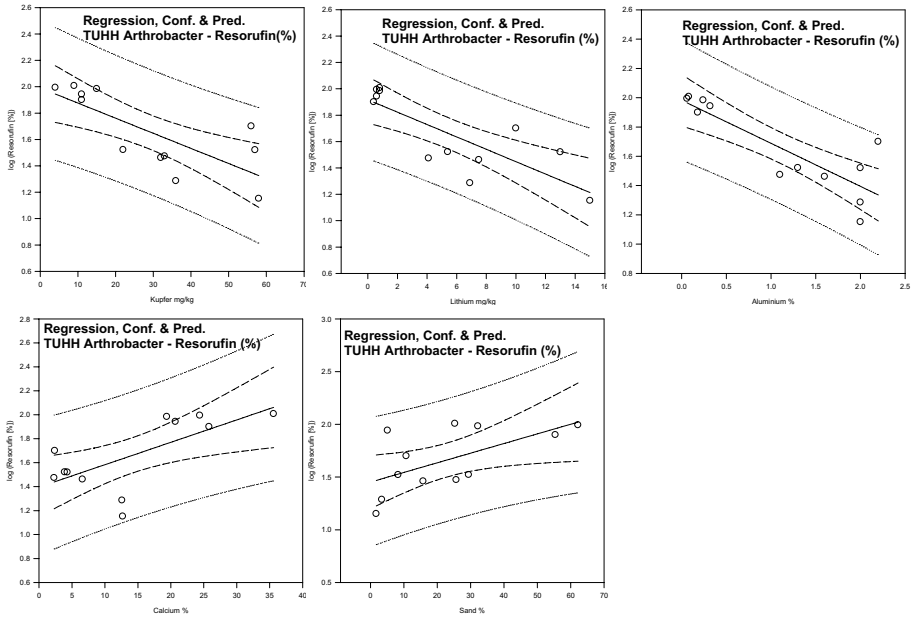


Abbildung 6: Ausgewählte bivariate Korrelationen der Resorufinbildung von *Arthrobacter globiformis* (TUHH) mit verschiedenen Umweltvariablen.

4.3.8 Danio rerio –Mortalität nach 48h

Tabelle 34: Übersicht über die bivariaten Korrelationen zwischen der Mortalität von *Danio rerio* und verschiedenen Sedimenteigenschaften.

		Danio	Danio	TS	Glühverlust	TOC	DOC	TC	TOC	Stickstoff	Phosphor	Schwefel	Aluminium
Probennr. BfG	Probencode	Mort % (48h)	log (Mort+1)	%	%	mg/l	mg/l	g/kg	g/kg	mg/kg	g/kg	%	%
050873	PA-R	95.5	1.98	16.5	27.47	17	10	143	143	10750	1.63	1.6	1.1
050889	PO-L	5.0	0.78	55.7	4.29	31	19	113	42	1550	0.15	<0,06	0.18
050890	ST-L	7.1	0.91	28.8	9.08	34	14	136	85	3640	0.28	<0,07	0.32
050891	BA-R	10.0	1.04	31.2	10.8	23	14	84	43	3390	0.98	<0,09	2
050896	JO-R	3.3	0.64	56.9	4.5	30	23	40	34	1250	0.71	<0,07	1.6
050941	DM-L	19.1	1.30	22.1	14.83	31	15	77	69	6200	0.59	1.3	1.3
060112	LO-L	6.7	0.88	24.3	17.3	22	22	103	62	6820	2.66	0.154	0.24
060113	N1-L	3.3	0.64	37.9	6.72	30	19	82	59	2580	0.07	0.057	0.06
060114	LW-R	16.7	1.25	25.2	19.9	48	44	77	73	6540	2.18	0.285	2.2
060115	AA-R	0.0	0.00	37.1	12.6	20	11	69	34	2880	0.7	0.045	2
060116	EB-R	3.3	0.64	43.1	10.2	19	10	47	38	2910	1.04	0.167	2
060117	N2L	5.0	0.78	20.3	26.7	69	8.7	142	82	6370	0.18	0.107	0.08
normalverteilt:			ja	ja	ja	nein	ja	ja	ja	ja	ja	nein	ja
Korrelation:				ja	nein	nein	nein	nein	ja	ja	nein	ja	nein
Richtung:				negativ					positiv	positiv		positiv	
Regression:r^2				0.332					0.651	0.598		0.695	

		Danio	Danio	Eisen	Magnesium	Calcium	>2000µm	Sand >630µm	Sand >200µm	Sand >125µm	Sand >63µm	Schluff >20µm	Schluff >6,3µm
Probennr. BfG	Probencode	Mort % (48h)	log (Mort+1)	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
050873	PA-R	95.5	1.98	2.9	0.26	2.3	0.8	0.50	5.90	8.40	10.90	29.90	18.70
050889	PO-L	5.0	0.78	0.19	1.6	25.8	1.2	1.80	13.70	16.60	23.30	19.70	9.50
050890	ST-L	7.1	0.91	0.26	1.1	20.7	0	0.20	1.00	1.20	2.70	39.30	29.40
050891	BA-R	10.0	1.04	2.1	2.1	12.6	0.3	0.40	0.50	0.30	2.20	14.60	34.30
050896	JO-R	3.3	0.64	2.5	2.4	6.6	0	0.00	0.10	0.70	15.00	47.00	19.90
050941	DM-L	19.1	1.30	1.9	0.44	3.9	0	0.10	3.40	8.60	17.30	32.60	13.30
060112	LO-L	6.7	0.88	0.48	0.16	19.4	1.2	1.13	3.57	11.91	15.53	33.31	18.51
060113	N1-L	3.3	0.64	0.23	0.08	24.4	1.1	3.87	38.17	12.87	7.27	14.77	11.76
060114	LW-R	16.7	1.25	4.6	0.67	2.4	3.3	6.69	2.13	0.56	1.36	23.57	18.46
060115	AA-R	0.0	0.00	2.2	1.2	12.7	0.8	0.37	0.44	0.40	0.47	4.49	41.37
060116	EB-R	3.3	0.64	2.7	0.9	4.3	0.7	0.40	0.58	1.22	6.10	37.00	23.99
060117	N2L	5.0	0.78	0.3	0.11	35.6	0.2	2.32	8.46	11.37	3.12	25.32	27.72
normalverteilt:			ja	ja	ja	ja	nein	nein	nein	nein	ja	ja	ja
Korrelation:				nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
Richtung:													
Regression:r^2													

		Danio	Danio	Schluff >2µm	Ton <2µm	Sand	Schluff
Probennr. BfG	Probencode	Mort % (48h)	log (Mort+1)	%	%	%	%
050873	PA-R	95.5	1.98	14.20	11.50	25.70	62.80
050889	PO-L	5.0	0.78	7.50	7.90	55.40	36.70
050890	ST-L	7.1	0.91	16.10	10.10	5.10	84.80
050891	BA-R	10.0	1.04	24.60	23.10	3.40	73.50
050896	JO-R	3.3	0.64	8.30	9.00	15.80	75.20
050941	DM-L	19.1	1.30	10.20	14.50	29.40	56.10
060112	LO-L	6.7	0.88	8.26	6.51	32.20	60.09
060113	N1-L	3.3	0.64	4.27	5.94	62.20	30.80
060114	LW-R	16.7	1.25	8.99	34.99	10.70	51.01
060115	AA-R	0.0	0.00	28.24	23.37	1.70	74.10
060116	EB-R	3.3	0.64	7.50	22.47	8.30	68.50
060117	N2L	5.0	0.78	10.17	11.29	25.30	63.22
normalverteilt:			ja	nein	ja	ja	ja
Korrelation:				nein	nein	nein	nein
Richtung:							
Regression:r^2							

		Danio	Danio	Arsen	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Lithium	Mangan	Nickel	Quecksilber	Zink
Probennr. BfG	Probencode	Mort% (48h)	log (Mort+1)	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
050873	PA-R	95.5	1.98	14	38	0.4	21	33	4.1	839	11	0.29	162
050889	PO-L	5.0	0.78		7		5	11	0.4	93	2	0.04	19
050890	ST-L	7.1	0.91		19		8	11	0.6	111	4	0.09	45
050891	BA-R	10.0	1.04	8	24		35	36	6.9	611	23	0.23	179
050896	JO-R	3.3	0.64	10	18		33	32	7.5	569	29	0.13	171
050941	DM-L	19.1	1.30	11	34		27	22	5.4	587	18	0.15	135
060112	LO-L	6.7	0.88	4	22	0.3	6	15	0.8	393	3	0.07	61
060113	N1-L	3.3	0.64	2	18		4	4	0.6	72		0.04	24
060114	LW-R	16.7	1.25	21	168	4	43	56	10	2150	36	0.83	701
060115	AA-R	0.0	0.00	10	53	0.4	53	58	15	547	35	0.58	205
060116	EB-R	3.3	0.64	11	93	1	142	57	13	549	88	0.48	440
060117	N2L	5.0	0.78	4	29		5	9	0.8	111	1	0.07	37
normalverteilt:		nein	ja	ja	nein	nein	ja	ja	ja	nein	ja	ja	nein
Korrelation:				nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
Richtung:													
Regression:r^2													

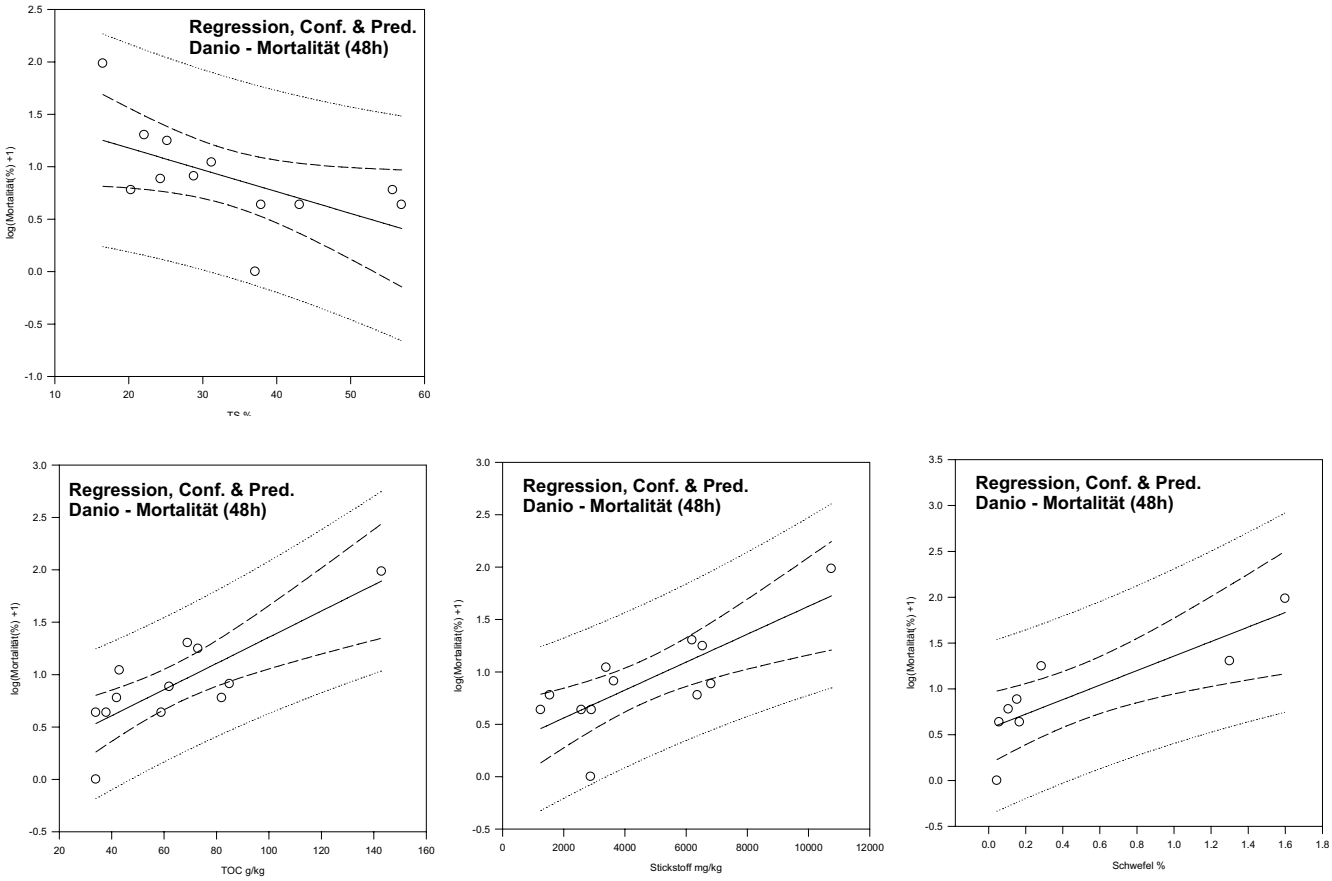


Abbildung 7: Bivariate Korrelationen der Mortalität von *Danio rerio* mit verschiedenen Umweltvariablen.

Für die Mortalität von *Danio rerio* wurden positive Korrelationen mit dem TOC, dem Stickstoffgehalt im Sediment und den Schwefelgehalt ermittelt. Eine negative Korrelation wurde dagegen für die Trockensubstanz berechnet (Tabelle 34, Abbildung 7).

4.3.9 Zusammenfassung der bivariaten Korrelationen für alle Testverfahren

Tabelle 35: Übersicht über die bivariaten Korrelationen von Sedimenteigenschaften und Belastungen mit den Biotestergebnissen. Negative Korrelationen sind rot, positive Korrelationen grün markiert.

Test	Sand >630µm	Sand >200µm	Sand >125µm	Ton <2µm	Sand %	Schluff %	Ton %	Calcium	Aluminium	Eisen	Magnesium	Lithium	Kupfer	Mangan	Arsen	Quecksilber	Zink	TS	TOC	TC	Stickstoff	Schwefel
Myriophyllum	-	-						-	+		+	+	+						-	-		
Caenorhabditis - Repro		+	+					+	-		-			-			-					
Caenorhabditis - Wachstum		+	+	-	+		-	+	-	-		-	-	-	-	-						
Arthrobacter (F&M)	+										-											
Arthrobacter (TUHH)			+		+			+	-	-		-	-	-			-					
Lumbriculus						+																
Saccharomyces																						
Danio																		-	+		+	+

In der Tabelle 35 sind die bivariaten Korrelationen von Ergebnissen aus den Sedimentkontakttests mit den Sedimenteigenschaften und den Schwermetallbelastungen zusammengestellt. Es zeigte sich, dass die Korngrößenverteilung einen starken Einfluss auf einige Biotestergebnisse hat. Ein hoher Sandanteil führte zu Förderungen in den Testsystemen mit *Caenorhabditis elegans* und *Arthrobacter globiformis*, ein hoher Tonanteil verminderte das Wachstum der Nematoden. Die Anzahl von *Lumbriculus variegatus* wurde dagegen positiv vom Schluffanteil beeinflusst. Die Wachstumsrate von *Myriophyllum aquaticum* zeigte eine negative Korrelation mit hohen Sandanteilen. Die Testsysteme mit *Saccharomyces cerevisiae* und *Danio rerio* zeigten keine Korrelationen mit den Parametern, die die Korngrößenverteilung beschreiben.
Aluminium, Eisen, Magnesium, Lithium, Kupfer und Mangan zeigten ein ähnliches Muster der bivariaten Korrelationen in den Testsystemen mit *Myriophyllum, Caenorhabditis* und *Arthrobacter*, Calcium aber entgegengesetzte Korrelationen. Während die Nematoden und die Bakterien gleichgerichtet auf diese Metalle reagierten, verhielt sich das Pflanzenwachstum entgegengesetzt (Tabelle 20). Die übrigen drei Testsysteme zeigten keine Korrelation mit diesen Parametern.
Die Nematoden zeigten darüber hinaus weitere bivariate negative Korrelationen mit Arsen, Mangan, Quecksilber und Zink, *Arthrobacter* ebenfalls mit Mangan und Zink.
Myriophyllum zeigte eine negative Korrelation mit dem TOC- und dem TC-Gehalt. Die Mortalität von *Danio rerio* war positiv korreliert mit dem TOC-, dem Schwefel- und dem Stickstoffgehalt, negativ dagegen mit der Trockensubstanz.

Generell ist bei der Untersuchung bivariater Korrelationen aus komplexen Datensätzen zu beachten, dass hier die einzelnen Parameter unabhängig von den anderen Variablen betrachtet werden. Diese Unabhängigkeit ist aber oft nicht gegeben, da die Variablen miteinander korreliert sind. Daher muss nicht zwangsläufig der ermittelte Parameter kausal für die Korrelation verantwortlich sein, es kann auch ein mit diesem korrelierter Parameter sein. Die bivariaten Korrelationen geben erste Anhaltspunkte für mögliche Korrelationen, allerdings sollten für die Analyse komplexer Datensätze auch multivariate Korrelationsfaktoren berücksichtigt werden. Diese werden in Kap. 6.2.1.4 vorgestellt.

5. Statistische Auswertung der Testergebnisse von belasteten, natürlichen Sedimenten

5.1 Paarweise Untersuchung von signifikanten Unterschieden

Für jedes Testverfahren wurde ermittelt, ob signifikante Unterschiede zwischen den jeweiligen Testendpunkten in belasteten Sedimenten und den mitgeführten Kontrollsedimenten bestanden.
Zunächst wurden für die untersuchten Sedimentproben für jedes Testsystem die gängigen statistischen Kenngrößen wie Mittelwert, Medianwert, Minimum, Maximum, Standardabweichung, Variationskoeffizient, Standardfehler des Mittelwertes sowie die Grenzen des 95%-Vertrauensbereiches ermittelt. Die Berechnung dieser statistischen Kenngrößen erfolgte mit ToxRat Professional Vers. 2.09.
Der Einfluss der natürlichen, belasteten Sedimente auf die Endpunkte der vorliegenden Testverfahren wurde in einem paarweisen Vergleich statistisch untersucht. Hierzu wurde eine einfache Varianzanalyse (one-way ANOVA) mit einem nachgeschalteten paarweisen Test, dem sogenannten Holm-Sidak-Test. Wenn die Voraussetzungen (Normalverteilung und Varianzhomogenität) nicht erfüllt waren, wurde anstelle des Holm-Sidak-Test ein Test auf Ränge, der sogenannte Dunn´s-Test durchgeführt. Es wurde eine Irrtumswahrscheilichkeit von 5% ($\alpha = 0{,}05$) gewählt. Alle Berechnungen für die paarweisen Vergleiche erfolgten mit SigmaStat for Windows Vers. 3.00, SPSS Inc.

Zu beachten ist hier, dass für alle Testverfahren abgesehen von Arthrobacter (TUHH) die belasteten Sedimente in zwei Chargen von 4 und 7 belasteten Sedimenten getestet wurden. Bei der TUHH wurden jede Charge zusätzlich auf mehrere Tests aufgeteilt, so dass hier Umrechnungen mit Bezug auf die jeweils mitgelaufene Kontrolle Quarzsand vorgenommen werden mussten, um die Ergebnisse direkt miteinander vergleichen zu können.

Nachfolgend sind die Abweichungen zu den Kontrollen tabellarisch für jedes Testsystem dargestellt. Ein „+“ bedeutet eine signifikante Abweichung von der Kontrolle, ein „-“ bedeutet keinen signifikanten Unterschied zur betrachteten Kontrolle. Bei Förderungen im Vergleich zur Kontrolle sind die Zellen grün hinterlegt, bei Hemmungen im Vergleich zur Kontrolle dagegen rot markiert. Bei dem Test mit *Danio rerio* wird als Testendpunkt die Mortalität betrachtet und keine Aktivität oder Umsätze. Um die Effekte in Danio-Testsystem direkt mit den anderen Testsystemen vergleichen zu können, wurde daher eine Erhöhung der Mortalität als negativ eingestuft, d.h. rot markiert, und eine Verringerung der Mortalität positiv eingestuft, d.h. grün markiert.

5.1.1 Myriophyllum-Tests mit belasteten Sedimenten

Die Wachstumsrate von *Myriophyllum* war in fast allen Sedimenten gegenüber der Kontrolle OECD 207 und in allen Sedimenten gegenüber Altrip reduziert (Tabelle 36, Tabelle 37). Die Unterschiede gegenüber Altrip waren bis auf Palzem (PZ-R) signifikant (Tabelle 38).

Tabelle 36: Statistische Kenngrößen der mittleren Wachstumsrate von *Myriophyllum aquaticum* in natürlichen, „belasteten" Sedimenten aus Test 1 und Test 2

A. Test 1

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
OECD 207	0.106	0.099	0.099	0.116	3	0.0089	8.5	0.0052	4.9	0.083	0.129
OECD 218	0.113	0.104	0.104	0.129	3	0.0137	12.1	0.0079	7.0	0.078	0.149
AA-R	0.121	0.107	0.107	0.131	3	0.0123	10.2	0.0071	5.9	0.089	0.152
LO-L	0.101	0.096	0.096	0.105	3	0.0045	4.5	0.0026	2.6	0.089	0.112
TS-L	0.102	0.095	0.095	0.112	3	0.0090	8.9	0.0052	5.1	0.078	0.125
CA-R	0.086	0.083	0.083	0.088	3	0.0024	2.8	0.0014	1.6	0.080	0.092
DÖ-R	0.070	0.069	0.069	0.072	3	0.0017	2.4	0.0010	1.4	0.066	0.075
AE-R	0.106	0.103	0.103	0.111	3	0.0048	4.5	0.0028	2.6	0.093	0.118

B. Test 2

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
OECD 218	0.090	0.085	0.085	0.094	3	0.0045	4.9	0.0026	2.9	0.078	0.101
AA-R	0.124	0.122	0.122	0.125	3	0.0018	1.4	0.0010	0.8	0.119	0.128
SH-R	0.100	0.097	0.097	0.102	3	0.0027	2.7	0.0016	1.6	0.093	0.107
HU-R	0.112	0.106	0.106	0.117	3	0.0057	5.1	0.0033	3.0	0.097	0.127
PZ-R	0.120	0.119	0.119	0.121	3	0.0013	1.1	0.0007	0.6	0.117	0.123
HH-R	0.100	0.099	0.099	0.101	3	0.0012	1.2	0.0007	0.7	0.097	0.103
TK-R	0.088	0.081	0.081	0.094	3	0.0066	7.5	0.0038	4.3	0.071	0.105
FK-R	0.094	0.088	0.088	0.097	3	0.0051	5.5	0.0030	3.2	0.081	0.107
KO-R	0.106	0.098	0.098	0.112	3	0.0071	6.7	0.0041	3.9	0.088	0.125

Tabelle 37: Hemmwerte für die mittleren Wachstumsrate von *Myriophyllum aquaticum* in natürlichen, „belasteten" Sedimenten aus Test 1 und Test 2 gegenüber den Kontrollen OECD207, Altrip und Lohmen

		Hemmwerte gegenüber		
	Wachstumsrate	OECD207	Altrip	Lohmen
TS-L	0.102	3.9	15.7	-1.1
CA-R	0.086	18.7	28.6	14.4
DÖ-R	0.070	33.4	41.6	30.0
AE-R	0.106	0.1	12.3	-5.1
SH-R	0.098	7.6	18.9	2.8
HU-R	0.109	-3.4	9.3	-8.7
PZ-R	0.117	-10.7	2.8	-16.5
HH-R	0.097	7.9	19.2	3.1
TK-R	0.086	19.0	29.0	14.8
FK-R	0.091	13.6	24.2	9.1
KO-R	0.104	1.9	13.9	-3.2

Tabelle 38: Zusammenstellung des paarweisen Vergleiches mittels ANOVA und nachgeschaltetem Holm-Sidak-Test der Wachstumsrate von *Myriophyllum aquaticum* in belasteten Sedimenten mit den Kontrollsedimenten OECD207, OECD218 sowie Altrip und Lohmen (+: signifikanter Unterschied zur entsprechenden Kontrolle (α=0,05; zweis.); -: kein singnifikanter Unterschied; rot: signifikante Hemmung; grün: signifikante Förderung)

A. Test 1

		OECD 207	OECD 218	AA-R	LO-L
Sediment	Wachstumsrate	0.106	0.113	0.121	0.101
OECD 218	0.113	-			
AA-R	0.121	+	-		
LO-L	0.101	-	-	-	
TS-L	0.102	-	-	+	-
CA-R	0.086	+	+	+	+
DÖ-R	0.070	+	+	+	+
AE-R	0.106	-	-	+	-

B. Test 2

		OECD 218	AA-R
Sediment	Wachstumsrate	0.090	0.124
AA-R	0.124	+	
SH-R	0.100	+	+
HU-R	0.112	+	+
PZ-R	0.120	+	-
HH-R	0.100	+	+
TK-R	0.088	-	+
FK-R	0.094	-	+
KO-R	0.106	+	+

5.1.2 Arthrobacter-Tests (F&M) mit belasteten Sedimenten

In den belasteten, natürlichen Sedimenten war die Resorufinbildung von *Arthrobacter globiformis* sehr unterschiedlich. Die Hemmwerte in Bezug zur testinternen Kontrolle W4 reichten von -58% bis 62%. Gegenüber Lohmen und v.a. Altrip war die Hemmung deutlich geringer als gegenüber W4 (Tabelle 40). Gegenüber W4 war die Resorufinbildung im Sediment „Alte Elbe (AE-R)“ und in allen Sedimenten der zweiten Charge signifikant verringert (Tabelle 41).

Tabelle 39: Statistische Kenngrößen der Steigung der Resorufinbildung von *Arthrobacter globiformis*(F+M) in natürlichen, „belasteten“ Sedimenten aus Test 1 und Test 2

A. Test 1

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
W4	158.617	160.283	142.000	167.667	8	7.7151	4.9	2.7277	1.7	152.158	165.075
AA-R	91.996	91.517	87.700	96.567	8	2.8535	3.1	1.0089	1.1	89.607	94.385
LO-L	143.650	144.100	137.633	148.267	8	3.5777	2.5	1.2649	0.9	140.655	146.645
OECD 218	119.088	117.683	114.567	127.900	8	4.8884	4.1	1.7283	1.5	114.995	123.180
TS-L	171.542	168.283	164.300	185.300	4	9.5062	5.5	4.7531	2.8	156.237	186.847
CA-R	98.967	100.267	90.700	104.633	4	6.4707	6.5	3.2353	3.3	88.549	109.385
DÖ-R	250.925	224.417	172.100	382.767	4	91.9406	36.6	45.9703	18.3	102.899	398.951
AE-R	92.717	91.333	88.867	99.333	4	4.6658	5.0	2.3329	2.5	85.205	100.229

B. Test 2

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
W4	143.089	143.133	130.133	157.300	6	8.6812	6.1	3.5441	2.5	133.953	152.225
AA-R	76.400	73.650	60.167	95.700	18	8.0425	10.5	1.8956	2.5	72.399	80.401
LO-L	120.986	119.933	113.367	131.667	12	5.8400	4.8	1.6859	1.4	117.273	124.699
St.2.2	127.000	128.050	118.167	131.233	6	4.6149	3.6	1.8840	1.5	122.143	131.857
OECD	99.256	74.967	74.967	113.967	3	21.1908	21.3	12.2345	12.3	44.465	154.047
HH-R	103.256	105.067	87.467	111.633	6	9.0929	8.8	3.7122	3.6	93.686	112.825
PZ-R	74.439	75.033	64.433	85.233	6	8.1707	11.0	3.3357	4.5	65.840	83.038
HU-R	53.822	54.383	44.300	62.200	6	6.9059	12.8	2.8193	5.2	46.554	61.090
KO-R	74.778	75.417	68.333	84.267	6	5.7598	7.7	2.3514	3.1	68.716	80.840
TK-R	98.106	98.833	94.267	99.400	6	1.9291	2.0	0.7876	0.8	96.075	100.136
FK-R	105.220	107.500	86.767	112.900	5	10.5439	10.0	4.7154	4.5	92.060	118.380
SH-R	76.140	74.600	64.333	82.700	5	7.2362	9.5	3.2361	4.3	67.109	85.171

Tabelle 40: Hemmwerte für die mittleren Steigung der Resorufinbildung von *Arthrobacter globiformis* (F+M) in natürlichen, „belasteten“ Sedimenten aus Test 1 und Test 2 gegenüber den Kontrollen W4, Altrip und Lohmen

		Hemmwerte gegenüber		
	Stg. Resorufin	W4	Altrip	Lohmen
TS-L	171.5	-8.1	-86.5	-19.4
CA-R	99.0	37.6	-7.6	31.1
DÖ-R	250.9	-58.2	-172.8	-74.7
AE-R	92.7	41.5	-0.8	35.5
SH-R	76.1	46.8	0.3	37.1
HU-R	53.8	62.4	29.6	55.5
PZ-R	74.4	48.0	2.6	38.5
HH-R	103.3	27.8	-35.2	14.7
TK-R	98.1	31.4	-28.4	18.9
FK-R	105.2	26.5	-37.7	13.0
KO-R	74.8	47.7	2.1	38.2

Tabelle 41: Zusammenstellung des paarweisen Vergleiches mittels ANOVA und nachgeschaltetem Dunn´s Test (Test 1) bzw. Holm-Sidak-Test (Test 2) der mittleren Steigung der Resorufinbildung von *Arthrobacter globiformis* (F+M) in belasteten Sedimenten mit den Kontrollsedimenten W4, OECD218 sowie Altrip und Lohmen (+: signifikanter Unterschied zur entsprechenden Kontrolle (α=0,05; zweis.); -: kein singnifikanter Unterschied; rot: signifikante Hemmung; grün: signifikante Förderung)

A. Test 1

Sediment	Stg. Resorufin	W4 158.6	AA-R 92.0	LO-L 143.7	OECD 218 119.1
AA-R	92.0	+			
LO-L	143.7	-	+		
OECD 218	119.1	-	-	-	
TS-L	171.5	-	+	-	-
CA-R	99.0	-	-	-	-
DÖ-R	250.9	-	+	-	-
AE-R	92.7	+	-	-	-

B. Test 2

Sediment	Stg. Resorufin	W4 143.1	AA-R 76.4	LO-L 121.0	OECD 218 99.3
AA-R	76.4	+			
LO-L	121.0	+	+		
St 2.2	127.0	+	+	-	
OECD 218	99.3	+	+	+	
HH-R	103.3	+	+	+	-
PZ-R	74.4	+	-	+	+
HU-R	53.8	+	+	+	+
KO-R	74.8	+	-	+	+
TK-R	98.1	+	+	+	-
FK-R	105.2	+	+	+	-
SH-R	76.1	+	-	+	+

5.1.3 Caenorhabditis-Tests mit belasteten Sedimenten (Endpunkt Reproduktion)

Die Reproduktion von *C. elegans* zeigte zwischen den belasteten, natürlichen Sedimenten große Unterschiede (Tabelle 42). Die Hemmwerte reichten zwischen -23%, d.h. 23% Förderung, bis zu 97% Hemmung im Sediment HH-R (Tabelle 43). Gegenüber der testinternen Kontrolle KS war die Reproduktion in den Sedimenten CA-R, DÖ-R, AE-R, HH-R und HU-R signifikant verringert. In den natürlichen, unbelasteten Sedimenten Altrip und Lohmen reproduzierten sich die Nematoden signifikant schlechter als in der Kontrolle KS(Tabelle 44). Daher wurden im Vergleich zu den beiden natürlichen, unbelasteten Sedimenten Altrip und Lohmen keine signifikanten Unterschiede bzw. nur im Sediment AE-R ein signifikanter Unterschied gefunden (Tabelle 44).

Tabelle 42: Statistische Kenngrößen der Reproduktion von *Caenorhabditis elegans* in natürlichen, „belasteten" Sedimenten aus Test 1 und Test 2

A. Test 1

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
KS	68.067	65.600	47.200	101.400	6	18.5618	27.3	7.5778	11.1	48.532	87.602
OECD 218	20.400	19.600	12.800	29.200	6	6.1501	30.1	2.5108	12.3	13.927	26.873
AA-R	28.383	31.200	10.800	45.600	6	12.1699	42.9	4.9683	17.5	15.575	41.191
LO-L	35.100	36.500	25.600	41.800	6	6.3179	18.0	2.5793	7.3	28.451	41.749
TS-L	71.500	63.200	48.000	112.400	6	23.0341	32.2	9.4037	13.2	47.258	95.742
CA-R	45.785	50.600	19.143	67.200	6	17.3253	37.8	7.0730	15.4	27.551	64.019
DÖ-R	27.833	26.600	16.800	38.800	6	7.6987	27.7	3.1430	11.3	19.731	35.936
AE-R	13.933	14.400	9.400	19.200	6	3.6522	26.2	1.4910	10.7	10.090	17.777

B. Test 2

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
KS	106.998	104.600	76.800	131.875	6	19.9793	18.7	8.1565	7.6	85.971	128.024
AA-R	34.093	28.800	17.700	43.667	5	10.9729	32.2	4.9072	14.4	20.398	47.788
OECD 218	46.101	45.661	30.700	62.667	6	14.8716	32.3	6.0713	13.2	30.450	61.752
KO-R	91.452	90.850	64.889	128.222	6	20.8676	22.8	8.5192	9.3	69.490	113.413
FK-R	101.279	104.361	84.600	111.455	6	10.5142	10.4	4.2924	4.2	90.214	112.345
HH-R	3.640	0.000	0.000	12.000	5	4.9242	135.3	2.2022	60.5	-2.506	9.786
PZ-R	27.331	26.700	11.889	42.300	6	10.7924	39.5	4.4060	16.1	15.973	38.690
SH-R	131.796	125.850	50.300	214.333	6	57.2940	43.5	23.3902	17.7	71.499	192.094
TK-R	75.928	77.450	38.300	114.500	6	29.4125	38.7	12.0076	15.8	44.973	106.882
HU-R	17.643	17.678	10.500	22.000	6	4.3135	24.4	1.7610	10.0	13.103	22.182

Tabelle 43: Hemmwerte für die Reproduktion von *Caenorhabditis elegans* in natürlichen, „belasteten" Sedimenten aus Test 1 und Test 2 gegenüber den Kontrollen KS, Altrip und Lohmen

		Hemmwerte gegenüber		
	Reproduktion	KS	Altrip	Lohmen
TS-L	71.5	-5.0	-151.9	-103.7
CA-R	45.8	32.7	-61.3	-30.4
DÖ-R	27.8	59.1	1.9	20.7
AE-R	13.9	79.5	50.9	60.3
SH-R	131.8	-23.2	-286.6	
HU-R	17.6	83.5	48.3	
PZ-R	27.3	74.5	19.8	
HH-R	3.6	96.6	89.3	
TK-R	75.9	29.0	-122.7	
FK-R	101.3	5.3	-197.1	
KO-R	91.5	14.5	-168.2	

Tabelle 44: Zusammenstellung des paarweisen Vergleiches mittels ANOVA und nachgeschaltetem Holm-Sidak-Test (Test1) bzw. Dunn´s Test (Test2) der Reproduktion von *Caenorhabditis elegans* in belasteten Sedimenten mit den Kontrollsedimenten Altrip und Lohmen (+: signifikanter Unterschied zur entsprechenden Kontrolle (α=0,05; zweis.); -: kein singnifikanter Unterschied; rot: signifikante Hemmung; grün: signifikante Förderung)

A. Test 1

Sediment	Reproduktion	KS 68.1	OECD 218 20.4	AA-R 28.4	LO-L 35.1
OECD 218	20.4	+			
AA-R	28.4	+	-		
LO-L	35.1	+	-	-	
TS-L	71.5	-	+	+	+
CA-R	45.8	+	+	+	-
DÖ-R	27.8	+	-	-	-
AE-R	13.9	+	-	-	+

B. Test 2

Sediment	Reproduktion	KS 107.0	AA-R 34.1	OECD 218 46.1
AA-R	34.1	-		
OECD 218	46.1	-	-	
KO-R	91.5	-	-	-
FK-R	101.3	-	-	-
HH-R	3.6	+	-	-
PZ-R	27.3	-	-	-
SH-R	131.8	-	-	-
TK-R	75.9	-	-	
HU-R	17.6	+	-	-

5.1.4 Caenorhabditis-Tests mit belasteten Sedimenten (Endpunkt Wachstum)

Das Wachstum von *C. elegans* war in den natürlichen, belasteten Sedimenten immer geringer als im testinternen Kontrollsediment (Tabelle 45). Die Hemmwerte lagen zwischen 11 und 77% (Tabelle 46). Wie auch bei der Reproduktion war das Wachstum gegenüber den beiden natürlichen Sedimenten Altrip und Lohmen weniger stark gehemmt, z.T. sogar gefördert (Tabelle 46). Signifikante Unterschiede zur testinternen Kontrolle wurden bei allen Sedimenten der ersten Charge sowie bei HH-R, PZ-R und HU-R beobachtet (Tabelle 47).

Tabelle 45: Statistische Kenngrößen des Wachstums von *Caenorhabditis elegans* in natürlichen, „belasteten“ Sedimenten aus Test 1 und Test 2

A. Test 1

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
KS	1242.764	1262.400	1041.600	1387.463	6	123.0463	9.9	50.2334	4.0	1113.266	1372.261
OECD 218	1210.823	1179.255	1152.000	1322.775	6	68.2206	5.6	27.8510	2.3	1139.025	1282.620
AA-R	1002.845	1000.200	947.070	1060.920	6	39.4917	3.9	16.1224	1.6	961.283	1044.407
LO-L	1257.081	1248.600	1157.175	1359.000	6	75.7438	6.0	30.9223	2.5	1177.366	1336.796
TS-L	1109.306	1117.069	1074.375	1133.887	6	25.4971	2.3	10.4091	0.9	1082.472	1136.140
CA-R	921.548	920.419	886.350	976.050	6	33.2654	3.6	13.5805	1.5	886.539	956.558
DÖ-R	1076.301	1051.519	938.100	1236.870	6	109.5298	10.2	44.7154	4.2	961.029	1191.574
AE-R	931.344	973.463	738.000	1069.200	6	121.5977	13.1	49.6421	5.3	803.371	1059.317

B. Test 2

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
KS	1370.153	1368.425	1321.686	1434.550	6	37.4487	2.7	15.2884	1.1	1330.741	1409.565
AA-R	953.312	965.350	843.737	1070.920	6	79.5227	8.3	32.4650	3.4	869.620	1037.004
OECD 218	1006.223	1012.572	913.600	1070.144	6	52.2906	5.2	21.3476	2.1	951.191	1061.255
KO-R	1028.926	1021.240	1011.350	1060.225	6	19.2728	1.9	7.8681	0.8	1008.643	1049.209
FK-R	1194.723	1188.393	1142.450	1247.623	6	35.4045	3.0	14.4538	1.2	1157.463	1231.984
HH-R	309.769	228.200	184.960	444.228	5	105.1188	33.9	47.0105	15.2	178.573	440.966
PZ-R	820.099	813.852	762.490	898.814	6	48.7287	5.9	19.8934	2.4	768.815	871.382
SH-R	1173.883	1196.500	1078.050	1211.450	6	51.1442	4.4	20.8795	1.8	1120.058	1227.709
TK-R	1153.710	1160.686	1066.262	1244.800	6	71.1612	6.2	29.0515	2.5	1078.818	1228.603
HU-R	788.486	799.842	685.900	853.225	6	57.0940	7.2	23.3085	3.0	728.399	848.574

Tabelle 46: Hemmwerte für das Wachstum von *Caenorhabditis elegans* in natürlichen, „belasteten“ Sedimenten aus Test 1 und Test 2 gegenüber den Kontrollen KS, Altrip und Lohmen

		Hemmwerte gegenüber		
	Wachstum	KS	Altrip	Lohmen
TS-L	1109.3	10.7	-10.6	11.8
CA-R	921.5	25.8	8.1	26.7
DÖ-R	1076.3	13.4	-7.3	14.4
AE-R	931.3	25.1	7.1	25.9
SH-R	1173.9	14.3	-23.1	
HU-R	788.5	42.5	17.3	
PZ-R	820.1	40.1	14.0	
HH-R	309.8	77.4	67.5	
TK-R	1153.7	15.8	-21.0	
FK-R	1194.7	12.8	-25.3	
KO-R	1028.9	24.9	-7.9	

Tabelle 47: Zusammenstellung des paarweisen Vergleiches mittels ANOVA und nachgeschaltetem Holm-Sidak-Test (Test 1) bzw. Dunn´s Test (Test 2) des Wachstums von *Caenorhabditis elegans* in belasteten Sedimenten mit den Kontrollsedimenten Altrip und Lohmen (+: signifikanter Unterschied zur entsprechenden Kontrolle (α=0,05; zweis.); -: kein signifikanter Unterschied; rot: signifikante Hemmung; grün: signifikante Förderung)

A. Test 1

		KS	OECD 218	AA-R	LO-L
Sediment	Reproduktion	1514.6	1473.8	1278.0	1535.0
OECD 218	1473.8	-			
AA-R	1278.0	+	+		
LO-L	1535.0	-	-	+	
TS-L	1383.9	+	+	+	+
CA-R	1192.8	+	+	-	+
DÖ-R	1353.3	+	+	-	+
AE-R	1204.9	+	+	-	+

B. Test 2

		KS	AA-R	OECD 218
Sediment	Reproduktion	1680.5	1250.8	1310.9
AA-R	1250.8	+		
OECD 218	1310.9	-	-	
KO-R	1334.6	-	-	-
FK-R	1503.7	-	-	-
HH-R	641.9	+	-	-
PZ-R	1124.0	+	-	-
SH-R	1481.6	-	-	-
TK-R	1468.5	-	-	-
HU-R	1095.1	+	-	-

5.1.5 Lumbriculus-Tests mit belasteten Sedimenten (Endpunkt Anzahl)

Die Anzahl von *Lumbriculus variegatus* war in den meisten belasteten Sedimenten höher als in den Kontrollen (Tabelle 48). Die Förderungen gegenüber OECD 218 reichten bis zu 93% in DÖ-R. Nur im Sediment „Hamburger Hafen (HH-R)" wurde eine Hemmung von 29% beobachtet (Tabelle 49). In der ersten Charge (Test 1) war die Anzahl signifikant erhöht, bei der zweiten Charge wurden keine signifikanten Unterschiede zur Kontrolle OECD 218 beobachtet (Tabelle 50). Hier ist allerdings zu berücksichtigen, dass aufgrund fehlender Varianzhomogenität ein schwächeres Testverfahren, der Dunn´s Test, angewandt wurde. Testet man HH-R gegen die OECD-Kontrolle im paarweisen Student t-Test erhält man eine signifikante Hemmung.

Tabelle 48: Statistische Kenngrößen der Anzahl von *Lumbriculus variegatus* in natürlichen, „belasteten" Sedimenten aus Test 1 und Test 2

A. Test 1

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
OECD 218	36.167	36.500	31.000	41.000	6	3.2506	9.0	1.3271	3.7	32.746	39.588
PCP	6.833	2.000	0.000	24.000	6	9.7451	142.6	3.9784	58.2	-3.423	17.089
AA-R	52.167	53.000	40.000	59.000	6	6.8532	13.1	2.7978	5.4	44.954	59.379
LO-L	52.167	50.500	43.000	62.000	6	8.4715	16.2	3.4585	6.6	43.251	61.082
TS-L	63.667	62.500	59.000	69.000	6	3.6697	5.8	1.4981	2.4	59.805	67.529
CA-R	55.333	52.000	49.000	70.000	6	8.2381	14.9	3.3632	6.1	46.663	64.003
DÖ-R	69.667	69.500	66.000	73.000	6	2.5820	3.7	1.0541	1.5	66.949	72.384
AE-R	54.833	60.500	35.000	63.000	6	11.1609	20.4	4.5564	8.3	43.087	66.579

B. Test 2

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
OECD218	37.167	38.000	30.000	41.000	6	4.1191	11.1	1.6816	4.5	32.832	41.502
PCP	0.000	0.000	0.000	0.000	6	0.0000	n.d.	0.0000	n.d.	0.000	0.000
AA-R	43.833	45.500	38.000	48.000	6	4.7504	10.8	1.9394	4.4	38.834	48.833
LO-L	40.000	38.500	27.000	57.000	6	13.1149	32.8	5.3541	13.4	26.198	53.802
KO-R	50.500	50.000	46.000	57.000	6	3.8341	7.6	1.5652	3.1	46.465	54.535
PZ-R	47.000	48.000	37.000	55.000	6	6.4187	13.7	2.6204	5.6	40.245	53.755
HU-R	38.833	37.000	31.000	53.000	6	8.2563	21.3	3.3706	8.7	30.144	47.523
FK-R	42.667	43.500	31.000	52.000	6	7.2296	16.9	2.9515	6.9	35.058	50.275
HH-R	26.500	28.000	20.000	30.000	6	3.8341	14.5	1.5652	5.9	22.465	30.535
SH-R	42.667	44.000	31.000	50.000	6	7.2572	17.0	2.9627	6.9	35.029	50.304

Tabelle 49: Hemmwerte für die Anzahl von *Lumbriculus variegatus* in natürlichen, „belasteten" Sedimenten aus Test 1 und Test 2 gegenüber den Kontrollen OECD218, Altrip und Lohmen

		Hemmwerte gegenüber		
	Anzahl	OECD 218	Altrip	Lohmen
TS-L	63.7	-76.0	-22.0	-22.0
CA-R	55.3	-53.0	-6.1	-6.1
DÖ-R	69.7	-92.6	-33.5	-33.5
AE-R	54.8	-51.6	-5.1	-5.1
SH-R	42.7	-14.8	2.7	-6.7
HU-R	38.8	-4.5	11.4	2.9
PZ-R	47.0	-26.5	-7.2	-17.5
HH-R	26.5	28.7	39.5	33.8
TK-R				
FK-R	42.7	-14.8	2.7	-6.7
KO-R	50.5	-35.9	-15.2	-26.3

Tabelle 50: Zusammenstellung des paarweisen Vergleiches mittels ANOVA und nachgeschaltetem Holm-Sidak-Test (Test 1) bzw. Dunn´s Test (Test 2) der Anzahl von *Lumbriculus variegatus* in belasteten Sedimenten mit den Kontrollsedimenten OECD218, Altrip und Lohmen (+: signifikanter Unterschied zur entsprechenden Kontrolle (α=0,05; zweis.); -: kein singnifikanter Unterschied; rot: signifikante Hemmung; grün: signifikante Förderung)

A. Test 1

Sediment	Anzahl	OECD 218 36.17	AA-R 52.17	LO-L 52.17
PCP	6.83	+		
AA-R	52.17	+		
LO-L	52.17	+	-	
TS-L	63.67	+	+	+
CA-R	55.33	+	-	-
DÖ-R	69.67	+	+	+
AE-R	54.83	+	-	-

B. Test 2

Sediment	Anzahl	OECD 218 37.17	AA-R 43.83	LO-L 40.00
PCP	0.00	+		
AA-R	43.83	-		
LO-L	40.00	-	-	
KO-R	50.50	-	-	-
PZ-R	47.00	-	-	-
HU-R	38.83	-	-	-
FK-R	42.67	-	-	-
HH-R	26.50	-	-	-
SH-R	42.67	-	-	-

5.1.6 Lumbriculus-Tests mit belasteten Sedimenten (Endpunkt aschefreies Trockengewicht)

Auch das aschefreie Trockengewicht von *Lumbriculus variegatus* zeigte ähnliche Effekte wie die Anzahl (Tabelle 51, Tabelle 52). In fünf Sedimenten war das aschefreie Trockengewicht leicht verringert (bis 15%), nur im Sediment aus dem Hamburger Hafen (HH-R) wurde eine stärkere Hemmung von 48% beobachtet (Tabelle 52). Wie für die Anzahl ergaben sich für die Sedimente der ersten Charge signifikante Förderungen, jedoch keine signifikanten Hemmungen (Tabelle 53). Wiederum ergab sich im Student t-Test eine signifikante Hemmung bei HH-R gegenüber OECD 218 und Altrip.

Tabelle 51: Statistische Kenngrößen des aschefreien Trockengewichtes von *Lumbriculus variegatus* in natürlichen, „belasteten“ Sedimenten aus Test 1 und Test 2

A. Test 1

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
OECD 218	25.300	25.850	22.900	27.200	6	1.8319	7.2	0.7479	3.0	23.372	27.228
PCP	3.933	0.950	0.000	15.500	6	6.1272	155.8	2.5014	63.6	-2.515	10.382
AA-R	29.900	30.400	25.300	33.200	6	3.4182	11.4	1.3955	4.7	26.303	33.497
LO-L	32.450	32.100	25.300	38.900	6	5.2401	16.1	2.1393	6.6	26.935	37.965
TS-L	39.250	40.400	32.100	44.000	6	4.5509	11.6	1.8579	4.7	34.460	44.040
CA-R	32.000	31.950	27.000	35.700	6	3.5014	10.9	1.4295	4.5	28.315	35.685
DÖ-R	46.833	47.800	42.800	50.200	6	2.7391	5.8	1.1182	2.4	43.951	49.716
AE-R	42.617	44.400	27.200	52.200	6	9.4207	22.1	3.8460	9.0	32.702	52.531

B. Test 2

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
OECD218	28.967	30.200	21.900	31.000	6	3.5206	12.2	1.4373	5.0	25.261	32.672
PCP	0.000	0.000	0.000	0.000	6	0.0000	n.d.	0.0000	n.d.	0.000	0.000
AA-R	26.167	25.500	22.700	30.300	6	2.9255	11.2	1.1943	4.6	23.088	29.246
LO-L	21.200	22.050	10.200	32.800	6	8.9811	42.4	3.6665	17.3	11.748	30.652
KO-R	30.383	31.050	24.200	34.800	6	3.7349	12.3	1.5248	5.0	26.453	34.314
PZ-R	28.583	28.900	23.000	33.900	6	3.6559	12.8	1.4925	5.2	24.736	32.431
HU-R	27.250	26.350	22.900	33.100	6	3.5915	13.2	1.4662	5.4	23.470	31.030
FK-R	25.333	26.150	15.000	33.900	6	6.2192	24.5	2.5390	10.0	18.788	31.879
HH-R	15.017	15.400	8.500	22.400	6	5.6073	37.3	2.2892	15.2	9.115	20.918
SH-R	24.567	25.300	18.000	28.700	6	3.7479	15.3	1.5301	6.2	20.622	28.511

Tabelle 52: Hemmwerte für das aschefreie Trockengewicht von *Lumbriculus variegatus* in natürlichen, „belasteten“ Sedimenten aus Test 1 und Test 2 gegenüber den Kontrollen OECD218, Altrip und Lohmen

	aschefreies	Hemmwerte gegenüber		
	Trockengewicht	OECD 218	Altrip	Lohmen
TS-L	39.3	-55.1	-31.3	-21.0
CA-R	32.0	-26.5	-7.0	1.4
DÖ-R	46.8	-85.1	-56.6	-44.3
AE-R	42.6	-68.4	-42.5	-31.3
SH-R	24.6	15.2	6.1	-15.9
HU-R	27.3	5.9	-4.1	-28.5
PZ-R	28.6	1.3	-9.2	-34.8
HH-R	15.0	48.2	42.6	29.2
TK-R				
FK-R	25.3	12.5	3.2	-19.5
KO-R	30.4	-4.9	-16.1	-43.3

Tabelle 53: Zusammenstellung des paarweisen Vergleiches mittels ANOVA und nachgeschaltetem Holm-Sidak-Test (Test1) bzw. Dunn´s Test (Test2) des aschefreien Trockengewichtes von *Lumbriculus variegatus* in belasteten Sedimenten mit den Kontrollsedimenten OECD218, Altrip und Lohmen (+: signifikanter Unterschied zur entsprechenden Kontrolle (α=0,05; zweis.); -: kein singnifikanter Unterschied; rot: signifikante Hemmung; grün: signifikante Förderung)

A. Test 1

Sediment	aschefr. TG	OECD 218 25.30	AA-R 29.90	LO-L 32.45
PCP	3.93	+		
AA-R	29.90	-		
LO-L	32.45	+	-	
TS-L	39.25	+	+	+
CA-R	32.00	+	-	-
DÖ-R	46.83	+	+	+
AE-R	42.62	+	+	+

B. Test 2

Sediment	aschefr. TG	OECD 218 28.97	AA-R 26.17	LO-L 21.20
PCP	0.00	+		
AA-R	26.17	-		
LO-L	21.20	-	-	
KO-R	30.38	-	-	-
PZ-R	28.58	-	-	-
HU-R	27.25	-	-	-
FK-R	25.33	-	-	-
HH-R	15.02	-	-	-
SH-R	24.57	-	-	-

5.1.7 Saccharomyces-Tests mit belasteten Sedimenten

Saccharomyces cerevisiae zeigte in allen belasteten, natürlichen Sedimenten nur eine geringe Gärleistung (Tabelle 54), so dass die Hemmwerte gegenüber Altrip zwischen 53 bis 97% lagen, gegenüber Lohmen sogar zwischen 75 und 98% Tabelle 55). Der Dunn´s Test ermittelte signifikante Unterschiede für DÖ-R, AE-R, CA-R, HH-R und TK-R gegenüber Lohmen (Tabelle 56), wobei der paarweise Vergleich im Welch t-Test bzw. im Mann-Whitney U-Test signifikante Unterschiede in allen Sedimenten ermittelte.

Tabelle 54: Statistische Kenngrößen der Gärleistung von *Saccharomyces cerevisiae* in natürlichen, „belasteten" Sedimenten aus Test 1 und Test 2

A. Test 1

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
AA-R	9.750	9.500	8.000	12.000	4	1.7078	17.5	0.8539	8.8	7.000	12.500
LO-L	50.000	51.500	43.000	54.000	4	5.2281	10.5	2.6141	5.2	41.583	58.417
DÖ-R	1.750	1.500	1.000	3.000	4	0.9574	54.7	0.4787	27.4	0.209	3.291
AE-R	2.500	2.500	2.000	3.000	4	0.5774	23.1	0.2887	11.5	1.570	3.430
CA-R	2.250	2.500	1.000	3.000	4	0.9574	42.6	0.4787	21.3	0.709	3.791
TS-L	4.500	4.500	4.000	5.000	4	0.5774	12.8	0.2887	6.4	3.570	5.430

B. Test 2

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
AA-R	25.400	23.000	17.000	39.000	5	8.1425	32.1	3.6414	14.3	15.238	35.562
LO-L	48.400	43.000	42.000	56.000	5	6.3482	13.1	2.8390	5.9	40.477	56.323
HU-R	11.600	10.000	9.000	14.000	5	2.3022	19.8	1.0296	8.9	8.727	14.473
FK-R	4.200	4.000	3.000	6.000	5	1.0954	26.1	0.4899	11.7	2.833	5.567
HH-R	4.200	2.000	2.000	11.000	5	3.8341	91.3	1.7146	40.8	-0.585	8.985
KO-R	7.200	3.000	2.000	23.000	5	8.8994	123.6	3.9799	55.3	-3.907	18.307
SH-R	5.600	4.000	3.000	11.000	5	3.1305	55.9	1.4000	25.0	1.693	9.507
PZ-R	12.000	8.000	8.000	20.000	5	5.6569	47.1	2.5298	21.1	4.940	19.060
TK-R	0.800	0.000	0.000	2.000	5	1.0954	136.9	0.4899	61.2	-0.567	2.167

Tabelle 55: Hemmwerte für die Gärleistung von *Saccharomyces cerevisiae* in natürlichen, „belasteten" Sedimenten aus Test 1 und Test 2 gegenüber den Kontrollen Altrip und Lohmen

		Hemmwerte gegenüber	
	Gärleistung	Altrip	Lohmen
TS-L	4.5	53.8	91.0
CA-R	2.3	76.9	95.5
DÖ-R	1.8	82.1	96.5
AE-R	2.5	74.4	95.0
SH-R	5.6	78.0	88.4
HU-R	11.6	54.3	76.0
PZ-R	12.0	52.8	75.2
HH-R	4.2	83.5	91.3
TK-R	0.8	96.9	98.3
FK-R	4.2	83.5	91.3
KO-R	7.2	71.7	85.1

Tabelle 56: Zusammenstellung des paarweisen Vergleiches mittels ANOVA und nachgeschaltetem Dunn´s Test (Test 1+2) der Gärleistung von *Saccharomyces cerevisiae* in belasteten Sedimenten mit den Kontrollsedimenten Altrip und Lohmen (+: signifikanter Unterschied zur entsprechenden Kontrolle (α=0,05; zweis.); -: kein singnifikanter Unterschied; rot: signifikante Hemmung; grün: signifikante Förderung)

A. Test 1

	Gärleistung	Altrip	Lohmen
Sediment		9.8	50.0
Lohmen	50.0	-	
Dömitz	1.8	-	+
Alte Elbe	2.5	-	+
Calbe	2.3	-	+
Tiefer See	4.5	-	-

B. Test 2

	Gärleistung	AA-R	LO-L
Sediment		25.4	48.4
LO-L	48.4	-	
HU-R	11.6	-	-
FK-R	4.2	-	-
HH-R	4.2	-	+
KO-R	7.2	-	-
SH-R	5.6	-	-
PZ-R	12.0	-	-
TK-R	0.8	-	+

5.1.8 Arthrobacter-Tests (TUHH) mit belasteten Sedimenten

Die Resorufinbildung von *Arthrobacter globiformis* war in allen belasteten, natürlichen Sedimenten geringer als in der Testinternen Kontrolle W4 und meist auch geringer als in den natürlichen Sedimenten Altrip und Lohmen (Tabelle 57, Tabelle 58). Die Hemmwerte gegenüber W4 lagen zwischen 41 und 101% (Tabelle 58). Eine signifikante Reduktion wurde für AE-R sowie für alle Sedimente des zweiten Tests gefunden (Tabelle 59). Der direkte paarweise Vergleich im t-Test ergab signifikante Unterschiede in allen belasteten Sedimenten.

Tabelle 57: Statistische Kenngrößen der Steigung der Resorufinbildung von *Arthrobacter globiformis*(TUHH) in natürlichen, „belasteten" Sedimenten aus Test 1 und Test 2

A. Test 1

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
W4	7.030	6.960	6.960	7.140	3	0.0964	1.4	0.0557	0.8	6.781	7.279
BAC	1.947	1.800	1.800	2.040	3	0.1286	6.6	0.0742	3.8	1.614	2.279
TS-L	3.590	3.450	3.450	3.790	3	0.1778	5.0	0.1026	2.9	3.130	4.050
CA-R	2.960	1.750	1.750	3.960	3	1.1199	37.8	0.6466	21.8	0.064	5.856
DÖ-R	4.133	3.750	3.750	4.440	3	0.3513	8.5	0.2028	4.9	3.225	5.042
AE-R	-0.033	-0.55	-0.55	0.470	3	0.5101	n.d.	0.2945	-883.6	-1.352	1.286
AA-R umger	1.481	1.414	1.414	1.556	3	0.0717	4.8	0.0414	2.8	1.296	1.667
LO-L umger	3.960	3.940	3.940	3.992	3	0.0285	0.7	0.0164	0.4	3.886	4.033

B. Test 2

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
W4	14.401	14.024	14.024	14.644	3	0.3307	2.3	0.1909	1.3	13.545	15.256
AA-R	6.425	6.008	6.008	7.053	3	0.5540	8.6	0.3199	5.0	4.992	7.857
LO-L	8.325	7.679	7.679	8.761	3	0.5704	6.9	0.3293	4.0	6.850	9.800
SH-R	5.106	4.520	4.520	5.740	3	0.6116	12.0	0.3531	6.9	3.525	6.688
HU-R	5.024	4.426	4.426	5.775	3	0.6878	13.7	0.3971	7.9	3.245	6.802
HH-R	3.926	3.644	3.644	4.409	3	0.4198	10.7	0.2424	6.2	2.841	5.012
TK-R	4.835	4.569	4.569	5.005	3	0.2334	4.8	0.1347	2.8	4.232	5.439
FK-R	2.622	2.390	2.390	2.801	3	0.2108	8.0	0.1217	4.6	2.077	3.167
AA-R umger	4.299	3.349	3.349	5.430	3	1.0521	24.5	0.6074	14.1	1.578	7.019
LO-L umger	7.461	6.861	6.861	7.982	3	0.5648	7.6	0.3261	4.4	6.001	8.921
PZ-R umger	5.051	4.913	4.913	5.135	3	0.1202	2.4	0.0694	1.4	4.740	5.362
KO-R umger	4.131	3.925	3.925	4.294	3	0.1884	4.6	0.1088	2.6	3.644	4.618

Tabelle 58: Hemmwerte für die mittleren Steigung der Resorufinbildung von *Arthrobacter globiformis* (TUHH) in natürlichen, „belasteten" Sedimenten aus Test 1 und Test 2 gegenüber den Kontrollen W4, Altrip und Lohmen

		Hemmwerte gegenüber		
	Stg. Resorufin	W4	Altrip	Lohmen
TS-L	3.6	48.9	-142.4	9.3
CA-R	3.0	57.9	-99.8	25.2
DÖ-R	4.1	41.2	-179.1	-4.4
AE-R	0.0	100.5	102.3	100.8
SH-R	5.1	64.5	20.5	38.7
HU-R	5.0	65.1	21.8	39.7
PZ-R	5.1	64.9	21.4	39.3
HH-R	3.9	72.7	38.9	52.8
TK-R	4.8	66.4	24.7	41.9
FK-R	2.6	81.8	59.2	68.5
KO-R	4.1	71.3	35.7	50.4

Tabelle 59: Zusammenstellung des paarweisen Vergleiches mittels ANOVA und nachgeschaltetem Dunn´s Test (Test 1) bzw. Holm-Sidak-Test (Test 2) der mittleren Steigung der Resorufinbildung von *Arthrobacter globiformis* (TUHH) in belasteten Sedimenten mit den Kontrollsedimenten W4, Altrip und Lohmen (+: signifikanter Unterschied zur entsprechenden Kontrolle (α=0,05; zweis.); -: kein singnifikanter Unterschied; rot: signifikante Hemmung; grün: signifikante Förderung)

A. Test 1

Sediment	Stg. Resorufin	W4 7.03	AA-R (umger.) 1.48	LO-L (umger) 3.96
BAC	1.95	-		
AA-R (umger)	1.48	-		
LO-L (umger)	3.96	-	-	
TS-L	3.59	-	-	-
CA-R	2.96	-	-	-
DÖ-R	4.13	-	-	-
AE-R	-0.03	+	-	-

B. Test 2

Sediment	Stg. Resorufin	W4 14.40	AA-R 6.42	LO-L 8.32
AA-R	6.42	+		
LO-L	8.32	+	+	
AA-R (umger)	4.30	+	+	+
LO-L (umger)	7.46	+	+	-
SH-R	5.11	+	+	+
HU-R	5.02	+	+	+
HH-R	3.93	+	+	+
TK-R	4.84	+	+	+
FK-R	2.62	+	+	+
PZ-R	5.05	+	+	+
KO-R (umger)	4.13	+	+	+

5.1.9 Danio-Tests mit belasteten Sedimenten

In den belasteten, natürlichen Sedimenten wurde abgesehen von Palzem (PZ-R) eine höhere Mortalität im Fischeitest beobachtet als im Kunstwasser bzw. im Quarzsand. In den belasteten Sedimenten lag die Mortalität zwischen 3 und 100% (Tabelle 60). Signifikante Unterschiede zur Kontrolle zeigten sich für alle Sedimente der ersten Charge sowie für Hh-R, FK-R und TK-R (Tabelle 61).

Tabelle 60: Rohdaten zum Fischeitest mit *Danio rerio* in natürlichen, „belasteten" Sedimenten aus Test 1 und Test 2

A. Test 1

Treatment	Kunstwasser	Quarzsand	OECD 218	AA-R	LO-L	AE-R	DÖ-R	CA-R	TS-L
Eier eingesetzt	20	20	29	30	20	21	26	26	11
	20	20	40	23	28	27	29	30	25
		20	30	30	30	30	22	30	24
Gesamt eingesetzt	40	60	99	83	78	78	77	86	60
n	2	3	3	3	3	3	3	3	3
Tote (48h)	1	0	6	0	4	5	26	18	10
	0	0	2	2	3	25	29	23	25
		2	0	0	2	6	22	30	24
Gesamt Tote	1	2	8	2	9	36	77	71	59
n	2	3	3	3	3	3	3	3	3
Mortalität [%]	**2.5**	**3.3**	**8.1**	**2.4**	**11.5**	**46.2**	**100.0**	**82.6**	**98.3**

B. Test 2

Treatment	Kunstwasser	Quarzsand	AA-R	LO-L	FK-R	HH-R	HU-R	KO-R	PZ-R	SH-R	TK-R
Eier eingesetzt	20	13	15	15	13	15	14	15	14	15	15
	20	20	10	15	13	13	14	15	15	15	15
Gesamt eingesetzt	40	33	25	30	26	28	28	30	29	30	30
n	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Tote (48h)	1	0	1	0	2	12	1	2	0	4	2
	1	2	1	9	10	13	6	2	1	2	15
Gesamt Tote	2	2	2	9	12	25	7	4	1	6	17
n	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Mortalität [%]	**5.0**	**6.1**	**8.0**	**30.0**	**46.2**	**89.3**	**25.0**	**13.3**	**3.4**	**20.0**	**56.7**

Tabelle 61: Zusammenstellung des paarweisen Vergleiches mittels Fisher´s Exact Binomial-Test der Mortalität von *Danio rerio* in belasteten Sedimenten mit den Kontrollen Kunstwasser, Quarzsand sowie den Kotrollsedimenten OECD 218, Altrip und Lohmen (+: signifikanter Unterschied zur entsprechenden Kontrolle (α=0,05; zweis.); -: kein singnifikanter Unterschied; rot: signifikante Hemmung; grün: signifikante Förderung)

A. Test 1

Sediment	Mortalität	Kunstwasser 2.5	Quarzsand 3.3	OECD 218 8.1	AA-R 2.4	LO-L 11.5
Quarzsand	3.3	-				
OECD 218	8.1	-	-			
AA-R	2.4	-	-	-		
LO-L	11.5	-	-	-	+	
AE-R	46.2	+	+	+	+	+
DÖ-R	100.0	+	+	+	+	+
CA-R	82.6	+	+	+	+	+
TS-L	98.3	+	+	+	+	+

B. Test 2

Sediment	Mortalität	Kunstwasser 5.0	Quarzsand 6.1	AA-R 8.0	LO-L 30.0
Quarzsand	6.1	-			
AA-R	8.0	-	-		
LO-L	30.0	-	+	-	
FK-R	46.2	+	+	+	-
HH-R	89.3	+	+	+	+
HU-R	25.0	-	-	-	-
KO-R	13.3	-	-	-	-
PZ-R	3.4	-	-	-	+
SH-R	20.0	-	-	-	-
TK-R	56.7	+	+	+	-

5.1.10 Zusammenfassung der Effekte in den belasteten Sedimenten für alle Testverfahren

In Tabelle 62 sind die paarweisen Vergleiche (aus den ANOVA post-hoc Tests bzw. dem Fisher´s Exact Binomial-Test) gegenüber der testinternen Kontrolle sowie den beiden natürlichen Sedimenten Altrip und Lohmen zusammengestellt.

Hier zeigt sich, dass die Hemmung gegenüber der testinternen Kontrolle deutlich stärker ist als gegenüber Altrip. Dies gilt insbesondere für *Caenorhabditis elegans*, *Arthrobacter globiformis* und *Saccharomyces cerevisiae*, die im Altrip-Sediment deutlich geringere Leistungen zeigen als in der testinternen Kontrolle. *Lumbriculus variegatus* ist in den belasteten Sedimenten der ersten Charge gefördert und zeigt nur im Sediment des Hamburger Hafens (HH-R) eine Hemmung.

Die belasteten Sedimente zeigen ein unterschiedliches Effektmuster an. Jedes der Sedimente führte mindestens bei einem der Testsysteme zu einer signifikanten Hemmung.

Tabelle 62: Zusammenstellung der Ergebnisse der paarweisen Vergleiche für alle Testverfahren in belasteten Sedimenten gegenüber den testinternen Kontrollen sowie den Kontrollsedimenten Altrip und Lohmen (+: signifikanter Unterschied zur entsprechenden Kontrolle (α=0,05; zweis.); -: kein signifikanter Unterschied; rot: signifikante Hemmung; grün: signifikante Förderung)

A. Im Vergleich zur testinternen Kontrolle

Testsystem	Endpunkt	Kontrolle	TS-L	CA-R	DÖ-R	AE-R	SH-R	HU-R	PZ-R	HH-R	TK-R	FK-R	KO-R
Myriophyllum	Wachstumsrate	OECD 207	-	+	+	-							
Arthrobacter (F+M)	Stg. Resorufin	W4	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
Caenorhabditis	Reproduktion	KS	-	+	+	+	-	+	-	+	-	-	-
Caenorhabditis	Wachstum	KS	+	+	+	+	-	+	+	+	-	-	-
Lumbriculus	Anzahl	OECD 218	+	+	+	+	-	-	-	-		-	-
Lumbriculus	aschefr. TG	OECD 218	+	+	+	+	-	-	-	-		-	-
Saccharomyces	Gärleistung	Lohmen	-	+	+	+	-	-	-	+	+	-	-
Arthrobacter (TUHH)	Stg. Resorufin	W4	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
Danio	Mortalität	Kunstwasser	+	+	+	+	-	-	-	+	+	+	-

B. Im Vergleich zu Altrip (AA-R)

Testsystem	Endpunkt	Kontrolle	TS-L	CA-R	DÖ-R	AE-R	SH-R	HU-R	PZ-R	HH-R	TK-R	FK-R	KO-R
Myriophyllum	Wachstumsrate	OECD 207	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
Arthrobacter (F+M)	Stg. Resorufin	W4	+	-	+	-	-	+	-	+	+	+	-
Caenorhabditis	Reproduktion	KS	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Caenorhabditis	Wachstum	KS	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lumbriculus	Anzahl	OECD 218	+	-	+	-	-	-	-	-		-	-
Lumbriculus	aschefr. TG	OECD 218	+	-	+	+	-	-	-	-		-	-
Saccharomyces	Gärleistung	Lohmen	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Arthrobacter (TUHH)	Stg. Resorufin	W4	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+
Danio	Mortalität	Kunstwasser	+	+	+	+	-	-	-	+	+	+	-

C. Im Vergleich zu Lohmen (LO-L)

Testsystem	Endpunkt	Kontrolle	TS-L	CA-R	DÖ-R	AE-R	SH-R	HU-R	PZ-R	HH-R	TK-R	FK-R	KO-R
Myriophyllum	Wachstumsrate	OECD 207	-	+	+	-							
Arthrobacter (F+M)	Stg. Resorufin	W4	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+
Caenorhabditis	Reproduktion	KS	+	-	-	+							
Caenorhabditis	Wachstum	KS	+	+	+	+							
Lumbriculus	Anzahl	OECD 218	+	-	+	-	-	-	-	-		-	-
Lumbriculus	aschefr. TG	OECD 218	+	-	+	+	-	-	-	-		-	-
Saccharomyces	Gärleistung	Lohmen	-	+	+	+	-	-	-	+	+	-	-
Arthrobacter (TUHH)	Stg. Resorufin	W4	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+
Danio	Mortalität	Kunstwasser	+	+	+	+	-	-	-	+	+	+	-

5.2 Untersuchung möglicher bivariater Korrelationen der Biotestergebnisse aus natürlichen, belasteten Sedimenten mit der Schadstoffbelastung (für relative, auf TOC bzw. Lithium-normierte Schadstoffkonzentrationen)

5.2.1 Statistische Testverfahren

Anhand der Biotestergebnisse der einzelnen Testverfahren mit natürlichen „belasteten“ Sedimenten und der von Fintelmann und Meyer ermittelten Daten zu den Sedimenteigenschaften und den Schadstoffbelastungen dieser Sedimente – Schwermetalle, organische Verbindungen, zinnorganische Verbindungen - wurde statistisch geprüft, inwieweit bivariate Korrelationen zwischen den Biotestergebnissen und jeweils einer Sedimenteigenschaft vorliegen. Zusätzlich zu den Originalkonzentrationen wurden die Schadstoffgehalte auf Lithium oder TOC normiert und mit den normierten Daten die Korrelation berechnet.

Die Auswahl des statistischen Testverfahrens für die Korrelationen richtete sich nach dem vorliegenden Merkmalstyp der zu untersuchenden Parameter sowie bei metrischen Daten nach dem Verteilungstyp und der Varianzhomogenität (siehe Tabelle 63, rot markierte Spalte). Die zur Auswahl stehenden Testverfahren waren die Rangkorrelation nach Spearman und die Maßkorrelation nach Pearson. Sofern eine signifikante Korrelation der beiden Parameter gefunden wurde, wurde die Richtung der Korrelation angegeben und anschließend eine lineare Regression durchgeführt.

Tabelle 63: Übersicht über die statistischen Testverfahren

Testverfahren Korrelation

	Monovariable Verteilung			Bivariable Verteilung
	EINE Stichprobe	**ZWEI Stichproben**	**k Stichproben**	
Nominalskala	Vorzeichentest Prozentanteiltest Fisher's exakter Binomialtest χ^2-Anpassungstest	Prozentanteiltest χ^2-Test (Vierfeldertafel) Fisher's Binomialt. (Vierfeldertafel)	χ^2-Test (Mehrfeldertafel) exakte Mehrfelder-binomialtests BONFERRONI-Binomialtests	χ^2-Test (Mehrfeldertafel)
Ordinalskala	WILCOXON-Test	WILCOXON-MANN-WHITNEY-Test (U-Test)	multiple U-tests: KRUSKAL-WALLIS-Test DUNN-Test BONFERRONI-U-Test	Rangkorrelation nach SPEARMAN Nichtlineare Regression
Metrische Skala (nicht normalverteilt)	WILCOXON-Test	WILCOXON-MANN-WHITNEY-Test (U-Test)	multiple U-tests: KRUSKAL-WALLIS-Test DUNN-Test BONFERRONI-U-Test	Rangkorrelation nach SPEARMAN Nichtlineare Regression
Metrische Skala (normalverteilt)	z-Test t-Test	z-Test t-Test	ANOVA (Varianzanalyse) DUNCAN-Test multiple t-Tests: DUNNETT-Test WILLIAMS-Test BONFERRONI-t-Test	lineare Regression Maßkorrelation nach PEARSON Nichtlineare Regression
Zusatzprüfung: Normalverteilung Varianzgleichheit	Kolmogoroff-Smirnov Test entfällt	Kolmogoroff-Smirnov-Test F-Test	Kolmogoroff-Smirnov Test BARTLETT-Test	Kolmogoroff-Smirnov Test BARTLETT-Test

Tab.

5.2.2 Ergebnisse

Die Korrelationen der Effektdaten mit der Schwermetallbelastung bezogen auf die Originalkonzentrationen zeigten für *Lumbriculus variegatus* negative Korrelationen für beide Testparameter (Tabelle 64). Dagegen zeigten sich bei den Lithium-normierten Daten keine Korrelationen mehr (Tabelle 65).
Für *Myriophyllum aquaticum* und *Danio rerio* wurden nur für die Lithium-normierten Schwermetallkonzentrationen negative Korrelationen gefunden (Tabelle 65).

Für *Caenorhabditis elegans* und *Arthrobacter globiformis* wurden für die Lithium-normierten Schwermetallkonzentrationen positive Korrelationen gefunden (Tabelle 65).

Tabelle 64: Bivariate Korrelationen der Effektdaten mit Schwermetallen (Effektdaten bezogen auf Altrip; rot: negative Korrelation; grün: positive Korrelation)

	In Königswasser lösl. Spurenelemente (2mm)										Matrix: <20 µm Fraktion							
	Arsen	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Lithium	Mangan	Nickel	Quecksilber	Zink	Arsen	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink
Myriophyllum						+								-				
Lumbriculus-Anz	-	-	-					-			-	-	-			-		
Lumbriculus-afTG		-						-			-	-			-	-		-
Saccharomyces																		
Caenorhabditis-Wachs	-										-							
Caenorhabditis-Repro																		
Danio						-												
Arthrobacter-F+M																		
Arthrobacter-Stg TUHH																		
Arthrobacter-kalStg TUHH						-												
Arthrobacter-Resa TUHH				-														

Tabelle 65: Bivariate Korrelationen der Effektdaten mit Lithium-normierten Schwermetallgehalten (Effektdaten bezogen auf Altrip; rot: negative Korrelation; grün: positive Korrelation)

Matrix: < 20µm Fraktion

	Arsen	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink
Myrio			-(0.60)					
Lumbri-Anz								
Saccha								
Caeno-W		+(0.60)			+(0.53)	+(0.49)		
Caeno-R		+(0.45)						
Danio	+(0.44)		+(0.49)				+(0.55)	+(0.52)
Arthro-F+M		+(0.49)	+(0.55)		+(0.43)			+(0.47)
A-TUHH-Stg		+(0.55)						
A-TUHH-kalStg		+(0.57)	+(0.58)		+(0.49)			+(0.49)
A-TUHH-UResa								

2mm Fraktion Königswasser

	Arsen	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink
Myrio			-(0.55)					-(0.47)
Lumbri-Anz								
Saccha								
Caeno-W	+(0.52)	+(0.58)		+(0.64)	+(0.51)			
Caeno-R		+(0.46)		+(0.42)				
Danio			+(0.53)					+(0.49)
Arthro-F+M	+(0.55)	+(0.63)	+(0.61)	+(0.53)	+(0.52)		+(0.44)	+(0.52)
A-TUHH-Stg	+(0.46)	+(0.54)		+(0.45)	+(0.42)			
A-TUHH-kalStg	+(0.52)	+(0.59)	+(0.51)	+(0.46)	+(0.50)			+(0.48)
A-TUHH-UResa								

Zwischen den Effektdaten und den organischen Verbindungen wurde nur eine positive Korrelation von der Dehydrogenaseaktivität von *Arthrobacter globiformis* (F+M) mit der Summe der PAKs gefunden (Tabelle 66). Für die TOC-normierten Konzentrationen an organischen Verbindungen wurden einige negative Korrelationen v.a. für die MKWs, aber bei *Lumbriculus* und *Arthrobacter* (F+M) auch bei anderen Verbindungen gefunden. Zusätzlich wurden für *Myriophyllum, Saccharomyces* und *Danio* auch positive Korrelationen mit organischen Verbindungen ermittelt. Insgesamt waren das alles schwache Korrelationen meist mit Korrelationskoeffizienten von 0,4 bis 0,6 (Tabelle 67).

Tabelle 66: Bivariate Korrelationen der Effektdaten mit organischen Verbindungen (Effektdaten bezogen auf Altrip; rot: negative Korrelation; grün: positive Korrelation)

	Acenaphthen	Fluoren	Phenanthren	Fluoranthen	Pyren	Benzo[a]anthracen	Chrysen	Benzo[b]fluoranthen	Benzo[k]fluoranthen	Benzo[a]pyren	Benzo[ghi]perylen	Summe PAK i. Tr.	Summe PCB (7)	MKWs i. Tr. (C10 bis C40)	iso-Nonylphenol
Myriophyllum															
Lumbriculus-Anz															
Lumbriculus-afTG															
Saccharomyces															
Caenorhabditis-Wachs															
Caenorhabditis-Repro															
Danio															
Arthrobacter-F+M												+			
Arthrobacter-Stg TUHH															
Arthrobacter-kalStg TUHH															
Arthrobacter-Resa TUHH															

Tabelle 67: Bivariate Korrelationen der Effektdaten mit den TOC-normierten Konzentrationen von organischen Verbindungen (Effektdaten bezogen auf Altrip; rot: negative Korrelation; grün: positive Korrelation)

	Summe PAK i. Tr.	Summe PCB (7)	MKWs i. Tr. (C10-C40)	HCH	HCB	p,p´-DDE	o,p´- DDE	p,p´-DDD	o,p´- DDD	p,p´- DDT	o,p´- DDT	4-tert.-Octylphenol	4-n-Nonylphenol	iso-Nonylphenol	OCS (Octachlorstyrol)
Myrio				+(0.54)				+(0.54)				+(0.52)	+(0.54)	+(0.45)	
Lumbri-Anz					-(0.46)	- (0.54)			-(0.48)						-(0.56)
Saccha			-(0.55)	+(0.54)				+(0.54)							
Caeno-W		- (0.45)	-(0.55)												
Caeno-R			-(0.44)				+ (0.50)								
Danio			+(0.48)	-(0.74)	- (0.44)			-(0.74)		-(0.57)	-(0.55)	- (0.48)		-(0.49)	-(0.55)
Arthro-F+M							+ (0.48)					-(0.43)		-(0.51)	
A-TUHH-Stg			- (0.46)												
A-TUHH-kalStg															
A-TUHH-UResa															

Für die zinnorganischen Verbindungen wurden mehrere negative Korrelationen für Dibutylzinn und *Lumbriculus* sowie für Dioctylzinn mit dem Wachstum von *C. elegans* gefunden. Zusätzlich war die Mortalität von *Danio* positiv korreliert mit Octylzinnverbindungen (Tabelle 68).

Tabelle 68: Bivariate Korrelation der Effektdaten mit zinnorganischen Verbindungen (Effektdaten bezogen auf Altrip; rot: negative Korrelation; grün: positive Korrelation)

	Monobutylzinn	Dibutylzinn	Tributylzinn	Tetrabutylzinn	Monooctylzinn	Dioctylzinn	Triphenylzinn
Myriophyllum							
Lumbriculus-Anz		-					
Lumbriculus-afTG		-					
Saccharomyces							
Caenorhabditis-Wachs						-	
Caenorhabditis-Repro							
Danio (Mortalität)					+	+	
Arthrobacter-F+M						+	
Arthrobacter-Stg TUHH							
Arthrobacter-kalStg TUHH							
Arthrobacter-Resa TUHH							

5.3 Klassifizierung der belasteten Sedimente nach ARGE Elbe und Untersuchung möglicher Korrelationen der Biotestergebnisse mit den Belastungsklassen

Anhand der Analytikdaten und der Grenzwerte nach ARGE-Elbe und HABAK/WSV (Tabelle 69 bis Tabelle 71) wurden die Sedimente klassifiziert (Tabelle 72, Tabelle 73). Anhand dieser Schadstoffklassen wurde berechnet, ob bivariate Korrelationen mit den Effektdaten der einzelnen Testsysteme vorliegen. Es wurden einige negative Korrelationen gefunden, die jedoch unterschiedlich ausfielen, je nachdem, ob die unbelasteten Sedimente mit herangezogen wurden oder nicht (Tabelle 74). Für *Danio rerio* wurde jedoch für beide Datensätze eine positive Korrelation der Mortalität und der Schwermetallklasse nach ARGE Elbe gefunden.

Tabelle 69: Klassifizierung nach ARGE Elbe - Schwermetallklassen

	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3
	≤ RW 1	≤ RW 2	≥ RW 2
Schwermetalle	≤ Stufe II	≤ Stufe III	≥ Stufe III
Arsen	20	70	70
Blei	100	250	250
Cadmium	1.2	10	10
Chrom	100	250	250
Kupfer	60	250	250
Nickel	50	250	250
Quecksilber	0.8	10	10
Zink	200	1000	1000

Tabelle 70: Klassifizierung nach ARGE Elbe – Organik-Klassen (falls keine Richtwerte der ARGE Elbe (schwarz) vorlagen, wurden die RW der HABAK/WSV (blau) herangezogen)

	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3
	≤ RW 1	≤ RW 2	≥ RW 2
Organik	≤ Stufe II	≤ Stufe III	≥ Stufe III
Summe (6) PAK i. Tr.	–	3	3
Summe PCB (7)	20	60	60
MKWs i. Tr. (C_{10} bis C_{40})	300	1000	1000
HCH	10	50	50
HCB	40	200	200
p,p´-DDE	40	200	200
p,p´-DDD	40	200	200
p,p´- DDT	40	200	200

Tabelle 71: Klassifizierung nach ARGE Elbe – Organozinn-Klassen

	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3
	≤ RW 1	≤ RW 2	≥ RW 2
Organozinn	≤ Stufe II	≤ Stufe III	≥ Stufe III
Monobutylzinn	25	150	150
Dibutylzinn	25	150	150
Tributylzinn	25	150	150
Tetrabutylzinn	25	150	150
Monooctylzinn	25	150	150
Dioctylzinn	25	150	150
Tricyclohexylzinn	25	150	150
Triphenylzinn	25	150	150

Tabelle 72: Klassifizierung der natürlichen, belasteten Sedimente nach ARGE Elbe bzw. HABAK/WSV

Matrix: <20 µm Fraktion

Probennr. BfG		**070137**		**070131**		**070153**		**070155**		**070133**		**070140**		**060983**		**060985**		**060993**		**060989**	
Probennahmeort		Hamburger Hafen	Klasse	Palzem	Klasse	Hunte	Klasse	Kochendorf	Klasse	Finow-Kanal	Klasse	Schierstein er Hafen	Klasse	Tiefer See	Klasse	Calbe	Klasse	Alte Elbe		Dömitz	Klasse
		HH-R		PM-R		HU-L		KO-R		FK-R		SH-L		TS-L		CA-R		AE-R		DÖ-R	
Schwermetalle																					
Arsen	mg/kg	34	2	15	1	5.8	1	0.9	1	14	1	3.4	1	9	1	31	2	37	2	9	1
Blei	mg/kg	210	2	88	1	38	1	6	1	200	2	37	1	165	2	227	2	100	1	38	1
Cadmium	mg/kg	4.9	2	0.6	1	1	1	0.3	1	21	3	0.8	1	3.3	2	3.8	2	3	2	2	2
Chrom	mg/kg	58	1	47	1	14	1	3	1	50	1	21	1	55	1	100	1	73	1	157	2
Kupfer	mg/kg	140	2	48	1	16	1	5	1	1900	3	36	1	236	2	178	2	74	2	83	2
Nickel	mg/kg	34	1	26	1	9	1	2	1	48	1	13	1	36	1	46	1	44	1	5.3	1
Quecksilber	mg/kg	3.7	2	0.2	1	0.2	1	0.06	1	43	3	0.5	1	1.7	2	33	3	1.2	2	0.1	1
Zink	mg/kg	850	2	450	2	200	2	44	1	2100	3	180	1	1033	3	1163	3	556	2	326	2
Klasse insges SW:			*2*		*2*		*2*		*1*		*3*		*1*		*3*		*3*		*2*		*2*
Organik																					
Fluoranthen	mg/kg	114.0		3.4		1.0		1.4		5.2		1.0		1.9		2.5		0.9		0.2	
Benzo[*b*]fluoranthen	mg/kg	52.0		2.0		0.7		0.8		1.9		0.7		1.4		0.9		0.5		0.1	
Benzo[*k*]fluoranthen	mg/kg	23.0		0.9		0.2		0.4		1.9		0.3		0.6		0.4		0.2		<0,1	
Benzo[*a*]pyren	mg/kg	46.0		4.5		0.5		0.6		1.5		0.6		1.5		0.8		0.4		0.1	
Indeno[1,2,3-*cd*]pyren	mg/kg	33.0		2.5		<0,1		0.5		0.7		0.4		<0,1		<0,1		<0,1		<0,1	
Benzo[*ghi*]perylen	mg/kg	33.0		1.2		0.4		0.5		0.9		0.5		1.1		0.5		0.3		<0,1	
Summe (6) PAK i. Tr.	mg/kg	301.0	3	14.5	3	2.8	2	4.2	3	12.1	3	3.5	3	6.5	3	5.1	3	2.3	2	0.2	1
Summe PCB (7)	µg/kg	286.0	3	184.0	3	<1	1	121	3	143	3	91	3	251.0	3	231.0	3	65.9	3	10.8	1
MKWs i. Tr. (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	7300	3	1300	3	1100	3	390	2	5700	3	770	2	960	2	1400	3	400	2	<100	1
HCH	µg/kg	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1
HCB	µg/kg	40.0	1	0.6	1	<0,1	1	2.0	1	7.3	1	2.1	1	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1
p,p´-DDE	µg/kg	30.0	1	6.7	1	1.7	1	2.9	1	23.0	1	3.9	1	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1
p,p´-DDD	µg/kg	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1
p,p´- DDT	µg/kg	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1	<0,1	1	14.0	1	<0,1	1	<0,1	1
Klasse insges Org:			*3*		*3*		*3*		*3*		*3*		*3*		*3*		*3*		*3*		*1*
Organozinn																					

Probencode		HH-R		PM-R		HU-L		KO-R		FK-R		SH-L		TS-L		CA-R		AE-R		DÖ-R	
Monobutylzinn	µgSn/kg	60.0	2	2.8	1	12.8	1	3.1	1	9.4	1	8.5	1	15.0	1	6.3	1	22.5	1	4.4	1
Dibutylzinn	µgSn/kg	55.6	2	4.9	1	33.9	2	2.3	1	36.5	2	10.4	1	19.4	1	3.3	1	6.5	1	4.9	1
Tributylzinn	µgSn/kg	132	2	1.5	1	319	3	0.9	1	202.2	3	28.5	2	40.2	2	2.3	1	3.9	1	8.3	1
Tetrabutylzinn	µgSn/kg	32.2	2	<	1	4.4	1	<	1	2.5	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1
Monooctylzinn	µgSn/kg	4.8	1	0.8	1	1.9	1	1.0	1	<	1	1.2	1	<	1	5.4	1	<	1	<	1
Dioctylzinn	µgSn/kg	3.8	1	<	1	<	1	0.8	1	<	1	0.9	1	<	1	2.5	1	<	1	<	1
Tricyclohexylzinn	µgSn/kg	<1,4	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1
Triphenylzinn	µgSn/kg	<0,5	1	<	1	273	3	<	1	<	1	2.4	1	29.7	2	<	1	<	1	<	1
Klasse Oranozinn			*2*		*1*		*3*		*1*		*3*		*2*		*2*		*1*		*1*		*1*

Tabelle 73: Klassifizierung aller natürlichen Sedimente nach ARGE Elbe bzw. HABAK/WSV

Probencode	Klasse Schwermetalle	Klasse Organik	Klasse Organozinn	Caeno-Repro	Caeno-mittl Wachs	Myrio-mittl Wachs	Saccha	TUHH StgReso	TUHH-kalStgReso	TUHH-UmsResa	Artro F+M (15-45)	Lumbri-Anz	Danio Mw
PA-R	1	2	1	99.5	87.6	100.3	14.2	29.8	34.5	-4.4	61.7	123.3	95.5
PO-L	1	1	1	104.3	94.0	106.5	34.5	79.5	79.1	123.9	61.8	117.5	5.0
ST-L	1	2	2	99.1	96.5	96.0	18.1	87.6	81.5	39.3	42.9	155.0	7.1
BA-R	1	1	1	48.1	74.2	123.0	49.2	19.3	20.8	16.8	48.4	120.6	10.0
JO-R	2	1	1	62.8	80.9	122.3	97.1	28.9	31.6	50.4	31.9	99.5	3.3
DM-L	2	1	1	92.0	86.3	118.5	1.3	33.2	38.1	8.9	60.9	128.0	19.1
LO-L	1	1	2	142.3	101.6	105.1	122.3	96.4	98.2	102.1	104.3	108.4	6.7
N1-L	1	1	1	182.5	103.0	85.7	106.1	98.6	104.9	108.2	117.6	69.2	3.3
LW-R	2	2	1	52.8	68.4	104.0	66.5	50.2	61.4	103.1	77.4	107.5	16.7
AA-R	1	2	1	65.6	77.3	115.0	88.7	14.2	13.2	23.2	63.4	112.6	0.0
EB-R	2	2	1	174.6	92.0	115.1	3.2	33.2	32.3	24.2	112.9	127.1	3.3
N2L	1	1	1	256.7	108.5	80.7	62.1	101.7	102.4	88.8	130.2	92.5	5.0
HH-R	2	3	2	3.4	22.6	80.8	8.7	27.3	46.7	46.9	72.2	71.3	90.0
PM-R	2	3	1	25.5	59.9	97.2	24.8	35.1	74.8	60.3	52.0	126.5	3.3
HU-L	2	3	3	16.5	57.5	90.7	24.0	34.9	52.0	47.4	37.6	104.5	25.0
KO-R	1	3	1	85.5	75.1	86.1	14.9	28.7	60.1	40.2	52.3	135.9	13.3
FK-R	3	3	3	94.7	87.2	75.8	8.7	18.2	58.7	34.7	73.5	114.8	46.2
SH-L	1	3	2	123.2	85.7	81.1	11.6	35.5	45.2	43.4	48.0	114.8	20.0
TS-L	3	3	2	105.0	89.3	84.3	9.0	51.1	73.3	101.0	108.1	176.0	97.0
CA-R	3	3	1	67.3	74.2	71.4	4.5	42.1	69.3	64.2	62.4	153.0	82.0
AE-R	2	3	1	20.5	74.9	87.7	5.0	-0.5	-0.4	89.6	58.5	151.6	45.5
DÖ-R	2	1	1	40.9	86.6	58.4	3.5	58.8	120.9	14.1	158.2	192.6	100.0

„Unbelastete“ Sedimente

„Belastete“ Sedimente

Tabelle 74: Korrelation der Effekte in den Testsystemen mit der Schadstoffklasse nach ARGE Elbe bzw. HABAK/WSV

Belastete Sedimente: Spearman-Rangkorrelation

Klassifizierung	Lumbr-Anz	Lumbr-aTG	Myrio-mWR	Sacch	Caeno-W	Caeno-R	Arthr-F+M	A-TUHH-Stg	A-TUHH-kalStg	A-TUHH-UResa	Danio-Mort
Schwermetalle											**+ (0.57)**
Organik											
Organozinn	**- (0.63)**	**- (0.63)**									

Alle Sedimente (belastete + „unbelastete“): Spearman-Rangkorrelation

Klassifizierung	Lumbr-Anz	Myrio-mWR	Sacch	Caeno-W	Caeno-R	Arthr-F+M	A-TUHH-Stg	A-TUHH-kalStg	A-TUHH-UResa	Danio-Mort
Schwermetalle			**- (0.55)**							**+(0.45)**
Organik		**- (0.45)**		**- (0.54)**						**+ (0.42)**
Organozinn										

Abkürzungen:
Lumbr: Lumbriculus, Anz: Anzahl, aTG: aschefreies Trockengewicht, Caeno: Caenorhabditis, W: Wachstum, R: Reproduktion, Arthr-F+M: Arthrobacter-Test durchgeführt bei Fintelmann & Meyer, A-TUHH: Arthrobacter-Test durchgeführt von TUHH, Stg: Steigung Resorufin, kalStg: kalibrierte Steigung, UResa: Umsatz Resazurin, Danio-Mort: Mortalität von Danio

6. Multivariate statistische Auswertung der Biotestergebnisse von natürlichen Sedimenten und den Sedimenteigenschaften

Das Ziel der multivariaten Analysen war es,

(1) in den unbelasteten Sedimenten diejenigen Umweltvariablen zu ermitteln, die einen signifikanten Teil zur Gesamtvarianz des Datensatzes beitragen.
(2) zu ermitteln, welche Variablen die einzelnen Testsysteme beeinflussen.
(3) in den belasteten Sedimenten die Schadstoffe zu ermitteln, die die Gesamtvarianz maßgeblich beeinflussen und zwar unabhängig von dem Einfluss der unter (1) identifizierten relevanten Sedimenteigenschaften.

6.1 Multivariate Methoden

Die Hauptkomponentenanalyse (PCA) (Hotelling, 1933) stellt die Information, die in einer großen Anzahl von Variablen enthalten ist, auf wenigen und damit einfacher zu interpretierenden Linearkombinationen dar. Die Variablen werden hierbei entsprechend der größten Varianzen angeordnet. Die Eigenwerte der resultierenden Ordinationsachsen geben dabei deren Güte an und sind ein Maß für den Varianzanteil der durch die Achse erklärt wird, den Informationsgehalt der Achse oder die ökologische Relevanz der Achse. Es existieren verschiedene algorithmische Ansätze zur Berechnung der PCA. In der Ökologie wird häufig der „Two Way Weighted Summation"-Algorithmus (TWWS) verwendet (Legendre & Legendre, 1998). Er wurde von ter Braak (1987) in die Ökologie eingeführt und basiert auf dem Verfahren von Clint & Jennings (1970) und der daraus abgeleiteten Methode der wechselseitigen Mittelwertbildung (Reciprocal Averaging RA) nach Hill (1973). Die PCA kann als eine dimensionsreduzierende Technik angesprochen werden, denn sie reduziert zum einen die Dimensionalität der multivariaten Daten und zum anderen das Datenrauschen, welches die Analyse ökologischer Daten oftmals erschwert. Sie dient also der Musterextraktionen und zeigt welche Bedeutung die einzelnen Variablen im Hinblick auf diese Muster haben.
Die Redundanzanalyse (RDA) (van den Wollenberg, 1977) stellt eine Erweiterung der Hauptkomponentenanalyse dar. Die Ordinationsachsen sind hierbei nicht nur Linearkombinationen der primären Variablen, sondern zusätzlich Linearkombinationen weiterer externer Größen. Durch einen zusätzlichen Regressionsschritt wird lediglich der Varianzanteil auf den Ordinationsachsen abgebildet, der sich linear an die externen Variablen binden lässt.
Zur Berechnung von PCA und RDA wurde CANOCO für Windows Ver. 4.53 (Microcomputer Power) genutzt. Zur Berechnung der PCA wurden sowohl die Effektdaten als auch die Segmenteigenschaften an ihrer Standardabweichung standardisiert (PCA based on correlation matrix, centering by species). Die Signifikanzen der Sedimenteigenschaften in der RDA wurden mit Hilfe eines Monte-Carlo-Permutation Testes (499 Permutationen) berechnet. Die Variablenauswahl in der RDA geschah durch manuelle Variablenselektion anhand der Signifikanz. Die multivariate Korrelation der Umweltvariablen in der PCA wurde als Kosinus der Vektoren im Ordinationsraum aus den ersten zwei Achsen berechnet.

Die hierarchisch agglomerative Klassifikation (Clusteranalyse) ist eine häufig angewandte Methode zur Gruppierung von Objekten. Nach Berechnung einer Distanzmatrix werden die ähnlichsten Objekte sukzessive zu größeren Gruppen zusammengefasst bis schließlich alle Elemente in einem einzigen Cluster zu finden sind (agglomerativ). Der Algorithmus wird als hierarchisch bezeichnet, da die Gruppen prinzipiell aus Untergruppen zusammengesetzt sind und selbst Mitglieder übergeordneter Cluster sind. Typischerweise werden die Ergebnisse in Form von Dendrogrammen zusammengefasst, aus denen die schrittweise Zusammenfassung der Elemente, die zugehörigen Ähnlichkeitsniveaus sowie die Clusterzugehörigkeit der Objekte ersichtlich sind. Das Ergebnis einer hierarchischen Klassifikation wird maßgeblich von der Wahl des verwendeten Abstandsmaßes sowie des verwendeten Zusammenfassungsalgorithmus bestimmt. Zur Zusammenfassung der Objekte wird häufig Ward's Methode (Ward's minimum variance joining) eingesetzt, welche die Zunahme der Varianz beim Vereinigen zweier Cluster als Distanzkriterium verwendet. Die interne Varianz einer Standortgruppe wird hierbei als die Summe der quadrierten Abweichungen aller Gruppenmitglieder vom

Clusterschwerpunkt berechnet (Total error sum of squares TESS). Als Unähnlichkeitsmaß wird implizit die Euklidische Distanz verwendet. Der Einsatz der Ward-Methode ist daher nur in Verbindung mit euklidischen Distanzmatrizen sinnvoll (McGarigal et al., 2000; Legendre & Legendre, 1998).
Zur Berechnung der Clusteranalyse wurde PC-Ord Ver. 5 (MjM Software Design) verwendet. Zum Einsatz kam die Euklidische Distanz in Kombination mit Ward's Methode.

6.2 Ergebnisse

Die multivariaten Analysen wurden zunächst mit dem Datensatz der unbelasteten bzw. gering belasteten Sedimente durchgeführt, um diejenigen Sedimenteigenschaften zu ermitteln, die maßgeblich die Endpunkte in den verschiedenen Sedimentkontakttests beeinflussen. Im nächsten Schritt sollte dann der Einfluss der dort identifizierten Sedimenteigenschaften bei den belasteten Sedimenten herausgerechnet werden, um die relevanten Schadstoffe zu ermitteln.

6.2.1 Multivariate Analyse von natürlichen unbelasteten Sedimenten

Für die multivariate Analyse wurden die Effektdaten der Testsysteme – jeweils in Bezug zur testinternen Kontrolle - sowie die von F+M-bereitgestellten Umweltvariablen, d.h. Sedimenteigenschaften verwendet. Falls bei den Umweltvariablen Werte „<x“ angegeben waren, wurden diese für die weitere Datenanalyse auf die Hälfte der Bestimmungsgrenze (x/2) festgesetzt. Desweiteren wurden sowohl Effektdaten als auch Umweltvariablen am Variablenmaximum normiert. Für den Fischeitest mit *Danio rerio* wurde als Endpunkt die Überlebensrate verwendet und nicht die Mortalität, um gleichgerichtete Effekte wie in den anderen Testsystemen zu betrachten.

Tabelle 75: Verwendete Umweltvariablen der Sedimente.

	Variable	Einheit	Abkürzung
Physikalisch-chemisch	TS	%	TS
	Glühverlust	%	LBC
	DOC	mg/l	DOC
	TC	g/kg	TC
	TOC	g/kg	TOC
	Stickstoff	mg/kg	N
	Phosphor	g/kg	P
	Schwefel	%	S
	Aluminium	%	Al
	Eisen	%	Fe
	Magnesium	%	Mg
	Calcium	%	Ca
	>2000µm	%	Sa2000
	Sand 630-2000µm	%	Sa630
	Sand 200-630µm	%	Sa200
	Sand 63-200µm	%	Sa63
	Schluff 20-63µm	%	Si20
	Schluff 2-20µm	%	Si2
	Sand	%	Sand
	Schluff	%	Silt
	Ton	%	Clay
	Lithium	mg/kg	Li-2mm
Nährstoffe (Porenwasser)	Ges.-N	mg/l	TN
	Ges.-P	mg/l	TP

6.2.1.1 Hauptkomponentenanalyse (PCA)

Es wurden zwei Hauptkomponentenanalysen durchgeführt, eine auf Basis der Effekte in den verschiedenen Testsystemen und die andere anhand der Sedimenteigenschaften. Aufgrund der starken Korrelationen zwischen verschiedenen Sedimenteigenschaften (Originaldatensatz 96 Variablen) war es notwendig, die Anzahl der Variablen durch eine sinnvolle Vorauswahl zu reduzieren. In der endgültigen Analyse wurden daher nur die in Tabelle 75 zusammengestellten Umweltvariablen berücksichtigt. Dabei wurden die einzelnen Nährstofffraktionen als Gesamtfraktionen zusammengefasst, einige Körngrößenfraktionen gruppiert sowie die Belastungsparameter (organische Schadstoffe, Schwermetalle) herausgenommen, da diese bei den hier ausgesuchten unbelasteten bzw. gering belasteten Sedimenten keinen Einfluss auf die Reaktion des Testsystems haben sollten. Somit konnte die Anzahl der Umweltvariablen von ursprünglich 96 auf 24 reduziert werden.

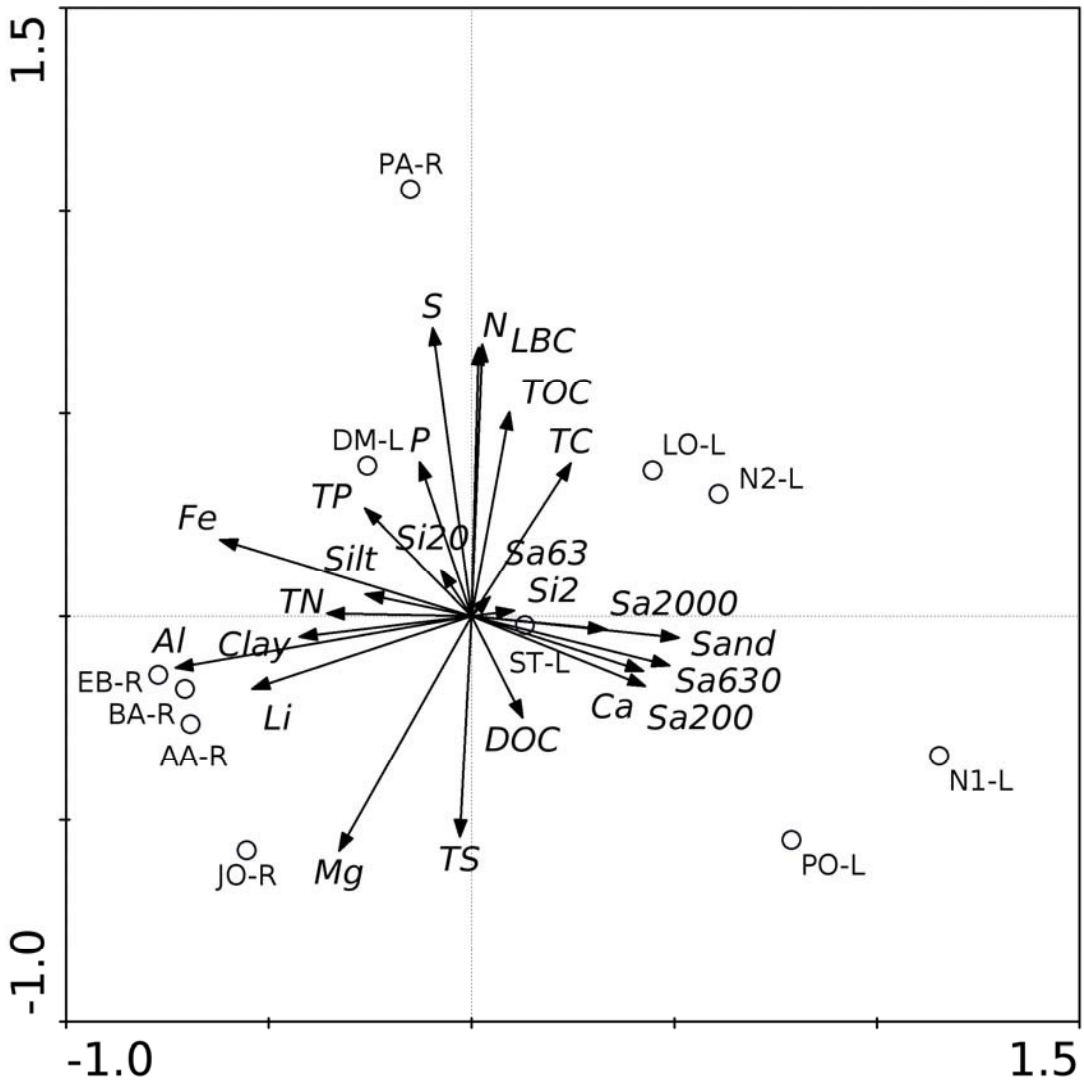


Abbildung 8: PCA der „unbelasteten“ Sedimente aufgrund der Umweltvariablen für die reduzierte Anzahl an Umweltvariablen.

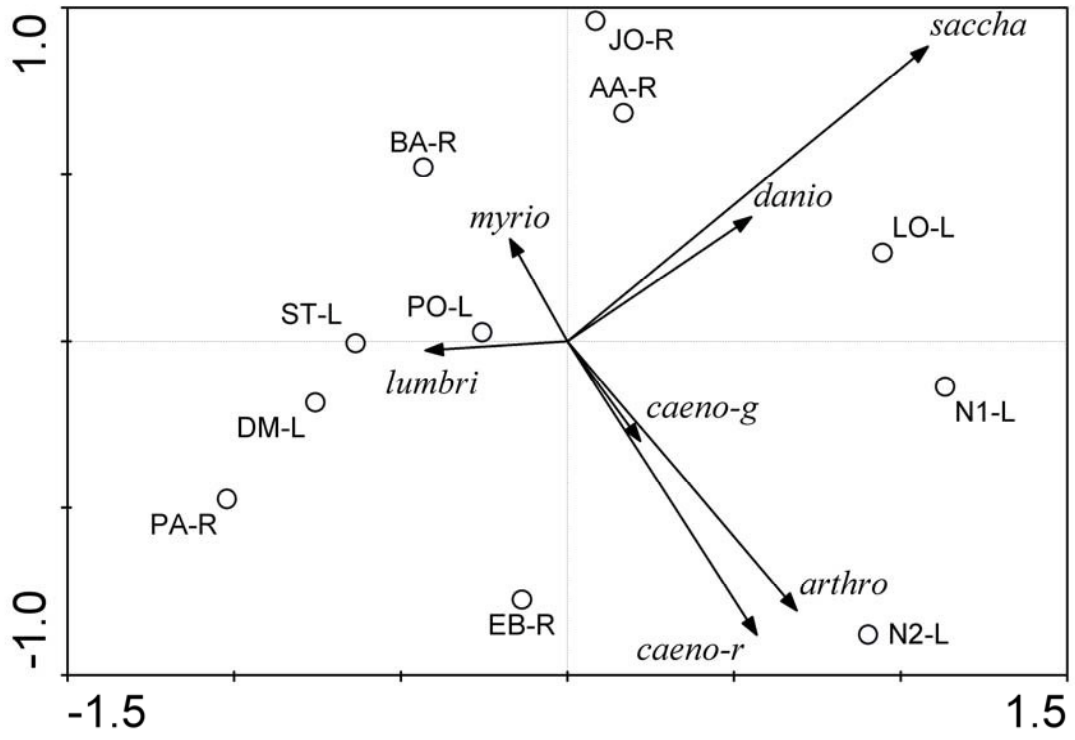


Abbildung 9: PCA der „unbelasteten“ Sedimente aufgrund der Effekte in den Testsystemen

6.2.1.2 Clusteranalyse

Für beide Datensätze - Effektdaten und Umweltvariablen - wurde darüber hinaus eine Clusteranalyse durchgeführt (Abbildung 10, Abbildung 11). In der Clusteranalyse basierend auf den Effekten in den Testsystemen setzen sich v.a. die Sedimente LO-L, N1-L und N2-L sowie die Sedimente AA-R, JO-R und BA-R ab. Bei der Clusteranalyse auf Basis der Sedimenteigenschaften erweisen sich v.a. die Sedimente N1-L und PO-L sowie AA-R, EB-R und BA-R als extrem.

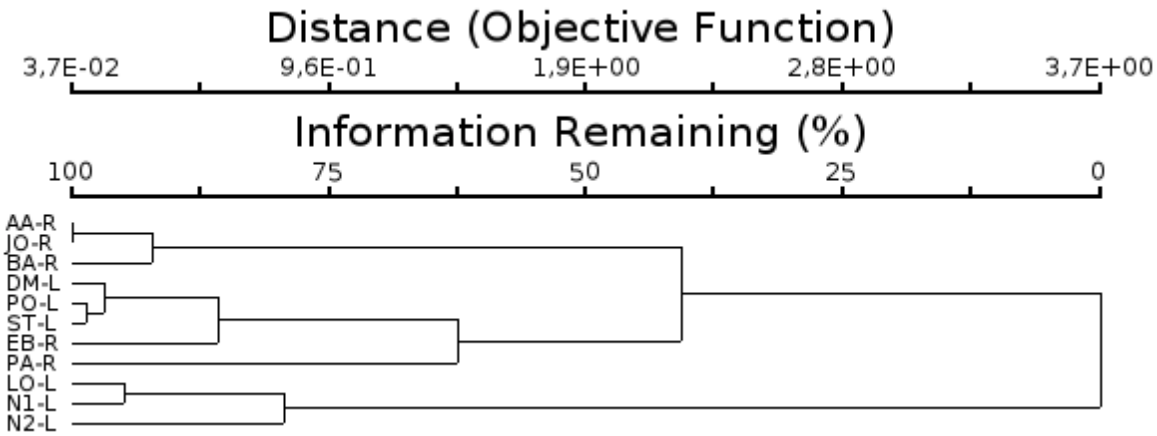


Abbildung 10: Clusteranalyse der Sedimente auf Basis der Effekte

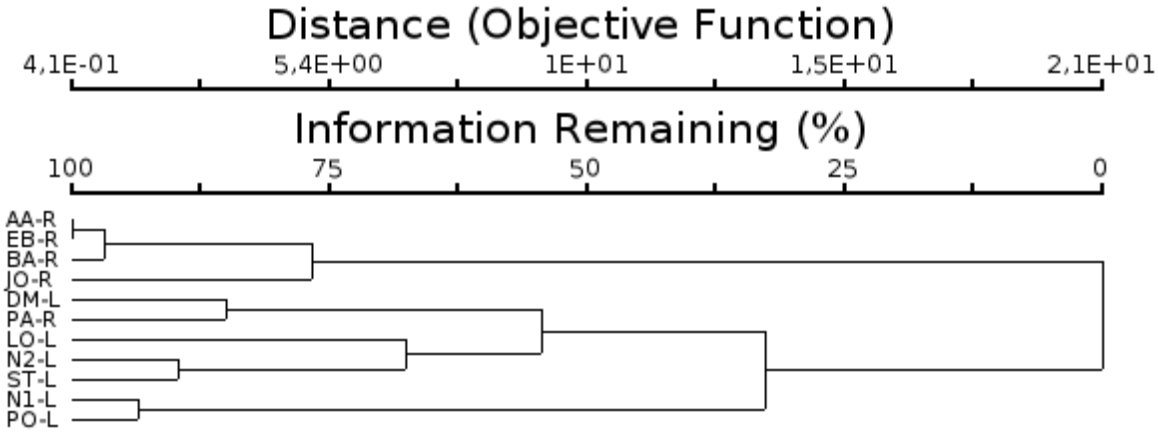


Abbildung 11: Clusteranalyse der Sedimente auf Basis der Sedimenteigenschaften (reduzierter Variablensatz)

6.2.1.3 Redundanzanalyse (RDA)

Aufgrund der extremen Effekte im Danio-Testsystem gegenüber dem Sediment PA-R, für die es bisher keine Erklärung gibt, wurde die Redundanzanalyse mit den unbelasteten Sedimenten zweimal durchgeführt, und zwar einmal mit und einmal ohne die Effektdaten von *Danio rerio*, um den Einfluss dieser Daten auf den Gesamtdatensatz beurteilen zu können.

Im Datensatz inklusive *Danio rerio* wurden zwei Umweltvariablen mit signifikantem Einfluss ermittelt: die grobe Sandfraktion von 630-2000 µm (Sa630) sowie der TOC-Gehalt der Sedimente. Beide Variablen zusammen konnten fast 50% der Gesamtvarianz im Datensatz erklären (Tabelle 76). Zu beachten ist hier wiederum eine Korrelation dieser beiden Variablen mit anderen Umweltvariablen (Abbildung 12, Tabelle 78).

Tabelle 76: Manuelle Variablenselektion in der RDA der unbelasteten Sedimente für alle Testsysteme inklusive *Danio rerio* (sme= sum of all canonical eigenvalues)

	marginal effect	p	included	sme
Sa630	0,284	0,014	x	0,284
TOC	0,209	0,012	x	0,493

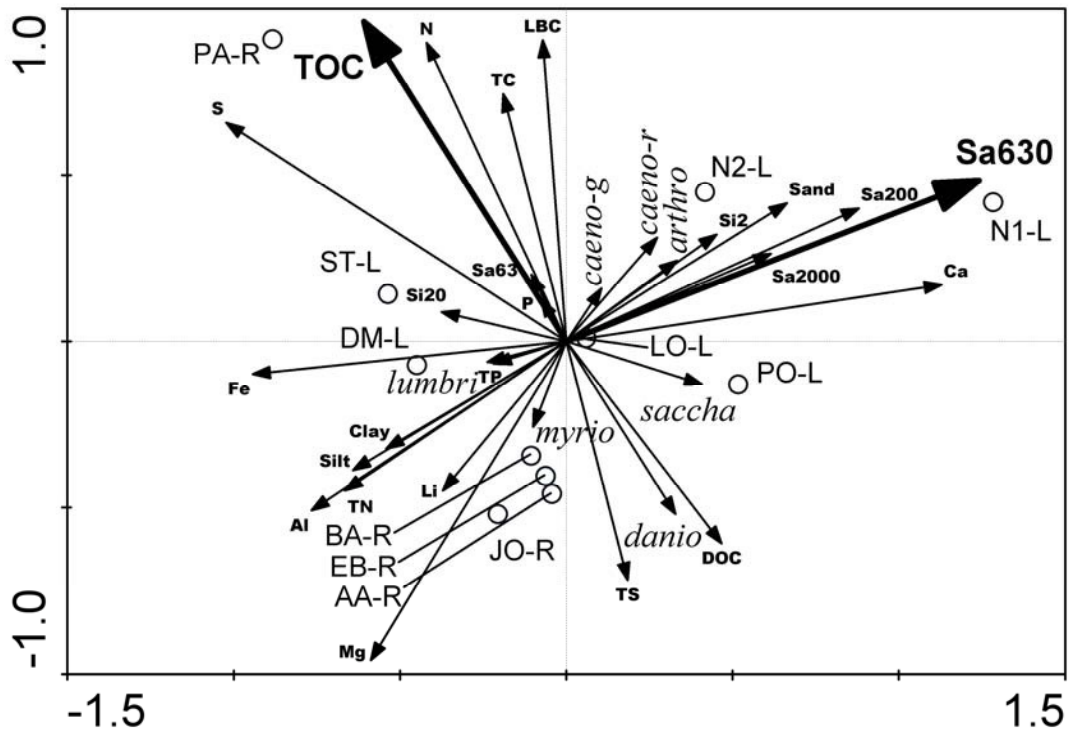


Abbildung 12: Redundanzanalyse der Sedimente auf Basis der Effekte, Kreise = Sedimente, Pfeile = Testsysteme und Umweltvariablen als erklärende Variablen, hierbei signifikante Variablen aus der forward selection als dicker Pfeil, nicht in das Modell integrierte Variablen sowie Testsysteme (supplementary variables and species) als kleinere Pfeile (eigenvalues: AX1 0,311; AX2 0,182)

Arthrobacter globiformis und *Caenorhabditis elegans* mit den beiden Endpunken Wachstum und Reproduktion zeigten eine ähnliche Reaktion in den unbelasteten Sedimenten und wurden vom Sandanteil positiv beeinflusst, *Lumbriculus variegatus* ist dagegen negativ von den groben Sandfraktionen beeinflusst. Diese drei Testsysteme sind vom TOC-Gehalt nur wenig beeinflusst. *Danio rerio* dagegen reagiert empfindlich auf hohe TOC-Gehalte (Abbildung 12). Die Reaktionen von *Myriophyllum aquaticum* und *Saccharomyces cerevisiae* waren nicht eindeutig diesen beiden Umweltvariablen zuzuschreiben.

Tabelle 77: Manuelle Variablenselektion in der RDA der unbelasteten Sedimente unter Ausschluss des *Danio*-Testsystems (sme= sum of all canonical eigenvalues)

	marginal effect	p	included	sme
Sa630	0,347	0,0120	x	0,347
DOC	0,172	0,0480	x	0,519

Im Datensatz ohne *Danio rerio* wurden ebenfalls zwei Umweltvariablen mit signifikantem Einfluss ermittelt: wiederum die grobe Sandfraktion 630-2000µm (Sa630) sowie der DOC-Gehalt im Porenwasser, der stark negativ mit dem TOC-Gehalt im Sediment korreliert. Beide Variablen zusammen konnten fast 52% der Gesamtvarianz im Datensatz erklären (Tabelle 77). Die beiden selektierten Variablen waren wiederum nur sehr gering korreliert. Im Gegensatz zur vorhergehenden Analyse entsprechen sie fast vollständig den Ordinationsachsen. Die Interpretation des Ordinationsergebnisses ist damit wesentlich gestärkt im Vergleich zur Analyse des Datensatzes inklusive des Danio-Testsystems.

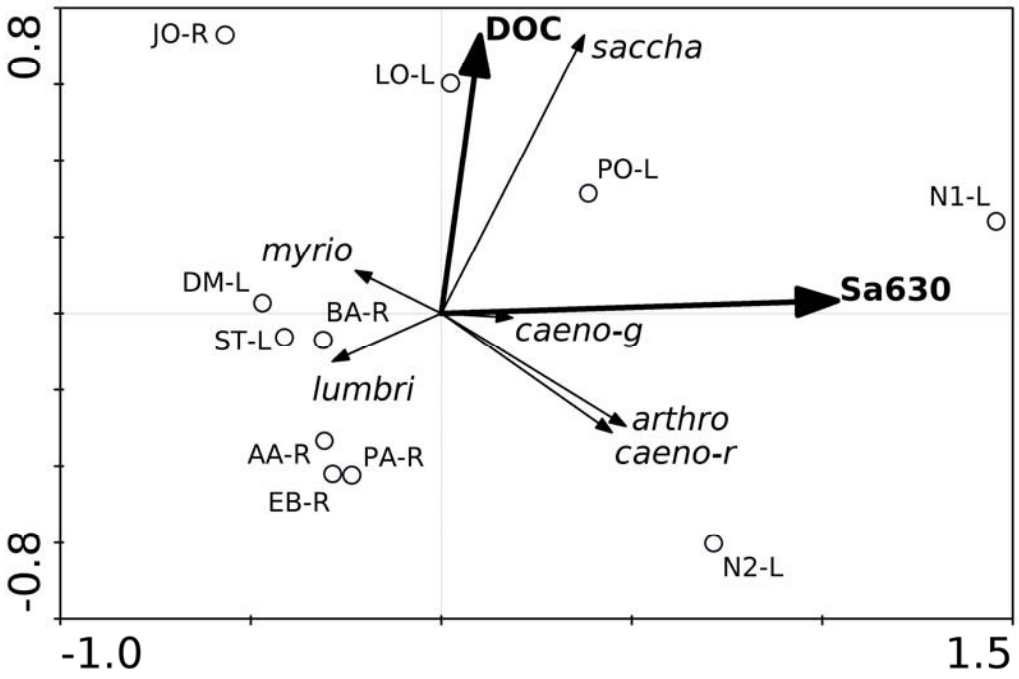


Abbildung 13: Redundanzanalyse der Sedimente auf Basis der Effekte unter Ausschluss des Danio-Testsystems, Umweltvariablen als erklärende Variablen (eigenvalues: AX1 0,347, AX2 0,172)

6.2.1.4 Korrelationsanalyse

Zur Ableitung kausaler Hypothesen zwischen den Sedimenteigenschaften untereinander und zwischen Sedimenteigenschaften und Effekten in den Testsystemen wurden multivariate Korrelationen zum einen aus den PCA-Scores (Tabelle 78) und zum anderen aus den RDA-Scores (Tabelle 79) berechnet.

In die RDA wurden nur die Sedimenteigenschaften übernommen, die einen signifikanten Anteil an der Varianz der Testsystemreaktionen erklären konnten. Soll aus den Ergebnissen eine ökologisch kausale Aussage abgeleitet werden, ist der Rückblick auf die Ergebnisse aus der PCA notwendig. Hier sollten diejenigen Sedimenteigenschaften in Betracht gezogen werden, die zu den durch Variablenselektion ausgewählten Variablen eine hohe Korrelation aufweisen.

Tabelle 78: Korrelationsmatrix der Sedimenteigenschaften (multivariat, aus PCA scores)

	TS	LBC	DOC	TC	TOC	N	P	S	Al	Fe	Mg	Ca	Sa2000	Sa630	Sa200	Sa63	Si20	Si2	Sand	Silt	Clay	Li	TN	TP
TS	1.000	-1.000	0.867	-0.886	-0.991	-1.000	-0.930	-0.983	0.223	-0.240	0.895	0.322	0.045	0.188	0.252	-0.765	-0.805	-0.185	0.050	-0.152	0.169	0.362	0.034	-0.676
LBC	-1.000	1.000	-0.868	0.853	0.987	1.000	0.939	0.987	-0.197	0.266	-0.883	-0.347	-0.072	-0.214	-0.278	0.747	0.820	0.159	-0.077	0.178	-0.143	-0.337	-0.007	0.695
DOC	0.867	-0.868	1.000	-0.502	-0.794	-0.873	-0.990	-0.944	-0.293	-0.692	0.554	0.751	0.537	0.652	0.700	-0.342	-0.993	0.329	0.541	-0.624	-0.344	-0.151	0.468	-0.953
TC	-0.886	0.853	-0.502	1.000	0.925	0.860	0.622	0.759	-0.680	-0.277	-0.998	0.194	0.490	0.328	0.265	0.984	0.400	0.651	0.456	-0.363	-0.639	-0.779	-0.529	0.217
TOC	-0.991	0.987	-0.794	0.925	1.000	0.990	0.873	0.950	-0.349	0.110	-0.946	-0.194	0.087	-0.057	-0.122	0.843	0.719	0.313	0.082	0.020	-0.298	-0.492	-0.166	0.573
N	-1.000	1.000	-0.873	0.860	0.990	1.000	0.934	0.985	-0.212	0.251	-0.890	-0.333	-0.057	-0.199	-0.263	0.757	0.811	0.174	-0.062	0.163	-0.158	-0.351	-0.023	0.684
P	-0.930	0.939	-0.990	0.622	0.873	0.934	1.000	0.982	0.152	0.581	-0.668	-0.648	-0.410	-0.536	-0.590	0.474	0.967	-0.189	-0.414	0.505	0.205	0.007	0.336	0.900
S	-0.983	0.987	-0.944	0.759	0.950	0.985	0.982	1.000	-0.039	0.416	-0.797	-0.491	-0.229	-0.366	-0.426	0.633	0.901	0.000	-0.234	0.332	0.016	-0.183	0.151	0.800
Al	0.223	-0.197	-0.293	-0.680	-0.349	-0.212	0.152	-0.039	1.000	0.893	0.634	-0.851	-0.964	-0.916	-0.887	-0.798	0.400	-0.999	-0.962	0.930	0.999	0.989	0.982	0.568
Fe	-0.240	0.266	-0.692	-0.277	0.110	0.251	0.581	0.416	0.893	1.000	0.218	-0.996	-0.981	-0.999	-1.000	-0.441	0.770	-0.909	-0.982	0.996	0.916	0.819	0.962	0.878
Mg	0.895	-0.883	0.554	-0.998	-0.946	-0.890	-0.668	-0.797	0.634	0.218	1.000	-0.134	0.406	-0.270	-0.206	-0.972	-0.456	-0.604	0.400	0.305	0.591	0.740	0.476	-0.276
Ca	0.322	-0.347	0.751	0.194	-0.194	-0.333	-0.648	-0.491	-0.851	-0.996	-0.134	1.000	0.960	0.990	0.997	0.364	-0.821	0.871	0.962	-0.985	-0.879	-0.766	-0.935	-0.915
Sa2000	0.045	-0.072	0.537	0.490	0.087	-0.057	-0.410	-0.229	-0.964	-0.981	0.406	0.960	1.000	0.990	0.978	0.609	-0.630	0.973	1.000	-0.994	-0.977	-0.915	-0.997	-0.767
Sa630	0.188	-0.214	0.652	0.328	-0.057	-0.199	-0.536	-0.366	-0.916	-0.999	-0.270	0.990	0.990	1.000	0.998	0.489	-0.735	0.930	0.990	-0.999	-0.936	-0.848	-0.975	-0.861
Sa200	0.252	-0.278	0.700	0.265	-0.122	-0.263	-0.590	-0.426	-0.887	-1.000	-0.206	0.997	0.978	0.998	1.000	0.431	-0.777	0.904	0.979	-0.995	-0.911	-0.811	-0.959	-0.883
Sa63	-0.765	0.747	-0.342	0.984	0.843	0.757	0.474	0.633	-0.798	-0.441	-0.972	0.364	0.609	0.489	0.431	1.000	0.233	0.775	0.605	-0.521	-0.764	-0.877	-0.670	0.042
Si20	-0.805	0.820	-0.993	0.400	0.719	0.811	0.967	0.901	0.400	0.770	-0.456	-0.821	-0.630	-0.735	-0.777	0.233	1.000	-0.434	-0.633	0.709	0.449	0.262	0.566	0.981
Si2	-0.185	0.159	0.329	0.651	0.313	0.174	-0.189	0.000	-0.999	-0.909	-0.604	0.871	0.973	0.930	0.904	0.775	-0.434	1.000	0.972	-0.943	-1.000	-0.983	-0.988	-0.599
Sand	0.050	-0.077	0.541	0.456	0.082	-0.062	-0.414	-0.234	-0.962	-0.982	0.400	0.962	1.000	0.990	0.979	0.605	-0.633	0.972	1.000	-0.995	-0.976	-0.913	-0.996	-0.770
Silt	-0.152	0.178	-0.624	-0.363	0.020	0.163	0.505	0.332	0.930	0.996	0.305	-0.985	-0.994	-0.999	-0.995	-0.521	0.709	-0.943	-0.995	1.000	0.949	0.837	0.983	0.831
Clay	0.169	-0.143	-0.344	-0.639	-0.298	-0.158	0.205	0.016	0.999	0.916	0.591	-0.879	-0.977	-0.936	-0.911	-0.764	0.449	-1.000	-0.976	0.949	1.000	0.980	0.991	0.612
Li	0.362	-0.337	-0.151	-0.779	-0.492	-0.351	0.007	-0.183	0.989	0.819	0.740	-0.766	-0.915	-0.848	-0.811	-0.877	0.262	-0.983	-0.913	0.837	0.980	1.000	0.944	0.443
TN	0.034	-0.007	0.468	-0.529	-0.166	-0.023	0.336	0.151	0.982	0.962	0.476	-0.935	-0.997	-0.975	-0.959	-0.670	0.566	-0.988	-0.996	0.983	0.991	0.944	1.000	0.714
TP	-0.676	0.695	-0.953	0.217	0.573	0.684	0.900	0.800	0.568	0.878	-0.276	-0.915	-0.767	-0.861	-0.883	0.042	0.981	-0.599	-0.770	0.831	0.612	0.443	0.714	1.000

Tabelle 79: Korrelationsmatrix der Testsysteme und der Sedimenteigenschaften (multivariat, aus RDA-Scores, je höher der Betrag der Korrelation, desto dunkler sind die Zellen schattiert)

	caeno-g	caeno-r	myrio	saccha	arthro	lumbri	danio	TOC	Sa630	TS	LBC	DOC	TC	N	P	S
caeno-g	1.000	0.992	-0.976	0.284	0.940	-0.746	0.405	0.404	0.621	-0.665	0.785	-0.319	0.667	0.516	0.433	-0.020
caeno-r	0.992	1.000	-0.940	0.404	0.976	-0.826	-0.284	0.283	0.887	-0.563	0.699	-0.195	0.566	0.402	0.313	-0.148
myrio	-0.976	-0.940	1.000	-0.069	-0.843	0.584	0.594	-0.593	-0.677	0.811	-0.901	0.517	-0.813	-0.690	-0.618	-0.198
saccha	0.284	0.404	-0.069	1.000	0.594	-0.850	0.762	-0.762	0.780	0.528	-0.371	0.818	-0.525	-0.675	-0.742	-0.964
arthro	0.940	0.976	-0.843	0.594	1.000	-0.929	-0.068	0.067	0.967	-0.370	0.526	0.024	0.372	0.192	0.099	-0.360
lumbri	-0.746	-0.826	0.584	-0.850	-0.929	1.000	-0.307	0.307	-0.993	-0.001	-0.173	-0.393	-0.002	0.185	0.277	0.681
danio	0.405	-0.284	0.594	0.762	-0.068	-0.307	1.000	-1.000	0.190	0.952	-0.684	0.996	-0.951	-0.992	-1.000	-0.906
TOC	0.404	0.283	-0.593	-0.762	0.067	0.307	-1.000	1.000	-0.190	-0.952	0.864	-0.996	0.951	0.992	1.000	0.906
Sa630	0.621	0.887	-0.677	0.780	0.967	-0.993	0.190	-0.190	1.000	-0.119	0.291	0.279	0.122	-0.066	-0.159	-0.587
TS	-0.665	-0.563	0.811	0.528	-0.370	-0.001	0.952	-0.952	-0.119	1.000	-0.985	0.920	-1.000	-0.983	-0.961	-0.734
LBC	0.785	0.699	-0.901	-0.371	0.526	-0.173	-0.684	0.864	0.291	-0.985	1.000	-0.838	0.985	0.936	0.896	0.604
DOC	-0.319	-0.195	0.517	0.818	0.024	-0.393	0.996	-0.996	0.279	0.920	-0.838	1.000	-0.919	-0.976	-0.992	-0.941
TC	0.667	0.566	-0.813	-0.525	0.372	-0.002	-0.951	0.951	0.122	-1.000	0.985	-0.919	1.000	0.982	0.960	0.732
N	0.516	0.402	-0.690	-0.675	0.192	0.185	-0.992	0.992	-0.066	-0.983	0.936	-0.976	0.982	1.000	0.996	0.846
P	0.433	0.313	-0.618	-0.742	0.099	0.277	-1.000	1.000	-0.159	-0.961	0.896	-0.992	0.960	0.996	1.000	0.893
S	-0.020	-0.148	-0.198	-0.964	-0.360	0.681	-0.906	0.906	-0.587	-0.734	0.604	-0.941	0.732	0.846	0.893	1.000
Al	-0.924	-0.965	0.818	-0.629	-0.999	0.944	0.024	-0.023	-0.977	0.328	-0.488	-0.068	-0.331	-0.149	-0.055	0.401
Fe	-0.640	-0.733	0.457	-0.919	-0.864	0.989	-0.444	0.445	-0.964	-0.149	-0.026	-0.525	0.146	0.328	0.416	0.781
Mg	-0.999	-0.986	0.984	-0.244	-0.925	0.718	0.442	-0.441	-0.797	0.695	-0.810	0.358	-0.697	-0.551	-0.470	-0.021
Ca	0.674	0.763	-0.493	0.900	0.886	-0.995	0.405	-0.403	0.975	0.104	0.072	0.465	-0.101	-0.285	-0.374	-0.752
Sa2000	0.839	0.902	-0.701	0.759	0.975	-0.988	0.158	-0.158	0.999	-0.152	0.322	0.248	0.155	-0.033	-0.127	-0.560
Sa200	0.851	0.912	-0.717	0.745	0.979	-0.985	0.135	-0.136	0.998	-0.174	0.343	0.226	0.177	-0.010	-0.105	-0.542
Sa63	0.477	0.360	-0.656	-0.708	0.148	0.229	-0.997	0.997	-0.111	-0.974	0.919	-0.985	0.973	0.999	0.999	0.869
Si20	-0.353	-0.470	0.141	-0.997	-0.651	0.866	-0.713	0.713	-0.824	-0.464	0.303	-0.774	0.462	0.619	0.691	0.943
Si2	0.936	0.973	-0.836	0.604	1.000	-0.933	-0.056	0.055	0.970	-0.358	0.516	0.036	0.361	0.180	0.087	-0.372
Sand	0.913	0.958	-0.802	0.650	0.997	-0.953	0.004	-0.004	0.983	-0.302	0.464	0.096	0.305	0.121	0.027	-0.426
Silt	-0.906	-0.953	0.792	-0.663	-0.996	0.958	-0.020	0.021	-0.985	0.286	-0.449	-0.112	-0.289	-0.105	-0.011	0.441
Clay	-0.903	-0.951	0.788	-0.668	-0.995	0.960	-0.027	0.028	-0.987	0.280	-0.443	-0.119	-0.283	-0.098	-0.004	0.447
Li	-0.995	-1.000	0.950	-0.377	-0.969	0.803	0.312	-0.312	-0.873	0.588	-0.720	0.224	-0.590	-0.429	-0.342	0.119
TN	-0.926	-0.967	0.822	-0.624	-0.999	0.942	0.030	-0.030	-0.976	0.334	-0.494	-0.062	-0.337	-0.155	-0.061	0.395
TP	-0.775	-0.849	0.619	-0.826	-0.944	0.999	-0.265	0.265	-0.997	0.042	-0.216	-0.353	-0.045	0.142	0.235	0.648

	Al	Fe	Mg	Ca	Sa2000	Sa200	Sa63	Si20	Si2	Sand	Silt	Clay	Li	TN	TP
caeno-g	-0.924	-0.640	-0.999	0.674	0.839	0.851	0.477	-0.353	0.936	0.913	-0.906	-0.903	-0.995	-0.926	-0.775
caeno-r	-0.965	-0.733	-0.986	0.763	0.902	0.912	0.360	-0.470	0.973	0.958	-0.953	-0.951	-1.000	-0.967	-0.849
myrio	0.818	0.457	0.984	-0.493	-0.701	-0.717	-0.656	0.141	-0.836	-0.802	0.792	0.788	0.950	0.822	0.619
saccha	-0.629	-0.919	-0.244	0.900	0.759	0.745	-0.708	-0.997	0.604	0.650	-0.663	-0.668	-0.377	-0.624	-0.826
arthro	-0.999	-0.864	-0.925	0.886	0.975	0.979	0.148	-0.651	1.000	0.997	-0.996	-0.995	-0.969	-0.999	-0.944
lumbri	0.944	0.989	0.718	-0.995	-0.988	-0.985	0.229	0.866	-0.933	-0.953	0.958	0.960	0.808	0.942	0.999
danio	0.024	-0.444	0.442	0.405	0.158	0.136	-0.997	-0.713	-0.056	0.004	-0.020	-0.027	0.312	0.030	-0.265
TOC	-0.023	0.445	-0.441	-0.405	-0.158	-0.136	0.997	0.713	0.055	-0.004	0.021	0.028	-0.312	-0.030	0.265
Sa630	-0.977	-0.964	-0.797	0.975	0.999	0.998	-0.111	-0.824	0.970	0.983	-0.985	-0.987	-0.873	-0.976	-0.997
TS	0.328	-0.149	0.695	0.104	-0.152	-0.174	-0.974	0.464	-0.358	-0.302	0.286	0.280	0.588	0.334	0.042
LBC	-0.488	-0.026	-0.810	0.072	0.322	0.343	0.919	0.303	0.516	0.464	-0.449	-0.443	-0.720	-0.494	-0.216
DOC	-0.068	-0.525	0.358	0.485	0.248	0.226	-0.985	-0.774	0.036	0.096	-0.112	-0.119	0.224	-0.062	-0.353
TC	-0.331	0.146	-0.697	-0.101	0.155	0.177	0.973	0.462	0.361	0.305	-0.289	-0.283	-0.590	-0.337	-0.045
N	-0.149	0.328	-0.551	-0.285	-0.033	-0.010	0.999	0.619	0.180	0.121	-0.105	-0.098	-0.429	-0.155	0.142
P	-0.055	0.416	-0.470	-0.374	-0.127	-0.105	0.999	0.691	0.087	0.027	-0.011	-0.004	-0.342	-0.061	0.235
S	0.401	0.781	-0.021	-0.752	-0.560	-0.542	0.669	0.943	-0.372	-0.426	0.441	0.447	0.119	0.395	0.648
Al	1.000	0.885	0.907	-0.906	-0.984	-0.987	-0.104	0.684	-0.999	-1.000	0.999	0.999	0.957	1.000	0.958
Fe	0.885	1.000	0.608	-0.999	-0.955	-0.948	0.371	0.945	-0.870	-0.898	0.905	0.908	0.712	0.882	0.982
Mg	0.907	0.608	1.000	-0.643	-0.816	-0.829	-0.512	0.314	-0.920	-0.895	0.883	0.885	0.990	0.910	0.748
Ca	-0.906	-0.999	-0.643	1.000	0.967	0.961	-0.328	-0.929	0.892	0.917	-0.923	-0.926	-0.744	-0.903	-0.989
Sa2000	-0.984	-0.955	-0.816	0.967	1.000	1.000	-0.078	-0.805	0.977	0.988	-0.991	-0.991	-0.869	-0.982	-0.994
Sa200	-0.987	-0.948	-0.829	0.961	1.000	1.000	-0.056	-0.791	0.982	0.991	-0.993	-0.994	-0.898	-0.986	-0.991
Sa63	-0.104	0.371	-0.512	-0.328	-0.078	-0.056	1.000	0.654	0.135	0.076	-0.060	-0.053	-0.388	-0.110	0.187
Si20	0.684	0.945	0.314	-0.929	-0.805	-0.791	0.654	1.000	-0.661	-0.704	0.716	0.720	0.443	0.680	0.865
Si2	-0.999	-0.870	-0.920	0.892	0.977	0.982	0.135	-0.661	1.000	0.998	-0.997	-0.997	-0.966	-1.000	-0.948
Sand	-1.000	-0.898	-0.895	0.917	0.988	0.991	0.076	-0.704	0.998	1.000	-1.000	-1.000	-0.949	-0.999	-0.965
Silt	0.999	0.905	0.883	-0.923	-0.991	-0.993	-0.060	0.716	-0.997	-1.000	1.000	1.000	0.943	0.999	0.969
Clay	0.999	0.908	0.885	-0.926	-0.991	-0.994	-0.053	0.720	-0.997	-1.000	1.000	1.000	0.941	0.998	0.971
Li	0.957	0.712	0.990	-0.744	-0.869	-0.899	-0.388	0.443	-0.966	-0.949	0.943	0.941	1.000	0.959	0.833
TN	1.000	0.882	0.910	-0.903	-0.982	-0.986	-0.110	0.680	-1.000	-0.999	0.999	0.998	0.959	1.000	0.956
TP	0.958	0.982	0.748	-0.989	-0.994	-0.991	0.187	0.865	-0.948	-0.965	0.969	0.971	0.833	0.956	1.000

Es lassen sich große Blöcke multivariater Korrelationen (>0,8 und <-0,8) zwischen Testsystemen und Sedimenteigenschaften feststellen (Tab. X). So sind beide Endpunkte von *Caenorhabditis elegans* (caeno-g und caeno-r) mit den grobkörnigeren Sandfraktionen (Sa200, Sa630, Sa2000, Sand) positiv korreliert dagegen mit den Schlufffraktionen (Si2, Silt) oder dem Tonanteil (Clay) sowie mit Magnesium (Mg), Aluminium (Al), Lithium (Li), dem Gesamtstickstoff (TN) und dem Gesamtphosphor (TP) jeweils im Porenwasser negativ korreliert.

Myriophyllum aquaticum (myrio) zeigt mit ähnlichen Sedimenteigenschaften Korrelationen, jedoch meist weniger stark und entgegengesetzt gerichtet. So korreliert die Wachstumsrate von Myriophyllum positiv mit TS, Al, Mg, Li und TN und negativ mit dem Glühverlust (LBC), TC, der Schluffraktion Si2 sowie dem Sandanteil (Sand).

Die Gärleistung der Hefe *Saccharomyces cerevisiae* (saccha) zeigt meist nur schwache Korrelationen mit den Umweltvariablen, außer für DOC und Calcium (Ca), mit denen sie positiv korreliert, sowie dem Schwefelanteil (S), Fe, der Schlufffraktion Si20 und dem Gesamtphosphor im Porenwasser (TP), mit denen sie negativ korreliert.

Die Dehydrogenaseaktivität von *Arthrobacter globiformis* (arthro) zeigt ähnliche Korrelationen wie die Nematoden. Darüber hinaus korreliert Arthrobacter mit dem Calciumgehalt (Ca) positiv und mit dem Eisenanteil (Fe) negativ.

Lumbriculus variegatus (lumbri) zeigt Korrelationen mit den gleichen Umweltvariablen wie Arthrobacter, allerdings sind die Korrelationen immer entgegengesetzt gerichtet.

Danio rerio weicht hingegen stark von den übrigen Testsystemen ab. Das Übeleben von Danio korreliert positiv mit der Trockensubstanz (TS) und dem DOC-Gehalt im Porenwasser (DOC), negativ hingegen mit dem TOC- und TC-Gehalt, dem Glühverlust, dem Gesamtstickstoff (N), dem Gesamtphosphor (P), dem Schwefelanteil (S) und der feinkörnigeren Sandfraktion (Sa63).

Die wichtigsten Sedimenteigenschaften, auf die die Testsystem in der Summe im multivariaten Kontext reagieren sind damit: Al, Si2, Sand, Li, TN (4 occurences), Sa630, Mg, Silt, Clay, TP, Ca (3 occurences), Fe, S, DOC, TC, LBC, Si20, Sa2000, Sa200, TS (2 occurences), TOC, N, P, Sa63 (1 occurence). Es ist hier allerdings zu beachten, dass diese Auflistung keine Aussage zur Bedeutung der Variablen in der RDA macht.

6.2.2 Multivariate Analyse von natürlichen, belasteten Sedimenten

Die multivariate Analyse der natürlichen belasteten Sedimente wurde mit allen Testsystemen und den in Tabelle 80 aufgelisteten Variablen zur Charakterisierung der Sedimenteigenschaften durchgeführt.

Tabelle 80: Verwendete Sedimentvariablen für die multivariate Analyse der belasteten Sedimente

	Variable	Einheit	Abkürzung
Physikalisch-chemisch	TS	%	TS
	Glühverlust	%	LBC
	DOC	mg/l	DOC
	TC	g/kg	TC
	TOC	g/kg	TOC
	Stickstoff	mg/kg	N
	Phosphor	g/kg	P
	Schwefel	%	S
	Aluminium	%	Al
	Eisen	%	Fe
	Magnesium	%	Mg
	Calcium	%	Ca
	>2000µm	%	Sa2000
	Sand 630-2000µm	%	Sa630
	Sand 200-630µm	%	Sa200
	Sand 63-200µm	%	Sa63
	Schluff 20-63µm	%	Si20
	Schluff 2-20µm	%	Si2
	Sand	%	Sand
	Schluff	%	Silt
	Ton	%	Clay
	Lithium	mg/kg	Li-2mm
Nährstoffe (Porenwasser)	Ges.-N	mg/l	TN
	Ges.-P	mg/l	TP
Schwermetalle	Arsen	mg/kg	As-20µm
	Blei	mg/kg	Pb-20µm
	Cadmium	mg/kg	Cd-20µm
	Chrom	mg/kg	Cr-20µm
	Kupfer	mg/kg	Cu-20µm
	Mangan	mg/kg	Mn-2mm
	Nickel	mg/kg	Ni-20µm
	Quecksilber	mg/kg	Hg-20µm
	Zink	mg/kg	Zn-20µm
Organik	Summe PAK i. Tr.	mg/kg	PAK
	Summe PCB (7)	µg/kg	PCB
	MKWs i. Tr. (C_{10} bis C_{40})	mg/kg	MKW
	HCB	µg/kg	HCB
	p,p´-DDE	µg/kg	DDE1
	o,p´- DDE	µg/kg	DDE2
	o,p´- DDD	µg/kg	DDD
	p,p´- DDT	µg/kg	DDT1
	o,p´- DDT	µg/kg	DDT2
	4-tert.-Octylphenol	µg/kg	OP
	iso-Nonylphenol	µg/kg	NP
	OCS (Octachlorstyrol)	µg/kg	OCS
Zinnorganische Verbindungen	Monobutylzinn	µg/kg	MBT
	Dibutylzinn	µg/kg	DBT
	Tributylzinn	µg/kg	TBT
	Tetrabutylzinn	µg/kg	TeBT
	Monooctylzinn	µg/kg	MOT
	Dioctylzinn	µg/kg	DOT
	Triphenylzinn	µg/kg	TPT

6.2.2.1 Hauptkomponentenanalyse (PCA)

Es wurden zwei Hauptkomponentenanalysen zum einen auf Basis der Effekte und zum anderen auf Basis der Sedimenteigenschaften durchgeführt (Abbildung 14, Abbildung 15).
Die Sedimente sind hier mehr oder weniger gleichmäßig über den Gradienten verteilt, wobei v.a. die Sedimente HH-R, DO-R und TS-L extreme Effekte in den Testsystemen zeigen.
Die erste Achse korreliert sehr stark mit *arthro* sowie *myrio und saccha*, die zweite dagegen mit *caeno-r* und eingeschränkt auch mit caeno-g. *Myriophyllum* erweist sich mit Abstand als das Testsystem mit der geringsten Variabilität.

In der PCA anhand der Sedimenteigenschaften erweisen sich ebenfalls die Sedimente HH-R (v.a. Pb, Ni, TOC) und DO-R (Sandfraktionen) sowie FK-R (v.a. Cu, Cd, Zn, PAK) als extrem.

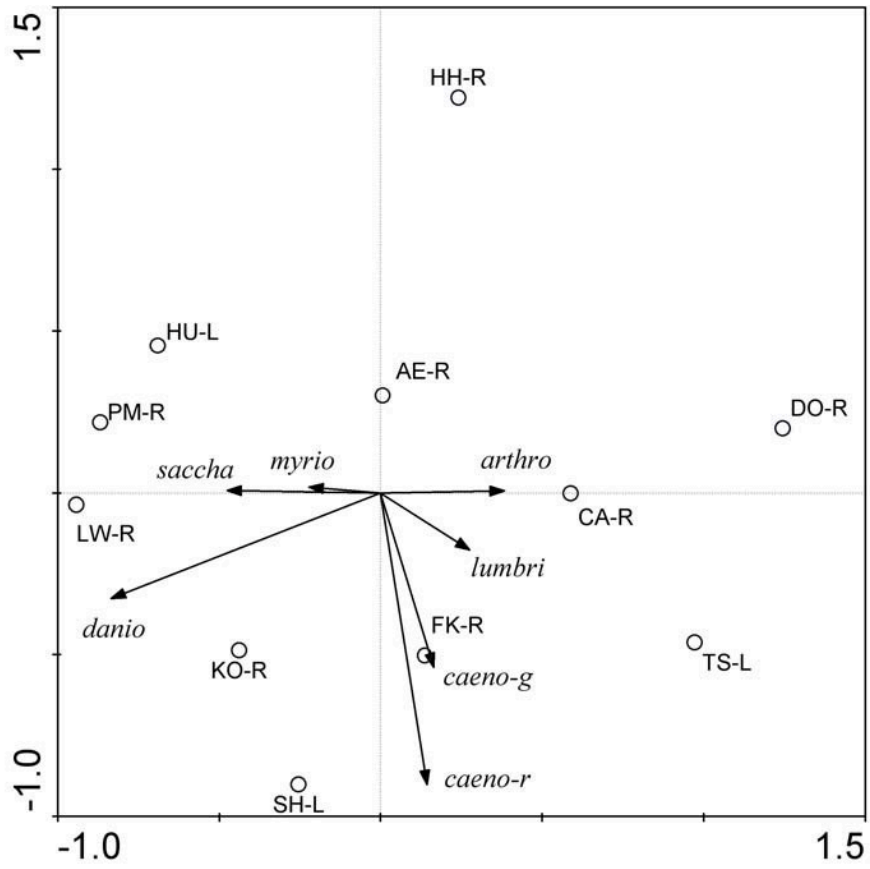


Abbildung 14: PCA der belasteten Sedimente aufgrund der Effekte in den Testsystemen (eigenvalues AX1: 0,481, AX2: 0,308)

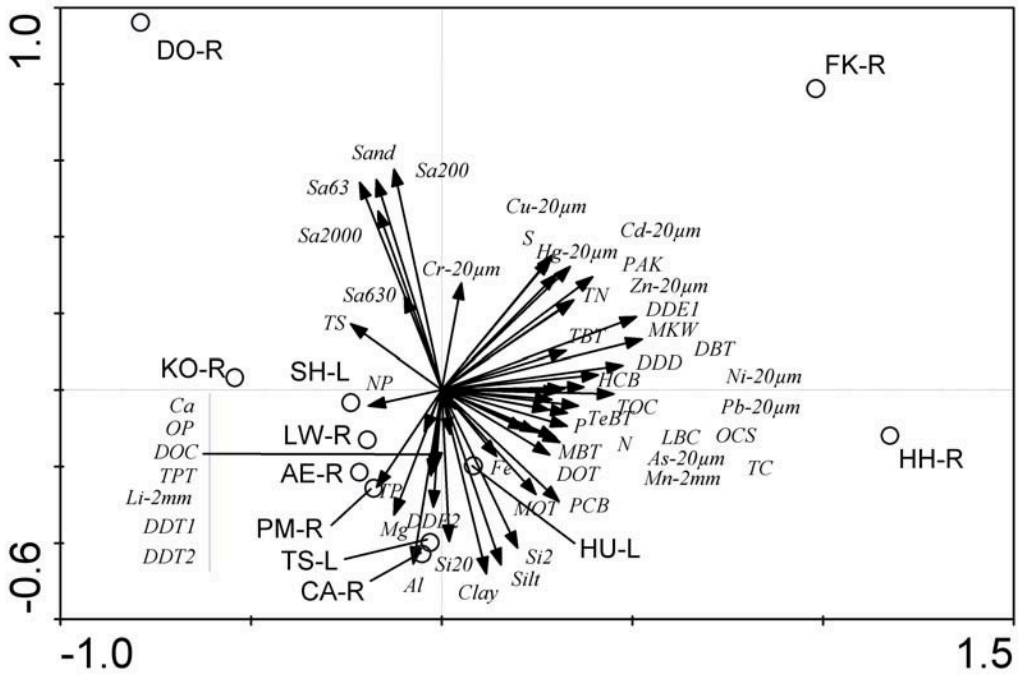


Abbildung 15: PCA der belasteten Sedimente aufgrund der Sedimenteigenschaften (eigenvalues AX1 0,313, AX2 0,188)

6.2.2.2 Redundanzanalyse (RDA)

Es wurde eine Redundanzanalyse durchgeführt mit den Sedimenten als Sites, den Effekten in unterschiedlichen Testsystemen als Species und den Sedimenteigenschaften als erklärenden Umweltvariablen. Dabei wurden aus der multivariaten Analyse der unbelasteten Sedimente die Sedimenteigenschaften mit signifikantem Einfluss (TOC, Sa630) als Kovariablen verwendet und eine partielle RDA durchgeführt. Mit Hilfe der partiellen RDA kann der Einfluss von bestimmten Sedimenteigenschaften (hier: TOC, Sa630) herausgerechnet werden.
Zur Dimensionsreduktion wurde eine manuelle Variablenselektion (manual forward selection) angewandt. In dieser Analyse wurden vier Variablen mit signifikantem Einfluss auf die Gesamtvariabilität ermittelt (Tabelle 81). Diese sind iso-Nonylphenol, die organischen Zinnverbindungen Monobutylzinn und Dibutylzinn sowie die Summe PCB. Diese vier Variablen (von insgesamt 52 Variablen) konnten 87 % der Variabilität im Gesamtdatensatz erklären. Allerdings ist auch hier zu beachten, dass die Variablen stark miteinander korreliert sind und daher die in der Analyse selektierten Variablen nicht unbedingt selbst für die Variabilität verantwortlich sein müssen.

Tabelle 81: Manuelle Variablenselektion in der RDA der belasteten Sedimente mit $\alpha = 0{,}10$ (s.c.e= sum of all canonical eigenvalues)

env	env_short	Rank	delta sce	%var	sce	p
iso-Nonylphenol [µg/kg]	NP	1	0.204	26.6	26.6	0.062
Monobutylzinn [µg/kg]	MBT	2	0.159	20.8	47.4	0.080
Dibutylzinn [µg/kg]	DBT	3	0.228	29.8	77.2	0.006
Summe PCB (7)	PCB	4	0.074	9.7	86.8	0.048

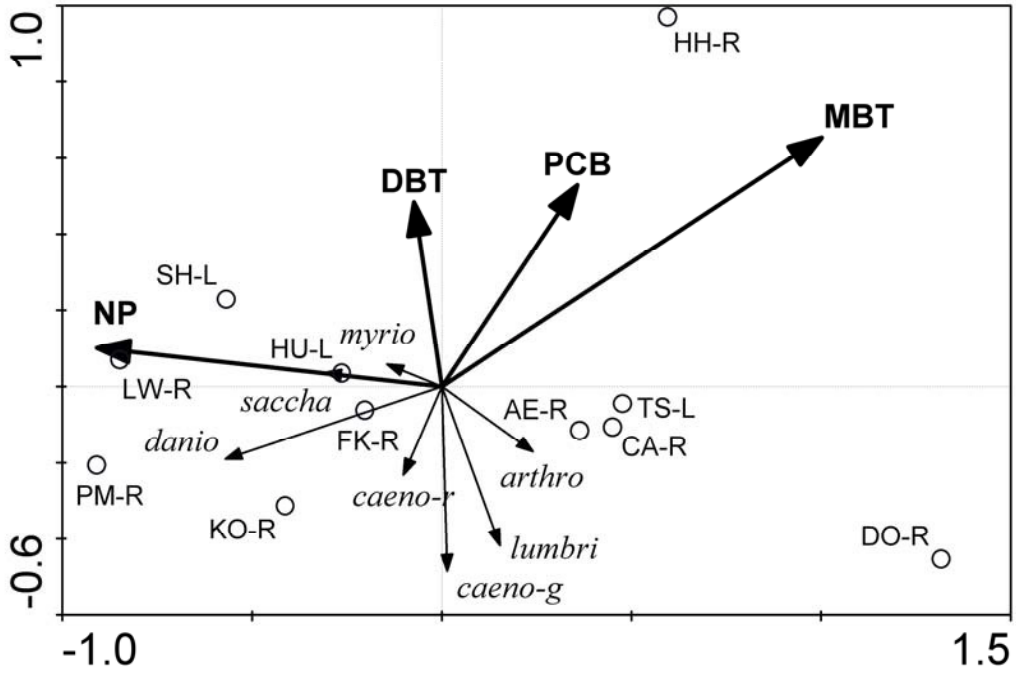


Abbildung 16: Redundanzanalyse der Sedimente auf Basis der Effekte, Umweltvariablen als erklärende Variablen, nur signifikante Variablen mit $\alpha = 0{,}1$ (eigenvalues AX1: 0,436, AX2: 0,125)

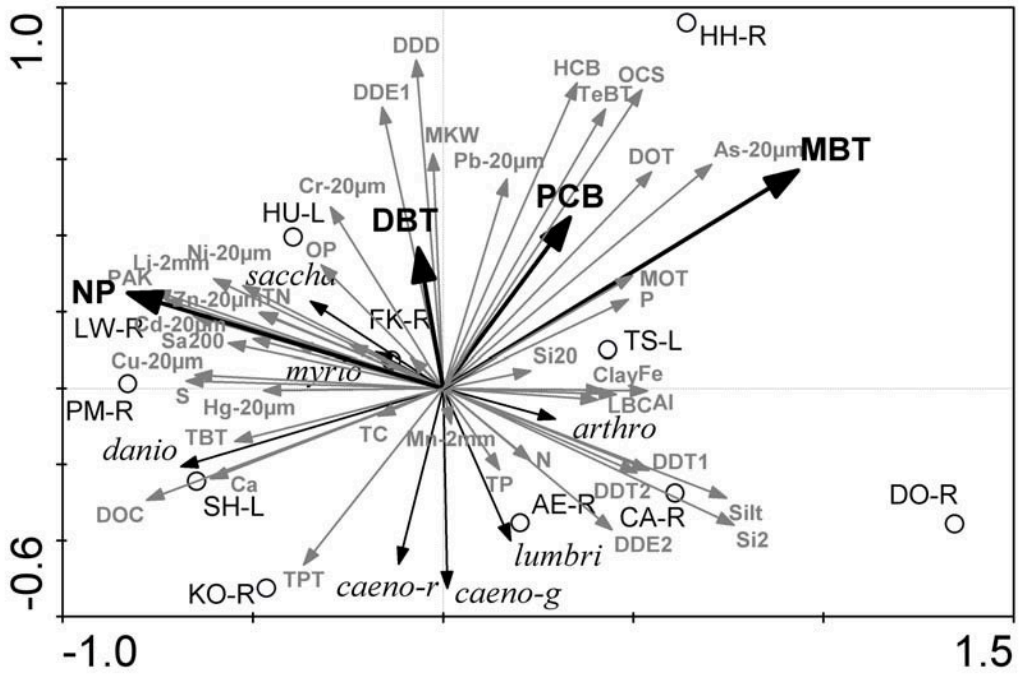


Abbildung 17: Redundanzanalyse der Sedimente auf Basis der Effekte, Umweltvariablen als erklärende Variablen, alle Variablen, signifikante: schwarz und fett, nicht signifikante: grau (eigenvalues AX1: 0,436, AX2: 0,125)

Die partielle Redundanzanalyse ergibt ein ähnliches Bild wie die PCA auf der Basis der Effekte und Sedimenteigenschaften: weiterhin erweisen sich die Sedimente HH-R und DÖ-R als extrem. Allerdings setzen sich auch die Sedimente CA-R und KO-R stärker ab als in der PCA auf Basis der Effekte. Das Testsystem mit *Myriophyllum* weist nur eine geringe Variabilität in den untersuchten Sedimentproben auf. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass für dieses Testsystem als Endpunkt die Wachstumsrate basierend auf der Gewichtszunahme in die Auswertung eingegangen ist. Aufgrund der Logarithmierung bei der Berechnung der Wachstumsrate weist dieses Testsystem eine geringere Variabilität auf als direkt gemessene Endpunkte wie Feuchtgewicht, Länge etc. Auch die Testsysteme mit *Arhrobacter* und *Saccharomyces* zeigen eine geringe Variabilität in den belasteten Proben, gefolgt von der Anzahl von *Lumbriculus,* der Reproduktion und dem Längenwachstum bei *Caenorhabditis*. Die höchste Variabilität in den belasteten Sedimenten zeigte der Fischeitest mit *Danio rerio.*

6.2.2.3 Korrelationsanalyse

Zur Ableitung kausaler Hypothesen zwischen Sedimenteigenschaften und Effekten in den Testsystemen wurden multivariate Korrelationen aus den RDA-Scores (Tabelle 82) berechnet.

Tabelle 82: Korrelationsmatrix der Testsysteme und der Sedimenteigenschaften (multivariat, aus RDA)

	myrio		caeno-r		caeno-g		lumbri		arthro		saccha		danio
myrio	1.000	caeno-r	1.000	caeno-g	1.000	lumbri	1.000	arthro	1.000	saccha	1.000	danio	1.000
Ni-20µm	1.000	caeno-g	0.965	Mn-2mm	0.980	TP	0.982	Silt	0.995	myrio	0.996	TBT	0.999
Li-2mm	0.999	TPT	0.912	caeno-r	0.965	Mn-2mm	0.981	DDT1	0.993	Ni-20µm	0.995	DOC	0.998
Mg	0.999	Mn-2mm	0.882	lumbri	0.922	caeno-g	0.922	DDT2	0.989	Li-2mm	0.991	Ca	0.997
saccha	0.996	lumbri	0.788	TP	0.833	DDE2	0.898	Si2	0.985	Mg	0.990	TC	0.994
Zn-20µm	0.995	TP	0.658	TPT	0.772	N	0.894	LBC	0.982	Sa2000	0.984	Hg-20µm	0.962
TN	0.995	TC	0.604	DDE2	0.659	caeno-r	0.788	Fe	0.973	Zn-20µm	0.983	S	0.950
Sa63	0.986	Ca	0.579	N	0.651	Si2	0.755	Al	0.968	TN	0.982	Cu-20µm	0.941
PAK	0.983	DOC	0.571	Si2	0.443	DDT2	0.737	Clay	0.968	OP	0.978	Sa200	0.879
NP	0.980	danio	0.512	DDT2	0.413	DDT1	0.715	N	0.912	Sa63	0.968	Cd-20µm	0.865
TS	0.980	TBT	0.475	DDT1	0.390	Silt	0.707	DDE2	0.908	PAK	0.964	Sand	0.842
Sand	0.978	DDE2	0.437	Silt	0.380	arthro	0.631	Si20	0.897	NP	0.960	TS	0.836
Cd-20µm	0.972	N	0.426	TC	0.372	LBC	0.473	TP	0.765	TS	0.959	NP	0.835
Sa2000	0.965	Hg-20µm	0.257	Ca	0.344	TPT	0.466	P	0.759	Sand	0.956	PAK	0.827
Sa200	0.960	S	0.217	DOC	0.334	Fe	0.436	MOT	0.697	Cd-20µm	0.948	TPT	0.819
OP	0.956	Cu-20µm	0.192	arthro	0.282	Al	0.417	MBT	0.686	Sa200	0.932	Sa63	0.817
Cu-20µm	0.906	Si2	0.191	danio	0.267	Clay	0.416	lumbri	0.631	Cr-20µm	0.906	TN	0.780
S	0.895	DDT2	0.164	TBT	0.226	Si20	0.223	As-20µm	0.574	Cu-20µm	0.866	Zn-20µm	0.775
Hg-20µm	0.676	DDT1	0.133	LBC	0.096	TC	-0.015	DOT	0.482	S	0.864	Mg	0.746
Cr-20µm	0.667	Silt	0.122	Fe	0.054	P	-0.026	Mn-2mm	0.468	Hg-20µm	0.831	Li-2mm	0.743
TBT	0.739	Sa200	0.041	Al	0.034	Ca	-0.045	PCB	0.366	DDE1	0.710	Ni-20µm	0.723
danio	0.710	arthro	0.019	Clay	0.032	DOC	-0.056	OCS	0.317	DBT	0.684	myrio	0.710
DOC	0.659	Cd-20µm	-0.007	Hg-20µm	-0.007	MOT	-0.117	caeno-g	0.282	TBT	0.679	saccha	0.647
Ca	0.651	Sand	-0.033	S	-0.049	danio	-0.126	TeBT	0.259	danio	0.647	caeno-r	0.512
DDE1	0.647	TS	-0.044	Cu-20µm	-0.074	MBT	-0.132	HCB	0.148	DDD	0.612	Sa2000	0.499
TC	0.627	NP	-0.045	Si20	-0.171	TBT	-0.168	Pb-20µm	0.032	DOC	0.592	OP	0.472
DBT	0.620	PAK	-0.060	Sa200	-0.225	As-20µm	-0.273	caeno-r	0.019	Ca	0.584	caeno-g	0.267
DDD	0.542	Sa63	-0.078	Cd-20µm	-0.271	DOT	-0.376	MKW	-0.303	MKW	0.580	Cr-20µm	0.263
MKW	0.508	TN	-0.139	Sand	-0.295	Hg-20µm	-0.393	DDD	-0.340	TC	0.558	Mn-2mm	0.069
Pb-20µm	0.192	Zn-20µm	-0.146	TS	-0.306	S	-0.431	TPT	-0.393	Pb-20µm	0.275	DDE1	-0.078
TPT	0.177	LBC	-0.170	NP	-0.307	Cu-20µm	-0.453	DBT	-0.429	HCB	0.162	DBT	-0.113
HCB	0.077	Mg	-0.190	PAK	-0.321	PCB	-0.492	DDE1	-0.460	TPT	0.093	lumbri	-0.126
TeBT	-0.036	Li-2mm	-0.195	Sa63	-0.338	OCS	-0.536	Cr-20µm	-0.733	TeBT	0.049	DDD	-0.208
OCS	-0.097	Fe	-0.211	TN	-0.395	Sa200	-0.583	TC	-0.785	OCS	-0.012	MKW	-0.246
PCB	-0.149	Ni-20µm	-0.224	Zn-20µm	-0.402	TeBT	-0.587	Ca	-0.804	PCB	-0.064	TP	-0.310
caeno-r	-0.242	Al	-0.231	P	-0.410	Cd-20µm	-0.621	DOC	-0.810	DOT	-0.191	DDE2	-0.549
DOT	-0.274	Clay	-0.233	Mg	-0.443	Sand	-0.641	danio	-0.849	As-20µm	-0.296	Pb-20µm	-0.555
As-20µm	-0.377	myrio	-0.242	Li-2mm	-0.447	TS	-0.650	OP	-0.866	caeno-r	-0.324	N	-0.557
caeno-g	-0.489	saccha	-0.324	Ni-20µm	-0.473	NP	-0.651	TBT	-0.871	MBT	-0.431	HCB	-0.648
MBT	-0.507	Si20	-0.425	myrio	-0.489	PAK	-0.662	Sa2000	-0.881	MOT	-0.444	TeBT	-0.730
MOT	-0.519	Sa2000	-0.499	MOT	-0.492	HCB	-0.674	saccha	-0.952	P	-0.524	Si2	-0.745
P	-0.595	OP	-0.516	MBT	-0.504	Sa63	-0.675	Hg-20µm	-0.961	caeno-g	-0.562	DDT2	-0.763
Mn-2mm	-0.654	P	-0.636	saccha	-0.562	TN	-0.719	S	-0.972	Mn-2mm	-0.716	OCS	-0.770
Si20	-0.776	Cr-20µm	-0.694	As-20µm	-0.623	Zn-20µm	-0.725	myrio	-0.975	Si20	-0.719	DDT1	-0.783
lumbri	-0.788	MOT	-0.704	Sa2000	-0.702	Mg	-0.754	Cu-20µm	-0.978	lumbri	-0.838	Silt	-0.790
Clay	-0.887	MBT	-0.714	DOT	-0.705	Pb-20µm	-0.756	Ni-20µm	-0.979	Clay	-0.845	PCB	-0.802
Al	-0.888	As-20µm	-0.808	OP	-0.724	Li-2mm	-0.758	Li-2mm	-0.984	Al	-0.846	arthro	-0.849
TP	-0.890	DOT	-0.867	PCB	-0.790	Ni-20µm	-0.777	Mg	-0.985	Fe	-0.857	DOT	-0.872
Fe	-0.897	DDE1	-0.896	OCS	-0.820	myrio	-0.788	Zn-20µm	-0.992	LBC	-0.877	As-20µm	-0.920
LBC	-0.915	DBT	-0.911	TeBT	-0.854	saccha	-0.838	TN	-0.993	TP	-0.926	LBC	-0.934
arthro	-0.975	PCB	-0.924	Cr-20µm	-0.859	Sa2000	-0.922	Sa200	-0.998	arthro	-0.952	Fe	-0.948
DDE2	-0.978	OCS	-0.942	HCB	-0.907	MKW	-0.931	Sa63	-0.998	Silt	-0.979	Al	-0.954
N	-0.980	DDD	-0.947	Pb-20µm	-0.950	OP	-0.934	PAK	-0.999	DDT1	-0.981	Clay	-0.955
Silt	-0.993	MKW	-0.958	DDE1	-0.982	DDD	-0.944	NP	-1.000	DDT2	-0.986	MBT	-0.967
DDT1	-0.994	TeBT	-0.961	DBT	-0.988	DBT	-0.971	TS	-1.000	Si2	-0.991	MOT	-0.970
DDT2	-0.997	HCB	-0.986	DDD	-0.998	DDE1	-0.979	Sand	-1.000	DDE2	-0.993	P	-0.988
Si2	-0.999	Pb-20µm	-0.999	MKW	-1.000	Cr-20µm	-0.990	Cd-20µm	-1.000	N	-0.994	Si20	-0.995

Die multivariaten Korrelationen der Testsysteme mit den Umweltvariablen zeigen deren Einfluss auf die Testsysteme im multivariaten Kontext nach Herausrechnen der signifikanten generischen Sedimenteigenschaften (Sa630 und TOC) an. Daraus ergaben sich folgende besonders starke Korrelationen (>0,7) der Effekte in den einzelnen Testsystemen zu den folgenden Parametern:

- Myriophyllum (myrio):
  - Positive Korrelation mit Li, Mg, TN, Sa63, TS, Sand, Sa2000, Sa200, S, sowie Ni, Zn, Cd, Cu, Hg, Cr und PAK, **NP**, OP und TBT
  - Positive Korrelation mit Saccha und Danio
  - Negative Korrelationen mit Si, Silt, N, LBC, TP, Al, Clay, Si20, Fe und DDT1, DDT2, DDE
  - Negative Korrelation mit arthro und lumbri

- Caenorhabditis – Reproduktion (caeno-r):
  - Positive Korrelation mit Mn und TPT
  - Positive Korrelation mit caeno-g (Caeno Wachstum), lumbri
  - Negative Korrelationen mit Pb, As und HCB, MKW, DDD, OCS, **PCB**, DDE1 und **DBT**, TeBT, DOT, **MBT**, MOT

- Caenorhabditis – Wachstum (caeno-g):
  - Positive Korrelation mit TP, Mn und TPT
  - Positive Korrelation mit caeno-r, lumbri
  - Negative Korrelationen mit Sa2000 und Pb, Cr und MKW, DDD, DDE1, HCB, OCS, **PCB**, OP und TeBT, DOT, **DBT**

- Lumbriculus – Anzahl (lumbri):
  - Positive Korrelation mit TP, N, Si2, Silt und Mn, DDE2, DDT1, DDT2
  - Positive Korrelation mit caeno-g, caeno-r
  - Negative Korrelation mit Sa2000, Li, Mg, TN und Cr, Ni, Pb, Zn und DDE1, DDD, OP, MKW sowie **DBT**
  - Negative Korrelation mit saccha und myrio

- Arthrobacter (arthro):
  - Positive Korrelation mit Silt, Si2, LBC, Fe, Al, Clay, N, Si20, TP, P und DDT1, DDT2, DDE2
  - Negative Korrelationen mit Sand, TS, Sa63, Sa200, TN, Mg, Li, S, DOC, Ca, TC und Cd, Zn, Ni, Cu, Hg, Cr und **NP**, PAK, OP sowie TBT
  - Negative Korrelation mit myrio, saccha, danio

- Saccharomyces (saccha):
  - Positive Korrelation mit Li, Mg, Sa2000, TN, Sa63, TS, Sand, Sa200, S und Ni, Zn, Cd, Cr, Cu, Hg, sowie OP, PAK, **NP**, DDE1
  - Positive Korrelation mit myrio
  - Negative Korrelationen mit N, Si2, Silt, TP, LBC, Fe, Al, Clay, Si20, Mn und DDT1, DDT2, DDE2
  - Negative Korrelation mit arthro, lumbri

- Danio – Überleben (danio):
  - Positive Korrelation mit Li, Sand, Ca, TN, S, Sa 63, TC, Sa200, DOC, TS, Sa2000 sowie Cd, Zn, Hg, Cu und PAK, OP, **NP**

- Negative Korrelation mit Si20, P, Clay, Al, Fe, LBC, Silt Si2 sowie As, **PCB**, DDT1, DDT2, OCS und TeBT, MOT, **MBT**, DOT
- Negative Korrelation mit arthro

Demnach reagierten fast alle der verwendeten Testsysteme unterschiedlich auf die verschiedenen Schadstoffe sowie die Sedimenteigenschaften. Ähnliche Muster gab es bei der Gruppe *Myriophyllum, Saccharomyces* und dem entgegengesetzt gerichteten *Arthrobacter*. Auch die Testsysteme mit *Lumbriculus variegatus* und mit *Caenorhabditis elegans (*Endpunkt: Längenwachstum) zeigten ein ähnliches Reaktionsmuster, der Fischeitest mit *Danio rerio* setzte sich dagegen von allen anderen Testsystemen ab. Bei *Caenorhabditis elegans* wurde außerdem deutlich, dass das Reaktionsmuster nicht nur vom Testorganismus abhängig ist, sondern auch von dem betrachteten Endpunkt.

Fazit:
Als besonders bedeutende Variablen sind die Zinnverbindungen Monobutylzinn und Dibutylzinn sowie iso-Nonylphenol und Summe PCB einzustufen, da diese in der RDA einen signifikanten Varianzanteil der Effekte erklären konnten.

7. Untersuchung von künstlichen Sedimenten

7.1 Methoden

Zunächst wurden für die untersuchten Sedimentproben für jedes Testsystem die gängigen statistischen Kenngrößen wie Mittelwert, Medianwert, Minimum, Maximum, Standardabweichung, Variationskoeffizient, Standardfehler des Mittelwertes sowie die Grenzen des 95%-Vertrauensbereiches ermittelt. Die Berechnung dieser statistischen Kenngrößen erfolgte mit ToxRat Professional Vers. 2.09.
Der Einfluss der künstlichen Sedimente auf die Endpunkte der vorliegenden Testverfahren wurde in einem paarweisen Vergleich statistisch untersucht. Hierzu wurde eine einfache Varianzanalyse (one-way ANOVA) mit einem nachgeschalteten paarweisen Test, dem sogenannten Holm-Sidak-Test, gewählt. Wenn die Voraussetzungen (Normalverteilung und Varianzhomogenität) nicht erfüllt waren, wurde anstelle des Holm-Sidak-Test ein Test auf Ränge, der sogenannte Dunn´s-Test durchgeführt. Alle Berechnungen für die paarweisen Vergleiche erfolgten mit SigmaStat for Windows Vers. 3.00, SPSS Inc.

7.2 Ergebnisse

Im Folgenden sind die statistischen Kenngrößen sowie die paarweisen Vergleiche für jedes Testsystem dargestellt.

7.2.1 Myriophyllum aquaticum

Tabelle 83: Statistische Kenngrößen der Wachstumsrate von *Myriophyllum aquaticum* in künstlichen Sedimenten

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
Kontrolle	0.087	0.087	0.077	0.105	6	0.0101	11.5	0.0041	4.7	0.077	0.098
NemaTorf	0.059	0.059	0.058	0.061	2	0.0019	3.3	0.0014	2.3	0.035	0.083
NemaTorf+	0.070	0.070	0.066	0.075	2	0.0064	9.0	0.0045	6.4	-0.009	0.150
Nema	0.064	0.064	0.055	0.073	2	0.0129	20.1	0.0091	14.2	-0.097	0.225
Nema+	0.062	0.062	0.055	0.070	2	0.0105	16.8	0.0074	11.9	-0.068	0.192
Sed V	0.102	0.102	0.101	0.102	2	0.0009	0.9	0.0006	0.6	0.091	0.112
Sed V+	0.088	0.088	0.067	0.108	2	0.0292	33.2	0.0206	23.5	-0.276	0.451
OECD 218	0.102	0.102	0.100	0.105	2	0.0041	4.0	0.0029	2.8	0.051	0.154
OECD 218+	0.080	0.080	0.080	0.080	2	0.0006	0.7	0.0004	0.5	0.073	0.087
OECD 218 Bent	0.077	0.077	0.074	0.079	2	0.0033	4.3	0.0023	3.0	0.036	0.118
OECD 218 Bent+	0.089	0.089	0.087	0.091	2	0.0022	2.5	0.0016	1.8	0.061	0.117

+: Sediment mit Carboxymethylcellulose (CMC), Nema: Nematodensediment, Sed V: Sediment V, Bent: Bentonit
Statistical characteristics: Mean: arithmetic mean (X); Med: median; Min: minimum value, Max: maximum value; n: sample size; s: standard deviation; s%: coefficient of variation; s(X): standard error; %s(X): %standard error; 95%l, 95%u: lower, upper 95%-confidence limits.

Der paarweiser Vergleich mittels ANOVA mit nachgeschaltetem Dunn´s-Test (Normalverteilung und Varianzhomogenität waren nicht gegeben) zeigte keine signifikanten Unterschiede zwischen den künstlichen Sedimenten untereinander und auch keine signifikanten Unterschiede zwischen Kontrolle und künstlichen Sedimenten an.

Myriophyllum zeigte die höchsten Wachstumsraten in Sediment V und OECD 218, gefolgt von OECD 218 Bentonit+ (d.h. mit CMC) und Sediment V+ (mit CMC). In diesen vier Sedimenten wurde eine höhere Wachstumsrate erreicht als in der Kontrolle OECD 207. In den anderen Sedimenten war die Wachstumsrate dagegen verringert (Tabelle 83).

7.2.2 Arthrobacter globiformis (F+M)

Tabelle 84: Statistische Kenngrößen der Steigung der Resorufinbildung im Bakterienkontakttest mit *Arthrobacter globiformis* (durchgeführt von F+M) in künstlichen Sedimenten aus Test 1 und Test 2

A. Test 1: 23.09.05

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
OECD 218-	7.8	7.9	6.7	8.5	4	0.79	10.1	0.39	5.1	6.5	9.0
OECD 218+	8.3	7.6	6.7	11.3	4	2.05	24.7	1.02	12.4	5.0	11.6
OECD 218Bent-	1.6	1.6	1.6	1.7	4	0.04	2.7	0.02	1.3	1.5	1.7
OECD 218Bent+	3.0	2.9	2.7	3.5	4	0.37	12.2	0.18	6.1	2.4	3.6
Sed V	9.1	9.3	8.2	9.5	4	0.63	6.9	0.31	3.5	8.1	10.1
Sed V+	25.3	25.4	23.6	27.0	4	1.38	5.4	0.69	2.7	23.1	27.5
Nema Cell	7.4	7.6	6.6	7.8	4	0.52	7.0	0.26	3.5	6.5	8.2
Nema Cell+	4.3	4.8	2.1	5.6	4	1.53	35.6	0.77	17.8	1.8	6.8
Nema Torf	9.2	8.8	8.3	10.9	4	1.17	12.7	0.58	6.3	7.3	11.1
NemaTorf+	2.8	2.8	2.3	3.2	4	0.39	14.0	0.19	7.0	2.2	3.4

B. Test 2: 07.10.05

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
Quarz	22.4	22.2	22.1	23.3	4	0.56	2.5	0.28	1.2	21.5	23.3
OECD 218-	8.4	8.4	7.5	9.5	4	0.83	9.9	0.42	5.0	7.1	9.8
OECD 218+	10.6	10.6	10.1	11.2	4	0.55	5.2	0.27	2.6	9.7	11.5
OECD 218Bent-	2.2	2.2	1.7	2.8	4	0.50	22.4	0.25	11.2	1.4	3.0
OECD 218Bent+	6.4	6.4	5.7	7.1	4	0.55	8.6	0.28	4.3	5.5	7.3
Sed V	13.0	13.1	12.3	13.4	4	0.52	4.0	0.26	2.0	12.1	13.8
Sed V+	24.2	24.8	22.1	25.2	4	1.41	5.8	0.71	2.9	21.9	26.5
Nema Cell	11.7	11.7	11.4	12.1	4	0.34	2.9	0.17	1.4	11.2	12.3
Nema Cell+	6.7	6.8	6.2	7.0	4	0.33	4.9	0.17	2.5	6.2	7.2
Nema Torf	14.8	14.6	14.1	15.9	4	0.79	5.3	0.39	2.7	13.5	16.1
NemaTorf+	3.8	3.8	2.8	4.7	4	0.78	20.4	0.39	10.2	2.5	5.1

+: Sediment mit Carboxymethylcellulose (CMC), Bent: Bentonit, Sed V: Sediment V, Nema: Nematodensediment, Cell: Cellulose
Statistical characteristics: Mean: arithmetic mean (X); Med: median; Min: minimum value, Max: maximum value; n: sample size; s: standard deviation; s%: coefficient of variation; s(X): standard error; %s(X): %standard error; 95%l, 95%u: lower, upper 95%-confidence limits.

Tabelle 85: Paarweiser Vergleich (ANOVA mit nachgeschaltetem Holm-Sidak-Test) der Steigung der Resorufinbildung im Bakterienkontakttest mit *Arthrobacter globiformis* (durchgeführt von F+M) in künstlichen Sedimenten für Test 2

		Quarz	OECD 218	OECD 218+	OECD 218Bent	OECD 218Bent+	Sed V	Sed V+	Nema Cell	Nema Cell+	Nema Torf	NemaTorf+
	Mittelwert	22.4	8.4	10.6	2.2	6.4	13.0	24.2	11.7	6.7	14.8	3.8
Quarz	22.4											
OECD 218	8.4	+										
OECD 218+	10.6	+	+									
OECD 218Bent	2.2	+	+	+								
OECD 218Bent+	6.4	+	+	+	+							
Sed V	13.0	+	+	+	+	+						
Sed V+	24.2	+	+	+	+	+	+					
Nema Cell	11.7	+	+	+	+	+	+	+				
Nema Cell+	6.7	+	+	+	+	-	+	+	+			
Nema Torf	14.8	+	+	+	+	+	+	+	+	+		
NemaTorf+	3.8	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	

Abgesehen vom Sediment V+ (d.h. mit CMC) war die Dehydrogenaseaktivität von *Arthrobacter globiformis* (gemessen als Resorufinbildung) in allen künstlichen Sedimenten im Vergleich zum Quarzsand signifikant um mehr als 30% reduziert (Tabelle 84).

7.2.3 Caenorhabditis elegans – Wachstum

Tabelle 86: Statistische Kenngrößen des Wachstums im Nematodentest mit *Caenorhabditis elegans* in künstlichen Sedimenten

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
KS	1299.8	1311.5	1207.7	1368.6	4	78.6	6.0	39.3	3.0	1173.3	1426.4
Nema	1252.1	1262.9	1178.4	1304.3	4	53.4	4.3	26.7	2.1	1166.2	1338.1
Nema+	1136.9	1139.8	1056.8	1211.2	4	69.3	6.1	34.7	3.0	1025.3	1248.5
Nema Cell	1350.7	1349.2	1308.5	1395.8	4	35.9	2.7	18.0	1.3	1292.8	1408.5
Nema Cell+	1128.5	1124.5	1103.0	1162.1	4	25.9	2.3	12.9	1.1	1086.8	1170.2
Sed V	587.5	575.0	521.2	679.0	4	73.1	12.4	36.5	6.2	469.9	705.2
Sed V+	588.6	582.4	532.3	657.5	4	52.4	8.9	26.2	4.5	504.2	673.0
OECD 218	1017.2	1006.9	958.1	1097.1	4	59.2	5.8	29.6	2.9	921.9	1112.6
OECD 218+	1025.1	1041.5	881.7	1135.5	4	110.8	10.8	55.4	5.4	846.7	1203.4
OECD Bent	15.3	-22.2	-48.1	153.8	4	94.6	617.6	47.3	308.8	-137.0	167.6
OECD Bent+	115.9	12.3	-31.1	470.2	4	237.1	204.5	118.6	102.3	-265.8	497.7

+: Sediment mit Carboxymethylcellulose (CMC), Bent: Bentonit, Sed V: Sediment V, Nema: Nematodensediment, Cell: Cellulose
Statistical characteristics: Mean: arithmetic mean (X); Med: median; Min: minimum value, Max: maximum value; n: sample size; s: standard deviation; s%: coefficient of variation; s(X): standard error; %s(X): %standard error; 95%l, 95%u: lower, upper 95%-confidence limits.

Tabelle 87: Paarweiser Vergleich (ANOVA mit nachgeschaltetem Holm-Sidak-Test) des Wachstums im Nematodentest mit *Caenorhabditis elegans* in künstlichen Sedimenten

		KS	Nema	Nema+	Nema Cell	Nema Cell+	Sed V	Sed V+	OECD	OECD+	OECD Bent	OECD Bent+
	Mittelwert	1299.8	1252.1	1136.9	1350.7	1128.5	587.5	588.6	1017.2	1025.1	15.3	115.9
KS	1299.8											
Nema	1252.1	-										
Nema+	1136.9	+	-									
Nema Cell	1350.7	-	-	+								
Nema Cell+	1128.5	+	-	-	+							
Sed V	587.5	+	+	+	+	+						
Sed V+	588.6	+	+	+	+	+	-					
OECD 218	1017.2	+	+	-	+	-	+	+				
OECD 218+	1025.1	+	+	-	+	-	+	+	-			
OECD Bent	15.3	+	+	+	+	+	+	+	+	+		
OECD Bent+	115.9	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	

Caenorhabditis elegans zeigte das höchste Längenwachstum im Nematodemsediment und dessen Modifikationen. Im OECD 218-Sediment wurde ein mittleres Wachstum beobachtet (ca. 78% der Kontrolle), während das Wachstum im Sediment V und stärker noch im OECD-Sediment mit Bentonit deutlich reduziert war (Tabelle 88).

7.2.4 Caenorhabditis elegans – Reproduktion

Tabelle 88: Statistische Kenngrößen der Reproduktion von *Caenorhabditis elegans* in künstlichen Sedimenten

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
KS	65.9	62.7	49.8	88.5	4	16.48	25.0	8.24	12.5	39.4	92.5
Nema	38.8	38.2	32.3	46.4	4	6.13	15.8	3.07	7.9	28.9	48.6
Nema+	49.9	47.9	26.7	77.3	4	21.20	42.5	10.60	21.2	15.8	84.1
Nema Cell	81.1	82.6	63.7	95.8	4	13.24	16.3	6.62	8.2	59.8	102.5
Nema Cell+	87.4	89.0	68.4	103.3	4	16.15	18.5	8.07	9.2	61.4	113.4
Sed V	2.1	1.9	0.9	3.4	4	1.06	51.5	0.53	25.8	0.3	3.8
Sed V+	1.8	1.6	0.8	3.0	4	1.07	60.8	0.54	30.4	0.0	3.5
OECD	13.8	14.7	9.5	16.4	4	3.00	21.7	1.50	10.9	9.0	18.7
OECD+	17.9	17.4	8.5	28.3	4	9.56	53.5	4.78	26.7	2.5	33.3
OECD Bent	0.0	0.0	0.0	0.0	4	0.00	n.d.	0.00	n.d.	0.0	0.0
OECD Bent+	0.0	0.0	0.0	0.0	4	0.00	n.d.	0.00	n.d.	0.0	0.0

+: Sediment mit Carboxymethylcellulose (CMC), Bent: Bentonit, Sed V: Sediment V, Nema: Nematodensediment, Cell: Cellulose
Statistical characteristics: Mean: arithmetic mean (X); Med: median; Min: minimum value, Max: maximum value; n: sample size; s: standard deviation; s%: coefficient of variation; s(X): standard error; %s(X): %standard error; 95%l, 95%u: lower, upper 95%-confidence limits.

Tabelle 89: Paarweiser Vergleich (ANOVA mit nachgeschaltetem Dunn´s Test) der Reproduktion im Nematodentest mit *Caenorhabditis elegans* in künstlichen Sedimenten

		KS	Nema	Nema+	Nema Cell	Nema Cell+	Sed V	Sed V+	OECD	OECD+	OECD Bent	OECD Bent+
	Mittelwert	65.9	38.8	49.9	81.1	87.4	2.1	1.8	13.8	17.9	0	0
KS	65.9											
Nema	38.8	-										
Nema+	49.9	-	-									
Nema Cell	81.1	-	-	-								
Nema Cell+	87.4	-	-	-	-							
SedV	2.1	-	-	-	-	-						
SedV+	1.8	-	-	-	-	-	-					
OECD	13.8	-	-	-	-	-	-	-				
OECD+	17.9	-	-	-	-	-	-	-	-			
OECD Bent	0.0	+	-	-	+	+	-	-	-	-		
OECD Bent+	0.0	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	

Die Reproduktion von *C. elegans* zeigte in den künstlichen Sedimenten ein ähnliches Bild wie das Längenwachstum. Auch hier war die Reproduktionsleistung am höchsten in den Nematodensedimenten mit Cellulose, gefolgt von den Nematodensedimenten mit Torf. Deutlich geringer reproduzierten sich die Nematoden im OECD 218-Sediment und im Sedimente V, im OECD-Sediment mit Bentonit wurden keine Nachkommen gebildet.

7.2.5 Lumbriculus variegatus – Anzahl

Tabelle 90: Statistische Kenngrößen der Anzahl von *Lumbriculus variegatus* in künstlichen Sedimenten

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
OECD218	31.4	30.0	30.0	33.0	5	1.52	4.8	0.68	2.2	29.5	33.3
OECD218+	27.2	26.0	24.0	30.0	5	2.39	8.8	1.07	3.9	24.2	30.2
Nema	12.2	10.0	10.0	17.0	5	2.95	24.2	1.32	10.8	8.5	15.9
Nema+	3.6	0.0	0.0	10.0	5	4.98	138.3	2.23	61.9	-2.6	9.8
Nema Cell	13.0	10.0	10.0	17.0	5	3.32	25.5	1.48	11.4	8.9	17.1
Nema Cell+	15.4	15.0	12.0	19.0	5	2.51	16.3	1.12	7.3	12.3	18.5
Sed V	10.0	10.0	10.0	10.0	5	0.00	0.0	0.00	0.0	10.0	10.0
Sed V+	16.6	14.0	13.0	21.0	5	3.21	19.3	1.44	8.6	12.6	20.6
OECD Bent	12.4	11.0	10.0	16.0	5	2.30	18.6	1.03	8.3	9.5	15.3
OECD Bent+	11.4	11.0	10.0	12.0	5	0.89	7.8	0.40	3.5	10.3	12.5

+: Sediment mit Carboxymethylcellulose (CMC), Bent: Bentonit, Sed V: Sediment V, Nema: Nematodensediment, Cell: Cellulose
Statistical characteristics: Mean: arithmetic mean (X); Med: median; Min: minimum value, Max: maximum value; n: sample size; s: standard deviation; s%: coefficient of variation; s(X): standard error; %s(X): %standard error; 95%l, 95%u: lower, upper 95%-confidence limits.

Tabelle 91: Paarweiser Vergleich (ANOVA und nachgeschalteter Dunn´s-Test) der Anzahl von *Lumbriculus variegatus* in künstlichen Sedimenten

		OECD218	OECD218+	Nema	Nema+	Nema Cell	Nema Cell+	Sed V	Sed V+	OECD Bent	OECD Bent+
	Mittelwert	31.4	27.2	12.2	3.6	13.0	15.4	10.0	16.6	12.4	11.4
OECD218	31.4										
OECD218+	27.2	-									
Nema	12.2	-	-								
Nema+	3.6	+	+	-							
Nema Cell	13.0	-	-	-	-						
Nema Cell+	15.4	-	-	-	-	-					
Sed V	10.0	+	+	-	-	-	-				
Sed V+	16.6	-	-	-	-	-	-	-			
OECD Bent	12.4	-	-	-	-	-	-	-	-		
OECD Bent+	11.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

Lumbriculus variegatus zeigte den höchsten Zuwachs in den beiden Ansätzen mit OECD 218-Sediment, in allen anderen künstlichen Sedimenten war die Anzahl deutlich reduziert (Tabelle 90).

7.2.6 Saccharomyces cerevisiae

Tabelle 92: Statistische Kenngrößen der Gärleistung im Hefetest mit *Saccharomyces cerevisiae* in künstlichen Sedimenten

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
OECD 218	51.7	49.0	49.0	55.0	3	3.06	5.9	1.76	3.4	43.8	59.6
Nema Cell	42.3	39.0	39.0	45.0	3	3.06	7.2	1.76	4.2	34.4	50.2
Nema Cell+	48.7	48.0	48.0	49.0	3	0.58	1.2	0.33	0.7	47.2	50.2
Nema Torf	48.3	46.0	46.0	50.0	3	2.08	4.3	1.20	2.5	43.0	53.7
Nema Torf +	52.0	51.0	51.0	53.0	3	1.00	1.9	0.58	1.1	49.4	54.6
Sed V	32.0	26.0	26.0	36.0	3	5.29	16.5	3.06	9.5	18.3	45.7
Sed V +	39.7	39.0	39.0	40.0	3	0.58	1.5	0.33	0.8	38.2	41.2

+: Sediment mit Carboxymethylcellulose (CMC), Bent: Bentonit, Sed V: Sediment V, Nema: Nematodensediment, Cell: Cellulose
Statistical characteristics: Mean: arithmetic mean (X); Med: median; Min: minimum value, Max: maximum value; n: sample size; s: standard deviation; s%: coefficient of variation; s(X): standard error; %s(X): %standard error; 95%l, 95%u: lower, upper 95%-confidence limits.

Tabelle 93: Paarweiser Vergleich (ANOVA und nachgeschalteter Holm-Sidak Test) der Gärleistung im Hefetest mit *Saccharomyces cerevisiae* in künstlichen Sedimenten

		OECD 218	Nema Cell	Nema Cell+	Nema Torf	Nema Torf +	Sed V	Sed V +
	Mittelwert	51.7	42.3	48.7	48.3	52.0	32.0	39.7
OECD 218	51.7							
Nema Cell	42.3	+						
Nema Cell+	48.7	-	+					
Nema Torf	48.3	-	+	-				
Nema Torf +	52.0	-	+	-	-			
Sed V	32.0	+	+	+	+	+		
Sed V +	39.7	+	-	+	+	+	+	

Die Gärleistung von *Saccharomyces cerevisiae* war in den CMC-behandelten Sedimenten generell etwas höher als in den gleichen Sedimenten ohne CMC. Im OECD 218-Sediment und den modifizierten Nematodensedimenten wurden hohe Gärleistungen beobachtet. Im Sediment V dagegen war die Gärleistung geringer (Tabelle 93).

7.2.7 Arthrobacter globiformis (TUHH)

Tabelle 94: Statistische Kenngrößen der Steigung der Resorufinbildung im Bakterienkontakttest mit *Arthrobacter globiformis* (durchgeführt von TUHH) in künstlichen Sedimenten aus zwei Tests

A. Test 1: 08.12.05

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
W4	10.13	9.59	9.59	10.52	3	0.481	4.8	0.278	2.7	8.88	11.37
Sed V	2.13	1.61	1.61	2.44	3	0.451	21.2	0.260	12.2	0.96	3.29
Sed V+	7.69	7.44	7.44	7.87	3	0.223	2.9	0.129	1.7	7.11	8.27
OECD 218+	2.07	1.96	1.96	2.17	3	0.105	5.1	0.061	2.9	1.80	2.34
OECD Bent+	0.80	0.59	0.59	0.99	3	0.201	25.1	0.116	14.5	0.28	1.32

B. Test 2: 15.12.05

Treatment	Mean	Med	Min	Max	n	s	%s	s(X)	%s(X)	95%l	95%u
W4	8.46	8.34	8.34	8.66	3	0.17	2.00	0.10	1.20	8.02	8.91
Nema	0.57	0.44	0.44	0.69	3	0.13	22.10	0.07	12.70	0.24	0.89
Nema+	1.15	1.03	1.03	1.24	3	0.11	9.40	0.06	5.40	0.87	1.43
Nema Torf	3.74	3.49	3.49	4.09	3	0.31	8.40	0.18	4.90	2.93	4.55
Nema Torf+	2.71	2.50	2.50	2.86	3	0.19	7.00	0.11	4.00	2.23	3.20

+: Sediment mit Carboxymethylcellulose (CMC), Bent: Bentonit, Sed V: Sediment V, Nema: Nematodensediment, Cell: Cellulose
Statistical characteristics: Mean: arithmetic mean (X); Med: median; Min: minimum value, Max: maximum value; n: sample size; s: standard deviation; s%: coefficient of variation; s(X): standard error; %s(X): %standard error; 95%l, 95%u: lower, upper 95%-confidence limits.

Tabelle 95: Paarweiser Vergleich (ANOVA mit nachgeschaltetem Holm-Sidak-Test) der Steigung der Resorufinbildung im Bakterienkontakttest mit *Arthrobacter globiformis* (durchgeführt von TUHH) in künstlichen Sedimenten aus zwei Tests

A. Test 1: 08.12.05

		W4	Sed V	Sed V+	OECD 218+	OECD Bent+
	Mittelwert	10.13	2.13	7.69	2.07	0.80
W4	10.13					
Sed V	2.13	+				
Sed V+	7.69	+	+			
OECD 218+	2.07	+	-	+		
OECD Bent+	0.80	+	+	+	+	

B. Test 2: 15.12.05

		W4	Nema	Nema+	Nema Torf	Nema Torf+
	Mittelwert	8.46	0.57	1.15	3.74	2.71
W4	8.46					
Nema	0.57	+				
Nema+	1.15	+	+			
Nema Torf	3.74	+	+	+		
Nema Torf+	2.71	+	+	+	+	

In den künstlichen Sedimenten war die Dehydrogenaseaktivität von *Arthrobacter globiformis* (durchgeführt von TUHH) signifikant geringer als in der testinternen Kontrolle (Quarzsand W4). Die höchste Dehydrogenaseaktivität wurde im Sediment V mit CMC (Sed V+) gemessen, in allen anderen künstlichen Sedimenten war die Stoffwechselaktivität deutlich geringer (Tabelle 94).

7.2.8 Danio rerio

Tabelle 96: Mortalität im Fischeitest mit *Danio rerio* in künstlichen Sedimenten aus drei Tests

A. Vortest

Vortest 2005	**24h**			**48h**		
	Introduced	**Dead**	**% Mortality**	**Introduced**	**Dead**	**% Mortality**
Quarzmehl	20	1	5.0	19	0	0.0
Kunstwasser	20	2	10.0	18	0	0.0
OEDC 218 3g	15	1	6.7	14	0	0.0
OECD 218 1g	15	1	6.7	13	0	0.0
OECD 218+ 3g	15	2	13.3	14	0	0.0
OECD 218+ 1g	15	2	13.3	13	0	0.0
Nema 3g	2	1	50.0	3	0	0.0
Nema+ 3g	3	0	0.0			
NemaCell 3g	9	0	0.0	14	0	0.0
Nema Cell 1g	13	1	7.7	14	0	0.0
Sed V 3g	14	0	0.0	14	0	0.0
Sed V 1g	15	0	0.0	15	0	0.0
OECD Bent 3g	15	1	6.7	8	0	0.0
OECDBent 1g	14	0	0.0	9	0	0.0

B. Test 07.10.05

Test 07.10.05	24h			48h		
	Introduced	Dead	% Mortality	Introduced	Dead	% Mortality
Nema 3g	2	1	50.0	4	1	25.0
Nema+ 3g	3	0	0.0			
Nema Cell 3g	9	0	0.0	14	0	0.0
Nema Cell 1g	13	1	7.7	15	0	0.0
OECD 3g	15	0	0.0	15	0	0.0
OECD 1g	15	1	6.7	14	1	7.1
OECD+ 3g	15	2	13.3	15	2	13.3
OECD+ 1g	15	2	13.3	13	2	15.4
OECD Bent 3g	15	1	6.7	9	1	11.1
OECD Bent 1g	15	0	0.0	9	0	0.0
Sed V 3g	14	0	0.0	14	0	0.0
Sed V 1g	15	0	0.0	15	0	0.0

C. Test 04.01.06

Test 04.01.06	24h			48h		
	Introduced	Dead	% Mortality	Introduced	Dead	% Mortality
Kunstwasser	20	2	10.0	20	2	10.0
Quarzmehl	20	1	5.0	20	3	15.0
3,4-DCA	20	0	0.0	20	9	45.0
Nema Cell+ 3g	15	0	0.0	15	0	0.0
Nema Cell+ 1g	15	0	0.0	15	0	0.0
OECD Bento+3g	4	0	0.0	4	1	25.0
OECD Bento+1g	15	0	0.0	15	0	0.0
Sed V+ 3g	15	0	0.0	15	0	0.0
Sed V+ 1g	15	1	6.7	15	1	6.7

Der Fisher´s Exact Binomial-Test ergab für die künstlichen Sedimente keine signifikante Abweichung zur Kontrolle Kunstwasser. Lediglich in der Positivkontrolle 3,4-Dichloranilin (DCA) war die Mortalität signifikant erhöht.
Die geringsten Mortalitäten im Fischeitest traten im Nematodensediment mit Cellulose, im Sediment V und im OECD 218-Sediment (ohne CMC) auf.

8. Ermittlung von EC_{50}-Werten für die Hauptversuche mit dotierten Sedimenten

8.1 Statistische Testverfahren

Die Bestimmung der EC_{50}-Werte erfolgte mittels des Statistikprogramms ToxRat Professional Version 2.09. Als Testverfahren wurde die Probitanalyse nach der Linearen Maximum-Likelihood Regression gewählt.

8.2 Ergebnisse

In Tabelle 97 bis Tabelle 99 sind die Ergebnisse der Hauptversuche mit dotierten Sedimenten für das organische Schadstoffgemisch und in Tabelle 100 bis Tabelle 102 für das Schwermetallgemisch zusammengefasst dargestellt. Beide Schadstoffgemische wurden jeweils in Altrip und OECD 218 dotiert.

Abgesehen von zwei Ausnahmen, bei denen der EC_{50} aufgrund zu weniger Datenpunkte zwischen 10 und 90% Hemmung als unsicher einzustufen ist, waren die EC_{50}-Werte für das dotierte Altrip-Sediment stets höher als für OECD 218, d.h. im natürlichen Sediment reagierten die Testorganismen weniger empfindlich auf die zugesetzten Schadstoffe (Tabelle 99, Tabelle 102).

Tabelle 97: Hemmung der Testendpunkte und EC_{50}-Werte aus dem Haupttest mit einem dotierten natürlichen Sediment (Altrip) mittels einem organischem Schadstoffgemisch (LMK: Lösungsmittel-kontrolle)

Gemisch organische Schadstoffe **Hemmwerte in Bezug auf die LMK**

Testorganismus	*Endpunkt*	0.41 ok6	1.23 ok5	3.7 ok4	11.11 ok3	33.33 ok2	100 ok1	*EC50* [mg/kg TG]	*95% VB* [mg/kg TG]	*Bemerkungen*
Myriophyllum	Wachstumsrate	20.2	36.4	48.17	86.6	125.1	268.0	**2.46**	**1.27-4.55**	
Lumbriculus	Anzahl		3.0	2.1	14.6	98.3	100.0	**16.97**	**15.28-18.88**	
Lumbriculus	aschefreies Trockengewicht		-7.5	-3.8	-8.1	99.5	100.0	**20.26**	**18.69-21.57**	
Saccharomyces	Gärleistung (nativ)				10.6	17.0	48.9	**109.5**		extrem wenig Datenpunkte!!!
Saccharomyces	Gärleistung (gefriergetrocknet)		0.8	16.5	38.8	5.0	52.1	**203.4**	**n.d.**	Weibull EC50 154.8

Testorganismus	*Endpunkt*	0.25 ok5	0.74 ok4	2.22 ok3	6.67 ok2	20 ok1	*EC50* [mg/kg TG]	*95% VB* [mg/kg TG]	*Bemerkungen*
Danio rerio	Mortalität	8.9	14.0	11.1	100.0		**2.43**	**0.5-11.76**	eigene Verd.-Reihe, MW aus 3 Tests

Testorganismus	*Endpunkt*	100 ok5	200 ok4	400 ok3	800 ok2	1600 ok1	*EC50* [mg/kg TG]	*95% VB* [mg/kg TG]	*Bemerkungen*
Caenorhabditis	Reproduktion	-18.9	48.3	100.0	100.0	100.0	**201.91**	**201.5-202.4**	nur ein Datenpunkt zwischen 0 und 100
	Wachstum	5.2	12.7	95.1	98.7	94.0	**265.44**	**226.6- 361.0**	
Arthrobacter (F&M)	Steigung Resorufinbildung	34.3	68.6	83.9	91.6	99.0	**139.45**	**103.2 - 173.6**	
Arthrobacter (TUHH)	Steigung Resorufinbildung	14.3	5.8	27.1	89.4	102.6	**496.03**	**314.8-716.7**	

Tabelle 98: Hemmung der Testendpunkte und EC_{50}-Werte aus dem Haupttest mit einem dotierten künstlichen Sediment (OECD 218) mittels einem organischem Schadstoffgemisch (LMK: Lösungs-mittelkontrolle)

Gemisch organische Schadstoffe **Hemmwerte in Bezug auf die LMK**

Testorganismus	*Endpunkt*	0.14 ok 7	0.41 ok 6	1.23 ok 5	3.7 ok 4	11.11 ok 3	33.33 ok 2	100 ok 1	*EC50* [mg/kg TG]	*95% VB* [mg/kg TG]	*Bemerkungen*
Myriophyllum	Wachstumsrate		3.5	2.0	66.3	91.1	134.4		**3.03**	**n.d.**	Logit 3.06 (VB 0.005-3.79)
Arthrobacter (F&M)	Steigung Resorufinbildung	-	-	11.0	5.6	19.5	40.8	71.5	**44.1**	**26.2-89.7**	
Arthrobacter (TUHH)	Steigung Resorufinbildung	-	-	-9.1	-31.6	18.2	72.6	81.0	**23.2**	**8.9-60.3**	
Lumbriculus	Anzahl	10.7	17.0	18.4	17.0	63.0			**9.72**	**n.d.**	
Lumbriculus	aschefreies Trockengewicht	21.7	24.6	25	24.67	50.59			**36.12**	**n.d.**	
Saccharomyces	Gärleistung	-	-	-7.1	9.4	21.0	69.2	96.9	**21.4**	**16.4-28.0**	
Danio rerio	Mortalität	0.0	24.4	0.0	100.0	100.0	-	-	**1.51**	**0.4-6.4**	
Caenorhabditis	Reproduktion			76.2	84.7	74.8	36.6	96.9	**n.d.**		
Caenorhabditis	Wachstum			12.9	24.7	24.8	8.4	95.9	**41.0**	**n.d.**	

Tabelle 99: Vergleich der EC_{50}-Werte aus dem Haupttest für das organische Schadstoffgemisch im natürlichen und künstlichen Sediment

Gemisch organische Schadstoffe

		Altrip		OECD 218		
Testorganismus	*Endpunkt*	*EC50* [mg/kg TG]	*95% VB* [mg/kg TG]	*EC50* [mg/kg TG]	*95% VB* [mg/kg TG]	*Faktor* EC50 nat./EC50 künstl.
Myriophyllum	Wachstumsrate	**2.46**	**1.27-4.55**	**3.03**	**n.d.**	**0.81**
Arthrobacter (F&M)	Steigung Resorufinbildung	**139.45**	**103.2 - 173.6**	**44.1**	**26.2-89.7**	**3.16**
Arthrobacter (TUHH)	Steigung Resorufinbildung	**496.03**	**314.8-716.7**	**23.2**	**8.9-60.3**	**21.38**
Lumbriculus	Anzahl	**16.97**	**15.28-18.88**	**9.72**	**n.d.**	**1.75**
Lumbriculus	aschefreies Trockengewicht	**20.26**	**18.69-21.57**	**36.12**	**n.d.**	**0.56**
Saccharomyces	Gärleistung (nativ)	**109.5**	**n.d.**	**21.4**	**16.4-28.0**	**5.12**
Saccharomyces	Gärleistung (gefriergetrocknet)	**203.4**	**n.d.**			
Danio rerio	Mortalität	**2.43**	**0.5-11.76**	**1.51**	**0.4-6.4**	**1.61**
Caenorhabditis	Reproduktion	**201.91**	**201.5-202.4**	**n.d.**		
Caenorhabditis	Wachstum	**265.44**	**226.6- 361.0**	**41.0**	**n.d.**	**6.47**

Tabelle 100: Hemmung der Testendpunkte und EC_{50}-Werte aus dem Haupttest mit einem dotierten natürlichen Sediment (Altrip) mittels Schwermetallgemisch

Schwermetall-Gemisch **Hemmwerte in Bezug auf die Kontrolle**

Konzentrationsangaben [%] bezogen auf die höchste Konzentration

		6.25	12.50	25	50	100	*EC50*	*95% VB*	
Testorganismus	*Endpunkt*	SM Konz	SM Konz	SM Konz	SM Konz	SM Konz	[%]	[%]	*Bemerkungen*
Myriophyllum	Wachstumsrate	15.5	45.8	87.4	131.8	151.0	**12.81**	**11.51-14.25**	
Lumbriculus	Anzahl	27.6	45.9	75.6	85.8	100.0	**12.84**	**10.16-15.79**	
Lumbriculus	aschefreies Trockengewicht	17.6	32.9	87.1	92.8	100.0	**14.54**	**9.10-23.12**	
Saccharomyces	Gärleistung (nativ)			21.7	77.2	93.5	**35.81**	**n.d.**	
Saccharomyces	Gärleistung (gefriergetrocknet)	10.7	-0.8	16.5	24.8	96.7	**60.54**	**n.d.**	
Danio rerio	Mortalität	0.0	0.0	0.0	3.3	100.0	**50 - 100**		
Caenorhabditis	Reproduktion	50.3	70.2	100.0	100.0	-	**6.56**	**n.d.**	
Caenorhabditis	Wachstum	1.2	22.3	90.3	96.4	-	**16.15**	**14.48-18.48**	

		12.50	25	50	100	200	*EC50*	*95% VB*	
Testorganismus	*Endpunkt*	SM Konz	SM Konz	SM Konz	SM Konz	SM Konz	[%]	[%]	*Bemerkungen*
Arthrobacter (F&M)	Steigung Resorufinbildung	-23.9	-21.9	26.6	96.6	98.3	**59.63**	**57.7-62-2**	
Arthrobacter (TUHH)	Steigung Resorufinbildung	3.1	24.9	59.6	89.2	99.2	**41.55**	**39.5-43.7**	

Tabelle 101: Hemmung der Testendpunkte und EC_{50}-Werte aus dem Haupttest mit einem dotierten künstlichen Sediment (OECD 218) mittels Schwermetallgemisch

Schwermetall-Gemisch **Hemmwerte in Bezug auf die Kontrolle**

Konzentrationsangaben in % bezogen auf höchste Konzentration

		0.14	0.41	1.23	3.70	11.1	33.3	100	*EC50*	*95% VB*	
Testorganismus	*Endpunkt*	SM 7	SM 6	SM 5	SM 4	SM3	SM 2	SM 1	[%]	[mg/kg TG]	*Bemerkungen*
Myriophyllum	Wachstumsrate	-4.4	23.3	35.3	43.0	94.9			**2.53**	**n.d.**	Logit: 2.61; Weibull:2.94
Arthrobacter (F&M)	Steigung Resorufinbildung	**-**	**-**	4.0	8.4	32.0	98.1	100.1	**13.7**	**9.5- 18.8**	
Arthrobacter (TUHH)	Steigung Resorufinbildung	**-**	**-**	34.4	28.4	79.1	96.1	99.5	**4.35**	**n.d.**	
Lumbriculus	Anzahl	-2.9	-4.8	10.6	72.6	99.5	-	-	**2.59**	**2.57-2.61**	
Lumbriculus	aschefreies Trockengewicht	9.4	18.0	21.0	87.3	99.8	-	-	**1.93**	**n.d.**	
Saccharomyces	Gärleistung	24.2	38.1	42.2	66.1	96.9			**1.05**	**0.2 - 5.3**	
Danio rerio	Mortalität			0.0	26.7	8.9	100.0	100.0	**12.17**	**2.8-52.7**	
Caenorhabditis	Reproduktion			-9.5	16.7	100.0	100.0		**4.81**	**4.5- 5.4**	
Caenorhabditis	Wachstum			-4.3	12.7	97.2	104.8		**5.6**	**5.53-5.64**	

Tabelle 102: Vergleich der EC_{50}-Werte aus dem Haupttest für das Schwermetallgemisch im natürlichen und künstlichen Sediment

Schwermetall-Gemisch

		Altrip		OECD 218		*Faktor*
Testorganismus	*Endpunkt*	*EC50* [%]	*95% VB* [%]	*EC50* [%]	*95% VB* [%]	EC50 nat./EC50 künstl.
Myriophyllum	Wachstumsrate	**12.81**	**11.51-14.25**	**2.53**	**n.d.**	**5.1**
Arthrobacter (F&M)	Steigung Resorufinbildung	**59.63**	**57.7-62-2**	**13.7**	**9.5- 18.8**	**4.4**
Arthrobacter (TUHH)	Steigung Resorufinbildung	**41.55**	**39.5-43.7**	**2.74**	**n.d.**	**15.2**
Lumbriculus	Anzahl	**12.84**	**10.16-15.79**	**2.59**	**2.57-2.61**	**5.0**
Lumbriculus	aschefreies Trockengewicht	**14.54**	**9.10-23.12**	**1.93**	**n.d.**	**7.5**
Saccharomyces	Gärleistung (nativ)	**35.81**	**n.d.**	**1.05**	**0.2 - 5.3**	**34.1**
Saccharomyces	Gärleistung (gefriergetrocknet)	**60.54**	**n.d.**			
Danio rerio	Mortalität	**50 - 100**		**12.17**	**2.8-52.7**	
Caenorhabditis	Reproduktion	**6.56**	**n.d.**	**4.81**	**4.5- 5.4**	**1.4**
Caenorhabditis	Wachstum	**16.15**	**14.48-18.48**	**5.6**	**5.53-5.64**	**2.9**

9. Literatur

Clint M., Jennings A. (1970): The evaluation of eigenvalues and eigenvectors of real symmetric matrices by simultaneous iteration. Computer Journal, 13: 76-80.

Hill M.O. (1973): Reciprocal averaging: An eigenvector method of ordination. Journal of Ecology, 61: 237-249.

Hotelling H. (1933): Analysis of a Complex of Statistical Variables into Principal Components. The Journal of Educational Psychology 24, 417-441.

Legendre P., Legendre L. (1998): Numerical Ecology. Developments in Environmental Modelling, 20. Elsevier Science, Amsterdam.

McGarigal K., Cushman S., Stafford S. (2000): Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research. Springer, New York.

ter Braak C.J.F. (1987): Ordination. In: R.H.G. Jongman, C.J.F. ter Braak & O.F.R. van Tongeren (Eds.): Data Analysis in Community and Landscape Ecology. Pudoc, Wageningen: 91-173.

van den Wollenberg, A.L. (1977): Redundancy analysis; an alternative for canonical correlation analysis. Psychometrika, 42 (2): 207-219.