

Originalarbeiten

Hochwasser 2002

Chemische und toxische Belastung überschwemmter Gemeinden im Raum Bitterfeld

Werner Brack^{1*}, Rolf Altenburger¹, Falk Dorusch¹, Andreas Hubert¹, Monika Möder², Peter Morgenstern², Susanne Moschütz¹, Sibylle Mothes², Kristin Schirmer³, Rainer Wennrich², Klaus-Dieter Wenzel¹ und Gerrit Schiürmann¹

UFZ – Umweltforschungszentrum, Permoserstraße 15, D-04318 Leipzig

1. Sektion Chemische Ökotoxikologie, 2. Sektion Analytik, 3. Nachwuchsgruppe Molekulare Tierzelltoxikologie

* Korrespondenzautor (wb@uoe.ufz.de)

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2002.10.049>

Zusammenfassung

Das Jahrhunderthochwasser im August 2002 führte zu einer Überflutung hochbelasteter Flächen in der Region Bitterfeld, z.B. der Aue des Spittelwassers, sowie der angrenzenden Gemeinden Jeßnitz und Raguhn durch die Mulde. Ein Eintrag mobilisierter belasteter Sedimente als Schlamm in die Wohngebiete war zu befürchten. Ziel der Untersuchung war daher eine Abschätzung der Schadstoffbelastung auf der Basis chemischer und wirkungsorientierter Daten und die Zuordnung der Belastung zu bestimmten Belastungsquellen.

Schlämme und Hochwasserproben wurden mit verschiedenen Methoden der chemischen und biologischen Analytik untersucht und unter Einbeziehung administrativer Referenzwerte beurteilt.

Die Belastung der untersuchten Standorte war sehr heterogen. An einigen Punkten waren die Grenzwerte nach Klärschlammverordnung oder die Vorsorgewerte der Bundesbodenschutzverordnung, z.B. für Pb, As und HCH, überschritten. Organische Schlamme extrakte zeigten deutliche Effekte in mehreren Biotests. Dies ist insbesondere unter dem Blickwinkel einer direkten Partikelaufnahme über Ingestion oder Atmung von Bedeutung. Die Belastungsmuster für Schwermetalle und organische Schadstoffe unterschieden sich allerdings signifikant von denjenigen im Spittelwasser vor dem Hochwasser, womit die ursprüngliche Vermutung einer Verlagerung von Spittelwasser-Sedimenten in die umgebenden Wohngebiete nicht bestätigt wurde. Interessanterweise konnte aber eine Korrelation zwischen chemischer Belastung und biologischer Gesamtwirkung gezeigt werden.

Für eine Identifizierung von stofflichen Ursachen der gemessenen Wirkungen und der entsprechenden Belastungsquellen wäre im Sinne eines vorbeugenden Umweltschutzes eine effektorientierte Analyse wünschenswert.

Schlagerwörter: Bitterfeld; Elbe; Hochwasser 2002; Mulde; Schadstoffbelastung; Spittelwasser

Abstract

Flood 2002: Chemical and Toxic Burden of Flooded Areas in the Region of Bitterfeld, Germany

In August 2002, highly contaminated areas in the region of Bitterfeld, e.g. the floodplain of the creek Spittelwasser, as well as the adjacent regions of Jeßnitz and Raguhn, were submerged by the river Mulde. An input of mobilized contaminated sediments in residential areas was the matter of concern. The objective of the present study was to estimate the pollutants load on the basis of chemical and biological data and identify the sources of pollutants.

Deposited sludge and flood water samples were assessed on the basis of biological and chemical analyses and in comparison with administrative reference values.

The pollution of the investigated sites was rather heterogeneous. At several sites, tolerance limits of the German Klärschlammverordnung or the Bundesbodenschutzverordnung were clearly exceeded, e.g. for Pb, As and HCH. Organic extracts exhibited significant effects in several biotests. This may be relevant with respect to direct particle uptake via ingestion or respiration. Pollution patterns for heavy metals as well as for organic pollutants differed significantly from the pattern found in the Spittelwasser flood plain before the inundation, which is in contrast to the initial hypothesis of a possible transport of contaminated Spittelwasser sediments into residential areas. Interestingly, a correlation of chemical load and the overall biological effect could be shown. From the viewpoint of the precautionary principle, the identification of the compounds exerting toxic effects and of the respective pollutant sources would be desirable.

Keywords: Bitterfeld region, Germany; Elbe river; flood 2002; Mulde river; pollutants, identification; Spittelwasser flood plain

Einleitung

Die Region Bitterfeld/Wolfen (Sachsen-Anhalt) ist einer der ältesten Standorte chemischer Industrie in Deutschland. Im Jahre 1894 wurde hier mit der Chlor-Alkali-Elektrolyse die Produktion aufgenommen. Hiervon ausgehend entwickelte sich in der Region einer der größten und bedeutendsten Chemiestandorte Deutschlands mit dem Schwerpunkt auf der Chlorchemie. Die Vielzahl der hergestellten Produkte

umfasst u.a. Grundchemikalien, Pestizide, Farben, Kunststoffe und Reinigungsmittel (Chemie-AG Bitterfeld-Wolfen 1993). Aufgrund des sorglosen Umgangs mit chemischen Abfällen und Abwässern kam es zu einer hohen Belastung von Grundwässern, Sedimenten und Böden in der Region, u.a. mit polychlorierten Dioxinen und Furanen (PCDD/F) (Götz et al. 1998, Brack et al. 2002a), polychlorierten Naphthalinen (PCN) (Brack et al. 2002b), polyzyklischen

aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) (Brack et al. 1999), Hexachlorozyklohexanen (HCH) (Popp et al. 1994), anderen organischen Schadstoffen wie Methylparathion, Prometryn und N-Phenyl- β -naphthylamin (Brack et al. 1999), Zinnorganika (Kuballa et al. 1995) und Schwermetallen (Kalbitz 1996). Besonders belastet sind dabei die Bäche Schachtgraben und Spittelwasser, die als Abwasserkanäle der chemischen Industrie in Richtung Mulde verwendet wurden, sowie die angrenzenden Überschwemmungsflächen. Die chemische Belastung spiegelt sich auch in der Schädigung z.B. von Sedimentextrakten aus dem Spittelwasser gegenüber Bakterien, Grünalgen, Daphnien und Fischzellen wider (Brack et al. 1999, 2000, 2002a).

Während des Jahrhunderthochwassers im August 2002 trat die Mulde massiv über die Ufer und überschwemmte großflächig den Bereich Spittelwasser-Schachtgraben sowie die Gemeinden Jeßnitz und Raguhn nördlich von Bitterfeld (Abb. 1). Es besteht daher die Sorge, dass durch das Hochwasser auch die teilweise hoch kontaminierten Sedimente der Nebenflüsse der Mulde in Wohngebiete und auf Äcker verfrachtet worden sind. Neben der industriellen Belastung aus Bitterfeld kommen jedoch auch andere Belastungsquellen in Betracht wie die Oberlaufgebiete der Mulde, insbesondere als Quelle für Schwermetalle, und lokale Quellen wie leckgeschlagene Öl- und Benzintanks.

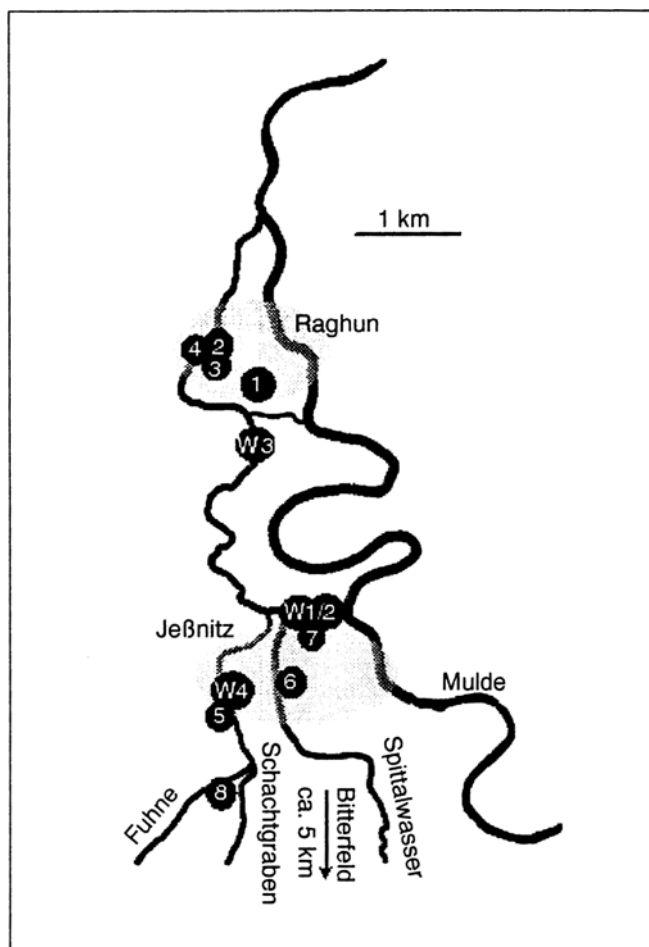


Abb. 1: Karte der Untersuchungsregion

Die Vielfalt möglicher Kontaminanten im Raum Bitterfeld schließt eine vollständige Erfassung durch chemische Analytik aus. Eine Beurteilung des Gefährdungspotentials auf der Basis chemischer Analysendaten erfordert zudem entsprechende Daten zur Wirksamkeit dieser Substanzen oder administrative Richtwerte. Solche Daten liegen nur für einen kleinen Teil der möglichen Kontaminanten vor. Zur Abschätzung des Gefährdungspotentials der komplexen Substanzgemische ist es daher erforderlich, neben chemischen Analysen auch biologische Wirkungsprüfungen vorzunehmen. Um eine möglichst breite Palette relevanter Wirkungen erfassen zu können, wurde dabei in dieser Studie eine Testbatterie eingesetzt, welche neben der akuten Toxizität (Fischzellvitalität, Bakterien-Energiestoffwechsel, Daphnien-Immobilisierung) zwei Verfahren zur Erfassung längerfristiger Effekte (Algen-Reproduktion, Fischei-Entwicklung), eine Methode zur Ermittlung der Genotoxizität (umu-Test) und einen Assay zur Identifizierung Dioxin-ähnlicher Wirkungen (EROD-Induktion) umfasst.

Ziele der hier vorgestellten Pilotstudie zur Kontamination abgelagerter Schlämme und Überschwemmungswässer in den Gemeinden Jeßnitz und Raguhn waren: 1. eine Abschätzung der Schadstoffbelastung auf der Basis chemischer und biologischer Daten, 2. der Versuch einer Zuordnung der Belastung zu bestimmten Belastungsquellen, 3. eine Abschätzung, inwieweit die ökotoxikologischen Befunde der Porenwasserproben und der organischen Extrakte auf die identifizierten chemischen Kontaminanten zurückgeführt werden können. Die Basis dieser Untersuchungen bildet eine Probenahme am 19.8.2002 in Jeßnitz und Raguhn unmittelbar nach dem Durchgang der Hochwasserwelle.

1 Material und Methoden

1.1 Standorte

In den Gemeinden Jeßnitz und Raguhn wurden insgesamt 7 frisch abgelagerte Schlammproben (Standorte 1 bis 3 und 5 bis 8), eine Partikelprobe von Ablagerungen auf der überschwemmten Krautschicht in der Aue (Standort 4) sowie 4 Überschwemmungswasserproben (W1 bis W4) genommen. Die Lage der Standorte ist Abb. 1 zu entnehmen. Die Auswahl der Proben richtete sich nach der Verfügbarkeit, der Lage im Gewässersystem Schachtgraben-Spittelwasser-Mulde und der Relevanz für die mögliche Belastung der Bevölkerung. Die Proben 1 und 3 stammen von Ablagerungen auf privaten Hofzufahrten in Raguhn. Die Proben 2 und 4 wurden in der Spittelwasseraue in Raguhn genommen. Die Probe 5 ist vom Sportplatz in Jeßnitz, und die Probe 6 aus einem Garten in der Spittelwasseraue. Bei den Proben 7 und 8 handelt es sich um Ablagerungen auf Straßen. Die Wasserproben W1 und W2 wurden in einer zum Zeitpunkt der Probenahme noch überschwemmten Kleingartenanlage genommen. W3 und W4 entstammen der fließenden Welle des Spittelwassers.

1.2 Probenvorbereitung und chemische Analyse

Der Feststoffanteil der Schlammproben wurde durch Zentrifugation von der wässrigen Phase getrennt. Die Partikelablagerung der Krautschicht wurde mit destilliertem Wasser abgewaschen und durch Sedimentation und Filtration durch Glasfasersorxhletkartuschen vom Waschwasser getrennt. Die

Schlammproben wie auch die Partikelauflage der Krautschicht wurden gefriergetrocknet. Ein Teil wurde für die chemische Analyse organischer Schadstoffe und für die Biotestung mittels beschleunigter Lösemittelextraktion (accelerated solvent extraction, ASE) mit Toluol extrahiert (Hubert et al. 2000). PAK, HCH und andere ausgewählte organische Schadstoffe wurden gaschromatographisch mit massenselektiver Detektion (GC/MS) analysiert. Die Analyse der PCDD/F erfolgte durch die Agrar- und Umweltanalytik GmbH (Jena) mittels hochauflösender GC/MS.

Für die Schwermetallanalysen wurden Aliquote der Schlammproben bei 105°C getrocknet und gemahlen. Nach Verpressen mit 20% Wachs ausgewählte Schwermetalle und Arsen in diesen Proben mittels Röntgenfluoreszenzspektrometrie (EDXRF) bestimmt.

Die Wasserproben wie auch die wässrigen Phasen der Schlammproben wurden vor der biologischen Wirkungstestung durch Filtration über Glasfaserfilter von Partikeln getrennt. Auf den Proben W1 und W2 zeigte sich ein sichtbarer Ölfilm, der mit Hilfe eines Scheidetrichters entfernt wurde.

1.3 Biologische Wirkungstestung

Die eingesetzten biologischen Wirkungstests sind Tabelle 1 zu entnehmen.

Tab. 1: Eingesetzte biologische Wirkungstests

Testorganismus	Wirktyp	Endpunkt	Referenz
<i>Vibrio fischeri</i>	Energiestoffwechselhemmung (30 min)	Biolumineszenz	DIN 38412 Teil 341, 1993
<i>Daphnia magna</i>	akute Invertebratentoxizität (48 h)	Immobilisierung	DIN 38412 L 30, 1989
<i>Danio rerio</i>	Fischartentwicklungstoxizität (24 h)	Embryoletalität	DIN 38415-6, 2001
<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Hemmung der Reproduktion (24 h)	Zellvermehrung	Altenburger et al. 1990
<i>Salmonella typhimurium</i> TA1535/pSK1002	Gentoxizität (2 h)	Induktion des SOS-Reparatursystems (umu-Test)	DIN 38415-3, 1996
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (RTL-W1 Zelllinie)	Dioxin-ähnliche Wirkung (24 h)	Induktion der Ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD)	Ganassin et al. 2000, Lee et al. 1993
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (RTL-W1 Zelllinie)	Zytotoxizität (24 h)	Umsetzung von CFDA-AM ^{a)}	Ganassin et al. 2000

a) 5-Carboxyfluorescein-diacetat-acetoxymethylester

Tab. 3: Tabelle zur Festlegung der Effektklassen in der Wirkungscharakterisierung

Testsystem	Bedeutung des Belastungskennwerts			
	0	1	2	3
bakterieller Energiestoffwechsel	kein signifikant ¹ beobachtbarer Effekt in getesteten Verdünnungen	signifikanter Effekt in höchster Testkonzentration ²	Effekt >50% in höchster Konzentration oder signifikante Effekte in Verdünnungsstufen	Effekt >50% und signifikanter Effekt auch bei 1:10 Verdünnung
Invertebratentoxizität	-- "--	-- "--	-- "--	-- "--
Fischeentwicklungstoxizität	-- "--	-- "--	-- "--	-- "--
Algenreproduktionshemmung	-- "--	-- "--	-- "--	-- "--
Gentoxizität	Induktion < 1,2 ⁴	Induktion > 1,2	Induktion > 1,5	Induktion > 2
EROD-Induktion ³	-- "--	signifikante Induktion ab 1:3200	signifikante Induktion ab 1:12800	signifikante Induktion ab 1:51200
Fischzell-Zytotoxizität ³	kein signifikant beobachtbarer Effekt in getesteten Verdünnungen	signifikanter Effekt in höchster Konzentration ⁵		

¹ Ein signifikanter Effekt ist systemspezifisch aus dem Varianzvergleich zur unbehandelten Kontrolle gegeben und liegt für die organismischen Bioteste bei 10% Effekt, für die EROD-Induktion bei 25% der maximalen Induktion der TCDD-Kontrolle. ² Die Testkonzentration der wässrigen Proben und Porenwässer lagen systemspezifisch zwischen 0,5–0,9 Volumenanteilen, die organischen Extrakte wurden bei 0,1 und 0,01 % Anteilen in den Biotest eingesetzt. Für diese Verdünnungen werden keine Effekte in den DMSO-Lösungsmittelkontrollen befundet. Eine Verdünnung von 0,1% entspricht 8,3 mg extrahiertes Sediment pro ml Testmedium. ³ Es wurden nur die organischen Extrakte untersucht. ⁴ Testkonzentration: 4%. ⁵ Die höchste Testkonzentration lag bei 0,2%

2 Ergebnisse und Diskussion

2.1 Toxizität der Wasserproben

Die beiden Wasserproben W1 und W2 aus der überstauten Kleingartenanlage zeigten ein deutliches ökotoxisches Potential (Tabelle 2). Die Beurteilung erfolgte auf der Basis der in Tabelle 3 definierten Effektklassen. Insbesondere W2 wirkt toxisch auf den bakteriellen Energiestoffwechsel und die Fischeentwicklung und ist zytotoxisch. Zusätzlich wurden in beiden Proben signifikante Dioxin-ähnliche Wirkungen gemessen. Das Überschwemmungswasser (W1 und W2) war deutlich wahrnehmbar mit Mineralöl verschmutzt. Der Schluß liegt daher nahe, dass die gemessene toxische Wirkung auf wasserlösliche Ölbestandteile zurückzuführen ist.

Tab. 2: Wirkungsanalyse der Wasserproben W1 bis W4 entsprechend der Wirkungsklassen in Tab. 3

Standorte	W1	W2	W3	W4
Hemmung des bakteriellen Energiestoffwechsels	0	2	0	0
Invertebratentoxizität	0	0	0	0
Fischeentwicklungstoxizität	1	2	0	0
Algenreproduktionshemmung	0	0	0	0
Gentoxizität (mit S9/ohne S9)	0	0	0	0
Dioxin-ähnliche Wirkung	2	3	0	0
Zytotoxizität	0	1	0	0

In der fließenden Welle des über die Ufer getretenen Spittelwassers konnte keine Toxizität gefunden werden. Dies ist aufgrund der hohen Wassermengen und der damit auch verbundenen Verdünnung durchaus plausibel.

2.2 Chemische Belastung des Hochwasserschlamms

Schwermetalle und eine Reihe organischer Verbindungen wurden in den Schlammproben analysiert. Die Ergebnisse sind in kondensierter Form Tabelle 4 zu entnehmen. Dabei wurden in besonderer Weise solche Stoffe berücksichtigt, die im Spittelwasser bereits vor dem Hochwasserereignis als relevant erkannt wurden. PAK, PCDD/F, Methylparathion, Prometryn und N-Phenyl-β-naphthylamin wurden in früheren Arbeiten als die Stoffe identifiziert, welche für die hohe Toxizität von Sedimentextrakten aus dem Spittelwasser verantwortlich waren (Brack et al. 1999, 2002a).

Zum Vergleich sind Grenzwerte der Klärschlammverordnung (1992) sowie Vorsorgewerte und Prüfwerte für Kinderspielflächen und Wohngebiete nach der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (1999) angegeben, wohl wissend um die Problematik, dass letztere nur als Orientierung gelten können. Der Vergleich mit der Klärschlammverordnung basiert

auf der Überlegung, dass der durch das Hochwasser verursachte Schadstoff-Eintrag eine einmalige Fracht darstellt, deren Beurteilung am ehesten analog dem Vorgehen bei mit Klärschlamm eingetragenen Schadstoff-Frachten erfolgen könnte.

Zur Charakterisierung der chemischen Belastung wurden den einzelnen Gehalten damit Belastungskennwerte zugeordnet, die auf der Basis der Grenzwerte der Klärschlammverordnung und, wo dies nicht möglich war, auf der Basis der Prüfwerte für Kinderspielflächen bzw. dem Vorsorgewert für Lehm nach Bodenschutzgesetz ermittelt wurden (Tabellen 4 und 5). Während die Belastungskennwerte für Schwermetalle jeweils nur einzelne Elemente repräsentieren, fassen die

Tab. 5: Schema zur Festlegung der chemischen Belastungskennwerte

Belastungskennwert	Bedeutung
0	Gehalt < Referenzwert/10
1	Gehalt > Referenzwert/10
2	Gehalt > Referenzwert/2
3	Gehalt > Referenzwert
4	Gehalt > Referenzwert × 2
5	Gehalt > Referenzwert × 10

Tab. 4: Belastung der Schlammproben (1 bis 8) mit ausgewählten Schadstoffen im Vergleich zu administrativen Referenzwerten. Alle Angabe in mg/kg mit Ausnahme von PCDD/F, ΣOrganozinn, Gesamtbelastung (siehe Fußnoten), abgeleitete Belastungskennwerte in Klammern (siehe Tab. 5)

	Standorte								Referenzwerte			
	1	2	3	4	5	6	7	8	V _L ^{l)}	P _K ^{m)}	P _W ⁿ⁾	K ^{o)}
Cr	160 (3) ^{p)}	71 (2)	27 (1)	110 (3)	38 (1)	81 (2)	140 (3)	50 (2)	60	200	400	100 ^{p)}
Ni	69 (3)	26 (2)	7 (1)	56 (3)	17 (1)	56 (3)	14 (1)	18 (1)	50	70	140	50
Cu	170 (4)	65 (3)	12 (1)	110 (3)	19 (1)	76 (3)	54 (2)	30 (2)	40	n.v.	n.v.	60
Zn	1100 (4)	380 (3)	51 (1)	690 (4)	110 (2)	370 (3)	240 (3)	160 (2)	150	n.v.	n.v.	200
As	335 (5)	42 (3)	8 (1)	239 (4)	14 (2)	68 (4)	16 (2)	36 (3)	n.v.	25	50	n.v.
Pb	690 (4)	170 (3)	26 (1)	490 (4)	46 (1)	145 (3)	73 (2)	82 (2)	70	200	400	100
Cd	15	2	< 2	7	< 2	3	< 2	2	1	10	20	1.5
Hg	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	0.5	10	20	1
Σ HCH ^{a)}	22 (4)	0.5 (1)	0.2 (0)	2.5 (2)	0.05 (0)	0.02 (0)	1.0 (1)	0.03 (0)	n.v.	5	10	n.v.
Σ DDX ^{b)}	1.1 (0)	0.7 (0)	0.09 (0)	0.45 (0)	0.18 (0)	0.07 (0)	0.12 (0)	0.09 (0)	n.v.	40	80	n.v.
HCB ^{c)}	0.34 (0)	0.02 (0)	0.005 (0)	0.06 (0)	0.01 (0)	0.002 (0)	0.01 (0)	0.006 (0)	n.v.	4	8	n.v.
Σ PCB ^{d)}	0.01 (0)	0.04 (1)	0.005 (0)	0.01 (0)	0.01 (0)	0.003 (0)	0.008 (0)	0.004 (0)	0.05	0.4	0.8	0.2
Σ PAK ^{e)}	4.0 (3)	12 (4)	0.84 (1)	2.6 (2)	2.8 (2)	2.9 (2)	4.1 (3)	1.5 (2)	3	n.v.	n.v.	n.v.
Σ PCDD/F ^{f)}	148 (3)	40.9 (1)	3.8 (0)	37.2 (1)	9.9 (0)	10.1 (1)	5.9 (0)	13.7 (1)	n.v.	100	1000	100
Σ Organozinn ^{g)}	0.4	0.01	0.02	n.a.	0.04	0.01	0.02	0.02	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.
Methylparathion	>0.01	>0.01	>0.01	0.1	0.08	>0.01	>0.01	>0.01	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.
Prometryn	0.21	0.04	>0.01	0.04	>0.01	>0.01	0.19	>0.01	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.
N-Phenyl-β-naphthylamin	3.65	0.14	0.03	0.11	>0.01	>0.01	>0.01	0.01	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.
Belastung Schwermetalle ^{h)}	3.8	2.7	1	3.5	1.3	3.3	2.2	2				
Belastung Organik ⁱ⁾	10	7	1	5	2	3	4	3				
Gesamtbelastung ^{j)}	14	9.7	2.0	8.5	3.3	6.3	6.2	5.0				

a) Belastungskennwerte (dimensionslos). b) Summe über alle Hexachlorzyklohexanisomere. c) Summe über pp'-DDT, pp'-DDE, pp'-DDD. d) Hexachlorbenzol. e) Summe über die polychlorierten Biphenyle 28, 52, 101, 138, 153, 180. f) Summe über die 16 prioritären PAHs nach US-EPA. g) Summe über 2,3,7,8-substituierte polychlorierte dibenzo-p-dioxine und furane. Gehalte in ng TCDD-Toxizitätsequivalente/kg Trockengewicht. h) Summe der Organozinnverbindungen Tetrapropyl-, Monobutyl-, Dibutyl-, Tributyl- und Monophenylzinn (Σ Organozinn) in mg Sn/kg Trockengewicht. i) Mittelwert der Belastungskennwerte für Schwermetalle (dimensionslos). j) Summe der Belastungswerte für organische Schadstoffgruppen (dimensionslos). k) Summe der Belastungskennwerte (Schwermetalle + Organik). l) Vorsorgewert für Lehm. m) Prüfwert für Kinderspielflächen. n) Prüfwert für Wohngebiete jeweils nach Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (1999). o) Grenzwert der Klärschlammverordnung. p) Fettgedruckte Referenzwerte wurden für die Einteilung der Belastungskennwerte verwendet. n.v.: nicht verfügbar

Kennwerte für organische Schadstoffe jeweils eine Vielzahl von Einzelsubstanzen zusammen (z.B. PAK). Dem wurde dadurch Rechnung getragen, dass in die Abschätzung der Gesamtbelastung der Mittelwert der Schwermetall-Kennwerte eingeht, während die Kennwerte der organischen Schadstoffgruppen aufsummiert werden.

Die Daten zeigen trotz großer räumlicher Nähe der Standorte (Abb. 1) eine sehr heterogene Belastung. Die höchsten Gehalte an Schwermetallen, Organozinnverbindungen, Hexachlorzyklohexanen (ΣHCH), Hexachlorbenzol (HCB), N-Phenyl- β -naphthylamin und PCDD/F liegen an Standort 1 vor, mit einem Kennwert für die Gesamtbelastung von 14. Die Schwermetalle Cr, Ni, Cu, Zn, Pb und Cd liegen zum Teil ein Vielfaches oberhalb der Grenzwerte der Klärschlammverordnung. Für As ist kein Grenzwert nach der Klärschlammverordnung verfügbar. Der Prüfwert für Kinderspielflächen der Bodenschutzverordnung ist jedoch um das 13fache überschritten, der Prüfwert für Wohngebiete immer noch um das 7fache. Die HCH-Konzentration liegt um den Faktor 4 bzw. 2 oberhalb der Prüfwerte für Kinderspielflächen bzw. Wohngebiete. Der Gehalt an PCDD/F ist mit 148 ng TEQ/kg deutlich oberhalb des Grenzwertes der Klärschlammverordnung. Die beiden Standorte mit der nächsthöchsten Belastung sind Standort 2 und die Partikelauflage auf der Krautschicht der Spittelwasseraue (Standort 4), wo die Schadstoffkonzentrationen zu Kennwerten für die Gesamtbelastung von 8,5 und 9,7 führen. Auch hier sind zahlreiche Grenzwerte für Schwermetalle überschritten. Die PCDD/F-Konzentrationen sind erhöht, bleiben jedoch unterhalb des Referenzwerts. An Standort 2 fällt vor allem der hohe PAK-Gehalt auf. Der dem Standort 2 direkt benachbarte Standort 3 zeigt durchweg sehr geringe Konzentrationswerte, was nahelegt, dass es sich dabei um anderes Material handelt. In Frage kommt dabei z.B. Material aus geplatzten Sandsäcken.

Die chemische Belastung der in Jeßnitz genommenen Proben ist etwas geringer als an den in Raguhn untersuchten Standorten, auch wenn einzelne Grenzwerte insbesondere für Schwermetalle an den Probenahmestellen 6 und 7 überschritten werden.

2.3 Belastungsmuster

Mit dem Ziel, mögliche Quellen der Belastung der Hochwasserschlämme an verschiedenen Standorten zu differenzieren, wurden Schwermetalle, PAK und PCDD/F auf das jeweilige Belastungsmuster hin untersucht und, wo möglich, mit Referenzen aus dem Spittelwasser und der Mulde flussaufwärts von Bitterfeld verglichen.

Ein Mustervergleich der Schwermetallbelastungen wurde mit Hilfe der Hauptkomponentenanalyse auf der Basis der Elemente Cr, Ni, Cu, Zn, As und Pb durchgeführt. Dabei wurden die Elementgehalte auf ihre jeweilige Summe normiert, um die Standorte im Hinblick auf die relativen Konzentrationswerte zu charakterisieren. In die Analyse wurden neben den Standorten 1 bis 8 die Referenzen 9 (Oberboden der Spittelwasseraue, Kalbitz 1996) und 10 (Mulde oberhalb des Muldestausees, Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 1997) einbezogen.

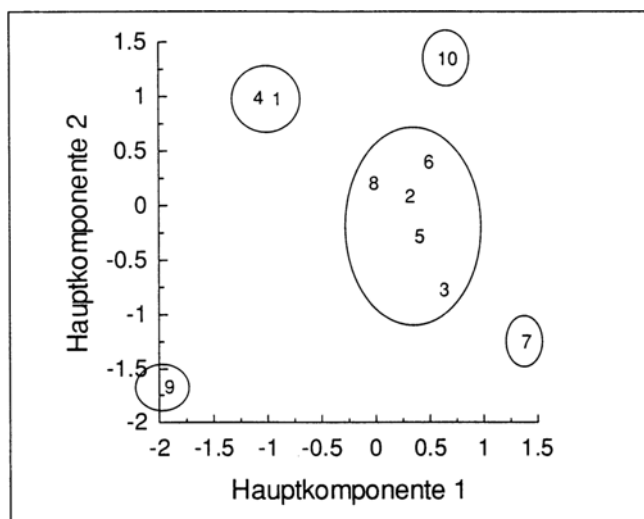


Abb. 2: Hauptkomponentendiagramm (Hauptkomponente 1 gegen Hauptkomponente 2) der Standorte 1 bis 8 sowie der Referenzstandorte 9 (Spittelwasseraue vor dem Hochwasser) und 10 (Mulde flussaufwärts von Bitterfeld vor dem Hochwasser) auf der Basis der auf den Gesamtgehalt normierten Schwermetallgehalte

Die Ergebnisse zeigen, dass im Hinblick auf die relativen Elementgehalte große Ähnlichkeiten zwischen den Standorten 2,3,5,6 und 8 sowie zwischen den Standorten 4 und 1 bestehen, und dass sich die Muster dieser beiden Gruppen voneinander und von Standort 7 signifikant unterscheiden (Abb. 2). Interessanterweise sind sowohl das Referenzmuster der Spittelwasseraue vor dem Hochwasser (9) als auch das Belastungsmuster der Mulde flussaufwärts von Bitterfeld (10) recht verschieden von denen aller in unserer Pilotstudie untersuchten Hochwasser-Standorte.

Ein ähnliches Bild ergibt sich, wenn wir einzelne Verhältnisse betrachten. So bewegt sich beispielsweise das Verhältnis Pb/As in den Hochwasserschlämmen zwischen 2 und 4, im Referenzstandort Spittelwasseraue (9) beträgt es etwa 10, in der Mulde flussaufwärts von Bitterfeld (10) aber nur 1,1. Die Hauptkomponentenanalyse der Schwermetallbelastungsmuster sowie die Mustervergleiche legen somit folgende Schlüsse nahe: a) Die Schwermetallbelastung ist sehr heterogen, was eine einheitliche Quelle unwahrscheinlich macht. b) Bei dem Schlamm handelt es sich entgegen unserer Eingangüberlegung nicht um mobilisiertes Sediment aus der Spittelwasseraue, da sich z.B. die sehr hohen Pb-Gehalte des Spittelwassers in den Hochwasserschlämmen nicht finden lassen. c) Auch die Oberlaufgebiete der Mulde können nicht als alleinige Quelle der Belastung angesehen werden. Eine detailliertere Betrachtung einzelner Gehalte zeigt jedoch, dass zumindest für bestimmte Elemente Altablagerungen im Muldengebiet durchaus die Quelle sein könnten. Dies gilt insbesondere für die stellenweise sehr hohen As-Gehalte, die sich auch in der Mulde oberhalb von Bitterfeld finden lassen (Landesamt für Umweltschutz, Sachsen-Anhalt 1997).

Die Gruppierung der Standorte nach der PAK-Belastung und die Zuordnung möglicher Quellen erfolgte auf der Basis dreier charakteristischer Verhältnisse als Indikatoren für bestimmte Belastungssituationen: die Verhältnisse Fluoranthren/Pyren (Flu/Pyr), Anthracen/Phenanthren (A/P) und

Methylphenanthren/Phenanthren (MP/P). Ein hohes Flu/Pyr-Verhältnis (>1) wird als ein Kriterium für den pyrogenen Ursprung einer PAK-Belastung verwendet (Pena-Mendez et al. 2001). Flu/Pyr gilt aber auch als Möglichkeit zur Unterscheidung verschiedener pyrogener Belastungen mit einem Wert von etwa 1 für Holzfeuer und 1,4 für Kohlefeuer (Howsam und Jones 1998). Das Verhältnis MP/P wird häufig für die Unterscheidung zwischen petrogener und pyrogener Belastung herangezogen. Dabei liegt das Verhältnis für Erdöl über 2, während für pyrogene PAKs ein Verhältnis kleiner als 1 beobachtet wird (Prah und Carpenter 1983). Der Quotient A/P ist für pyrogene PAKs typischerweise größer als 0,1 (Pena-Mendez et al. 2001).

Die Anordnung der Standorte in einem dreidimensionalen Raum aufgespannt durch Flu/Pyr, A/P und MP/P zeigt eine Gruppe ähnlicher Belastung (4,5,6,8) mit typisch pyrogenen PAK-Muster sowie vier davon und voneinander sehr verschiedene Standorte (1,2,3,7) (Abb. 3). Während sich Standort 1 durch ein typisch petrogenes Muster auszeichnet, weisen die Standorte 2, 3 und 7 ungewöhnliche Kombinationen von Indikatorverhältnissen auf, deren Herkunft nicht zugeordnet werden konnte. Die Sedimente des Spittelwassers (9) (Brack, unveröffentlichte Daten) unterscheiden sich von allen Hochwasserstandorten deutlich insbesondere durch ihr niedriges Flu/Pyr-Verhältnis.

Die PAK-Belastung ist wie die Schwermetallbelastung sehr heterogen und lässt keine einheitliche Quelle erkennen. Auch die PAK-Belastung deutet damit nicht auf die Spittelwasser-ae als Quelle der Schlämme hin.

PAK- und Schwermetallmuster lassen einige übereinstimmende Gruppierungen erkennen, so z.B. die Ansiedlung der Standorte 5, 6 und 8 in einer gemeinsamen Gruppe oder die Isolierung des Standorts 7. Andere Standorte gruppieren sich in beiden Mustervergleichen sehr unterschiedlich. Dies gilt z.B. für die Standorte 1 und 4. Während Standort 4 im Hinblick

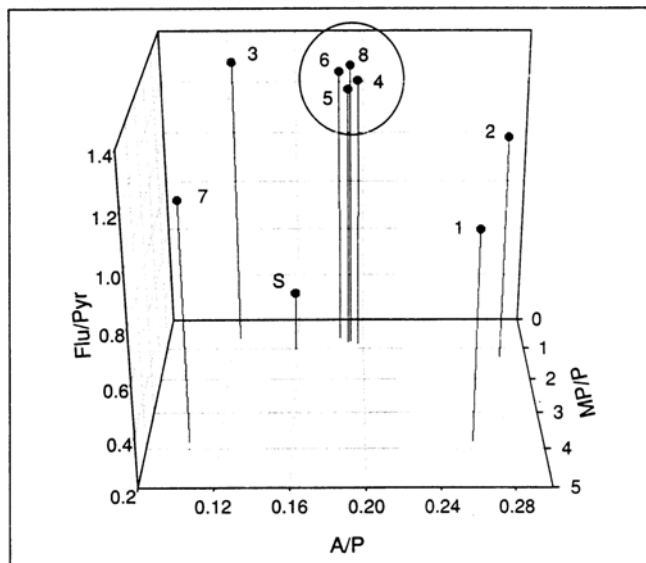


Abb. 3: Gruppierung der Standorte 1 bis 8 sowie des Spittelwassersediments vor dem Hochwasser (9) im dreidimensionalen Raum aufgespannt durch die Indikatorverhältnisse Fluoranthen/Pyren (Flu/Pyr), Anthracen/Phenanthren (A/P) und Methylphenanthren/Phenanthren (MP/P)

auf das Schwermetall-Muster weitgehend mit Standort 1 übereinstimmt, sind die PAK-Muster beider Standorte völlig verschieden. Standort 4 ist deutlich pyrogen belastet, während Standort 1 ein typisch petrogenes Muster aufweist. Ursache hierfür könnte z.B. eine Kontamination mit ausgelaufenem Mineralöl an Standort 1 nach Ablagerung der Sedimente sein.

Die Belastungsmuster mit PCDD/F an den verschiedenen Standorten zeigen zwar ebenfalls ein heterogenes Bild, unterscheiden sich jedoch untereinander viel weniger als von dem Belastungsmuster, das im Spittelwassersediment identifiziert wurde. Dies wird besonders deutlich bei Betrachtung des Verhältnisses der Gehalte der 2,3,7,8-substituierten Tetra- bis Heptachlordibenzofurane zu denen der 2,3,7,8-substituierten Tetra- bis Heptachlordibenzo-*p*-dioxinen (PCDF/PCDD, Abb. 4). Während dieses Verhältnis im Spittelwassersediment etwa 35 beträgt, ist es bei den Hochwasserproben im Bereich von 2 bis 6. Dies macht deutlich, dass das Spittelwassersediment als Quelle der PCDD/F in den Hochwasserschlämmen nur eine untergeordnete Rolle spielen kann. Andere, bisher nicht identifizierte Quellen sind offensichtlich für die stellenweise signifikante PCDD/F-Belastung der Schlämme verantwortlich.

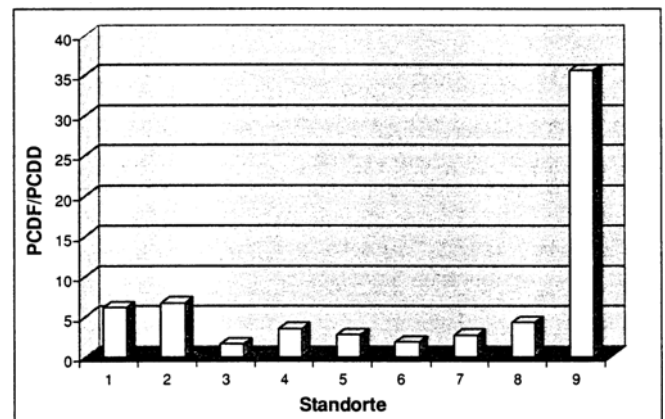


Abb. 4: Verhältnis der Gehalte der 2,3,7,8-substituierten Tetra- bis Heptachlordibenzofurane zu den 2,3,7,8-substituierten Tetra- bis Heptachlordibenzo-*p*-dioxinen an den Standorten 1 bis 8 sowie im Spittelwassersediment (9)

Ein weiteres Indiz für andere Quellen der Schadstoffbelastung der Hochwasserschlämme als Spittelwassersedimente ist die Abwesenheit von Tetrabutylzinn, der Verbindung, die im Spittelwasser den größten Anteil der Belastung mit Zinnorganika ausmacht. N-Phenyl- β -naphthylamin wurde als ökotoxikologisch besonders relevanter Schadstoff in den Sedimenten des Spittelwassers identifiziert (Brack et al. 1999). Diese Verbindung wird als Antioxidationsmittel in Gummi und Schmiermitteln verwendet und stellt ein Zwischenprodukt in der Farbstoffproduktion dar. Die Konzentration dieser Verbindung liegt im Schlamm von Standort 1 nur um etwa einen Faktor 4 unterhalb der Konzentration, die im Spittelwassersediment gefunden wurde. Ob diese Belastung tatsächlich auf das Spittelwassersediment zurückzuführen ist, erscheint jedoch aufgrund der anderen Befunde fraglich.

Tab. 6: Wirkungsanalyse der Schlammprobenextrakte. Die Ziffern bezeichnen Wirkungsklassen (siehe Tab. 2)

Standorte	1	2	3	4	5	6	7	8
Hemmung des bakteriellen Energiestoffwechsels	2	2	1	2	2	1	1	1
Invertebratentoxizität	3	0	0	1	0	0	1	0
Fischeientwicklungstoxizität	1	0	0	0	0	0	1	0
Algenreproduktionshemmung	3	3	3	3	2	3	3	2
Gentoxizität (mit S9/ohne S9)	3/2	1/1	1/1	2/1	1/1	3/2	2/1	1/1
Dioxin-ähnliche Wirkung	2	2	1	3	1	2	2	2
Zytotoxizität	1	0	0	1	0	0	0	0
Gesamtbelastung	16	8	6	12	6	10	10	6

2.4 Ökotoxikologische Charakterisierung der Hochwasserschlämme

Während die wässrige Phase der Hochwasserschlämme keine signifikante Wirkung in den eingesetzten biologischen Testsystemen zeigte, waren die meisten organischen Extrakte in vielen Testsystemen biologisch aktiv (Tabelle 6). Vergleichsweise höhere toxische Gesamtbelastungen lassen dabei die Standorte 1 und 4 erkennen. Der Schlammextrakt des Standorts 1 erwies sich als toxisch für Bakterien, Algen, Invertebraten und Fischeier, zeigte Dioxin-ähnliche Wirkung, Zytotoxizität sowie hohe Gentoxizität. Bei der Gentoxizität an diesem wie auch an anderen Standorten ist auffällig, dass sie offensichtlich auf primäre Mutagene zurückzuführen ist, welche keine Aktivierung mit S9 erfahren, sondern im Gegenteil durch S9 detoxifiziert werden. Dies deutet nicht auf PAK als Ursache für diese Wirkung hin.

Der Extrakt von Standort 4 liegt an zweiter Stelle, was das toxische Gesamtpotential angeht. Alle Testsysteme außer der Fischeientwicklung zeigen hier signifikante Schädigungen. Auffällig ist des Weiteren der überschwemmte Garten an Standort 6 durch ein hohes gentoxisches Potential, wiederum ohne S9-Aktivierung.

Das Fehlen von Effekten bei der biologischen Prüfung der Porenwasser-Proben deutet zunächst auf eine geringe Bioverfügbarkeit der toxischen Verbindungen hin. Allerdings zeigen die durchweg signifikanten Wirkungen der organischen Extrakte, dass die Feststoff-Matrix der untersuchten Schlämme offenbar Schadstoff-Depots enthält, deren Bedeutung auch unter dem Blickwinkel einer direkten Partikelaufnahme über Ingestion oder Atmung zu betrachten ist.

2.5 Zusammenhang zwischen chemischer Belastung und ökotoxikologischer Wirkung

Eine Analyse des Zusammenhangs zwischen der Belastung der Schlämme mit organischen Schadstoffen und der ökotoxikologischen Gesamtwirkung der Extrakte auf der Basis der Belastungskennwerte zeigte eine signifikante Korrelation ($R^2 = 0.65$) (Abb. 5A). Mit zunehmender Belastung nehmen meßbare toxische Wirkungen zu. Daraus ist jedoch nicht zu schließen, dass die identifizierten Chemikalien tatsächlich für die meßbare Wirkung verantwortlich sind. Dies verdeutlicht die signifikante polynomische Korrelation ($R^2 = 0.84$) zwischen der Schwermetallbelastung und der Toxizität des organischen Extrakts (Abb. 5B). Schwermetalle scheiden in

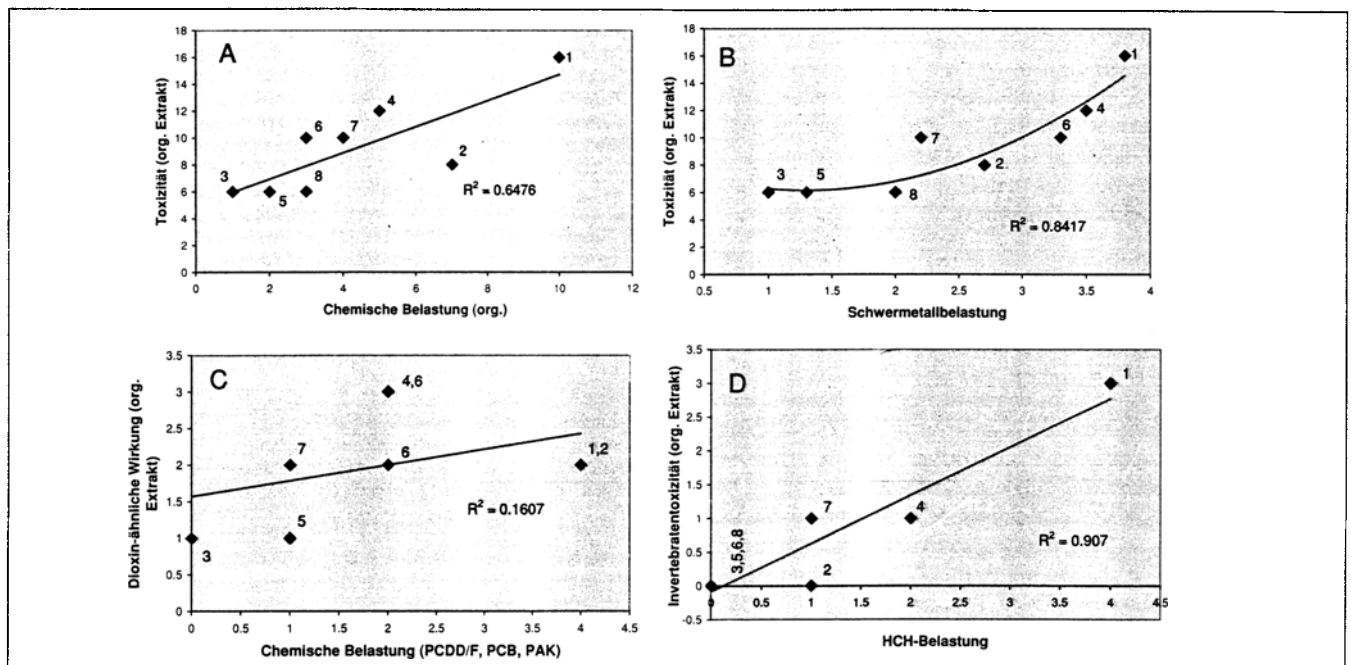


Abb. 5: A: Korrelation der organischen chemischen Belastung mit der Toxizität des organischen Extrakts. B: Korrelation der Schwermetallbelastung mit der Toxizität des organischen Extrakts. C: Korrelation der Dioxin-ähnlichen Wirkung mit der chemischen Belastung mit PCDD/F, PCB und PAK. D: Korrelation der Invertebratentoxizität mit der HCH-Belastung. Toxizitätsangaben wie auch Daten zur chemischen Belastung sind dimensionslose Größen und entsprechen den aufsummierten Kennwerten nach den Tab. 4 und 5

diesem Fall als Ursache der beobachteten Wirkung aus, da sie mit organischen Lösemitteln nicht extrahiert werden.

PCDD/F, PCB, und PAK sind für ihre Dioxin-ähnliche Wirkung bekannt (Behnisch et al. 2001). Es liegt daher nahe, die entsprechenden Wirkungsdaten mit der Belastung durch diese Substanzen in Verbindung zu bringen. Eine signifikante Korrelation zwischen Dioxin-ähnlicher Wirkung und chemischer Belastung konnte jedoch nicht nachgewiesen werden (Abb. 5C). Eine sinnvolle Hypothese wäre auch ein Zusammenhang zwischen dem Insektizid HCH und der Invertebratentoxizität. Hier ist auch durchaus eine Korrelation ($R^2 = 0,907$; Abb. 5D) zu beobachten, die aber aufgrund der geringen Zahl der Standorte mit meßbarer Invertebratentoxizität nicht sehr aussagekräftig ist.

3 Schlussfolgerungen

Das Muldehochwasser 2002 hat in den überschwemmten Gemeinden nördlich von Bitterfeld zur Ablagerung von Schlamm geführt. Unsere Pilotstudie hat gezeigt, dass deren Belastung mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen die Grenzwerte für Klärschlämme an ausgewählten Standorten zum Teil deutlich überschreitet und damit als potentiell gefährlich einzustufen ist. Dies spiegelt sich auch in der Toxizität organischer Schlammextrakte wieder, die auf ein Gefährdungspotential zumindest bei der Aufnahme der Partikel z.B. durch spielende Kinder hindeuten.

Insbesondere in Gebiete, wo die Überschwemmungswässer durch geplatze Öltanks mit Mineralöl verunreinigt wurden, können toxische Inhaltstoffe in erhöhtem Maße transportiert worden sein. Inwieweit hier tatsächlich auch ein Eintrag in den Oberboden stattgefunden hat, wäre mit stichprobenartigen Analysen zu klären.

Die Belastung ist insgesamt sehr heterogen, sowohl was ihre Höhe als auch ihr Muster angeht. Die Ergebnisse lassen dabei nicht auf Sedimente der Spittelwasseraue als hauptsächliche Quelle schließen, sondern legen vielmehr die Existenz anderer, bisher nicht identifizierter Schadstoffquellen nahe. Die hohe Schwermetallbelastung ist wahrscheinlich auch auf die Mobilisierung von Altablagerungen im Bereich des Mulde-Einzugsgebietes zurückzuführen.

Auf der Ebene von über mehrere toxikologische Endpunkte und chemische Substanzgruppen integrierenden Wirkungsdaten lässt sich eine Korrelation zwischen chemischer Belastung und ökotoxischer Gesamtwirkung erkennen. Der Nachweis einer kausalen Beziehung ist damit jedoch noch nicht erbracht. Er würde eine aufwendige effektorientierte Analyse unter Kombination von biologischer Wirkungstestung, Fraktionierung und chemischer Analyse erfordern. Des weiteren bleibt die Bioverfügbarkeit der partikelgebundenen Schadstoffe und damit ihr Beitrag zum Gefährdungspotential zu klären. Beides war nicht Ziel der vorliegenden Pilotstudie, wäre im Sinne eines vorbeugenden Umweltschutzes jedoch wünschenswert.

Literatur

Altenburger R, Bödeker W, Faust M, Grimme LH (1990): Evaluation of the isobologram method for the assessment of mixtures of chemicals. Combination of effect studies with pesticides in algal biotests. *Ecotoxicol Environ Saf* 20, 98–114

- Behnisch PA, Hosoe K, Sakai S (2001): Bioanalytical screening methods for dioxins and dioxin-like compounds – A review of bioassay/biomarker technology. *Environ Intern* 27, 413–439
- Brack W, Altenburger R, Ensenbach U, Möder M, Segner H, Schüürmann G (1999): Bioassay-directed identification of organic toxicants in river sediment in the industrial region of Bitterfeld (Germany) – A contribution to hazard assessment. *Arch Environ Contam Toxicol* 37, 164–174
- Brack W, Segner H, Möder M, Schüürmann G (2000): Fixed-effect-level toxicity equivalents – A suitable parameter for assessing ethoxyresorufin-O-deethylase induction potency in complex environmental samples. *Environ Toxicol Chem* 19, 2493–2501
- Brack W, Schirmer K, Kind T, Schrader S, Schüürmann G (2002a): Effect-directed fractionation and identification of cytochrome P4501A-inducing halogenated aromatic hydrocarbons in a contaminated sediment. *Environ Toxicol Chem*, in press
- Brack W, Kind T, Schrader S, Möder M, Schüürmann G (2002b): Polychlorinated naphthalenes in sediments from the industrial region of Bitterfeld. *Environ Pollut*, in press
- Chemie AG Bitterfeld-Wolfen (1993): Bitterfelder Chronik 100 Jahre Chemie Standort Bitterfeld-Wolfen
- DIN 38412-30, Ausgabe: 1989-03 (1989): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L). Bestimmung der nicht akut giftigen Wirkung von Abwasser gegenüber Daphnien über Verdünnungsstufen (L 30). Beuth Vertrieb GmbH, Berlin
- DIN 38412 Part 341 (1993): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L). Bestimmung der Hemmwirkung von Abwasser auf die Lichtemission von *Photobacterium phosphoreum* – Leuchtbakterien-Abwassertest. Erweiterung des Verfahrens DIN 38412-L34 (L341). Beuth Vertrieb GmbH, Berlin
- DIN 38415-3 (1996): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Suborganismische Testverfahren (Gruppe T). Bestimmung des erbgutverändernden Potentials von Wasser mit dem um-Test (T3). Beuth Vertrieb GmbH, Berlin
- DIN 38415-6, Ausgabe: 2001-09 (2001): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Suborganismische Testverfahren (Gruppe T) – Teil 6: Giftigkeit gegenüber Fischen; Bestimmung der nicht akut giftigen Wirkung von Abwasser auf die Entwicklung von Fischeiern über Verdünnungsstufen (T 6). Beuth Vertrieb GmbH, Berlin
- Ganassin RC, Schirmer K, Bols NC (2000): Methods for the use of fish cell and tissue cultures as model systems in basic and toxicology research. In: Ostrander GK: The laboratory fish. Academic Press, San Diego, USA, 631–651
- Götz R, Steiner B, Friesel P, Roch K, Walkow F, Maaß V, Reincke H, Stachel B (1998): Dioxin (PCDD/F) in the river Elbe – Investigations of their origin by multivariate statistical methods. *Chemosphere* 37, 1987–2002
- Howsam M, Jones K (1998): Sources of PAHs in the environment. In: Neilson AH: PAHs and related compounds. The Handbook of Environmental Chemistry 3I (Hutzinger O, ed). Springer-Verlag Berlin, 137–174
- Hubert A, Wenzel K-D, Manz M, Weissflog L, Engewald W, Schüürmann G (2000): High extraction efficiency for POPs in real contaminated soil samples using accelerated solvent extraction. *Anal Chem* 72, 1294–1300
- Kalbitz K (1996): Untersuchungen zur Freisetzung der gelösten organischen Substanz des Bodens (DOM) und zum Einfluß der DOM auf die Mobilisierung ausgewählter Schadstoffe in Abhängigkeit von Boden- und Standorteigenschaften. Dissertation, Halle/Saale, Deutschland
- Kuballa J, Wilken R-D, Jantzen E, Kwan KK, Chau YK (1995): Speciation and genotoxicity of butyltin compounds. *Analyst* 120, 667–673
- Landesamt für Umweltschutz (1998): Gewässergütebericht Sachsen-Anhalt 1997
- Lee LEJ, Clemons JH, Bechtel DG, Caldwell SJ, Hann K-B, Pasitschniak- Arts M, Mosser DD, Bols NC (1993): Development and characterization of rainbow trout liver cell line expressing cytochrome P450-dependent mono-oxygenase activity. *Cell Biol Toxicol* 9, 279–294
- Peña-Méndez EM, Astorga-España MS, García-Montelongo FJ (2001): Chemical fingerprinting applied to the evaluation of marine oil pollution in the coasts of Canary Islands (Spain). *Environ Pollut* 111, 177–187
- Popp P, Kalbitz K, Oppermann G (1994): Application of solid-phase microextraction and gas chromatography with electron-capture and mass spectrometric detection for the determination of hexachlorocyclohexanes in soil solutions. *J Chrom A* 687, 133–140
- Prahl FG, Carpenter R (1983): Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-phase associations in Washington coastal sediment. *Geochim Cosmochim Acta* 47, 1013–1023

Eingegangen: 27. September 2002

Akzeptiert: 30. September 2002

OnlineFirst: 01. Oktober 2002