

7. Zusammenfassung

Im Rahmen eines aktiven Schadstoff-Biomonitorings wurden in der Zeit vom 28. Februar 1990 bis zum 30. Januar 1991 monatlich Dreikantmuscheln aus einem gering belasteten Gewässer entnommen und als Poolprobe für zwei Monate in einer Durchflußhälterungsanlage der Meßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5) dem Elbewasser ausgesetzt. Die Bestimmung der Kontaminanten erfolgte jedesmal sowohl an einem Aliquoten vor der Exposition (Ausgangsbelastung) als auch nach der 2monatigen Hälterung (Endbelastung), so daß neben saisonalen Einflüssen auch die Änderung der Belastungssituation in den Organismen als Auslenkung von der niedrigen Ausgangsbelastung exakt dokumentiert werden konnte. Paralleluntersuchungen zur Schadstofflage des Elbewassers und der mitgeführten frischen Schwebstoffe wurden neben einer Reihe von anderen begleitenden Meßgrößen bei der Interpretation der Befunde mitberücksichtigt.

Als wichtiges Ergebnis ist festzuhalten, daß die dem Elbewasser ausgesetzten Muscheln überwiegend im erheblichen Maße die berücksichtigten Elemente und CKWs anreicherten, so daß die Elbe, was den bioverfügbaren Anteil dieser Meßgrößen anbelangt, als ein hochgradig belastetes Gewässer angesehen werden muß.

Die auf Frischsubstanz bezogene Nettoanreicherung, die sich aus der Differenz der gemessenen Konzentrationswerte nach Hälterungsende und den zugehörigen Werten der Ausgangsbelastung ergab, war im Mittel während des gesamten Untersuchungszeitraumes unter den Elementen bei Cadmium (300) und Quecksilber (257) am stärksten ausgeprägt. (Die in Klammern gesetzten Zahlen geben den prozentualen Zuwachs gegenüber der Ausgangsbelastung an.) Blei (129) und Zink (90) bildeten das Mittelfeld, während Kupfer (55), Arsen (37) und Chrom (1) am wenigsten angereichert wurden. Unter den CKWs dominierte mit Abstand - ebenfalls auf Frischsubstanz bezogen - OCS (3.070), gefolgt von α -HCH (985), p,p'-DDD (592), β -HCH (523), HCB (342), PCB Nr. 52 (169), PCB Nr. 180 (168), γ -HCH (143), PCB Nr. 153 (137), p,p'-DDE (133), PCB Nr. 138 (94) und PCB Nr. 101 (90).

Als weiteres wichtiges Ergebnis ist die Tatsache zu werten, daß bis auf wenige Ausnahmen trotz der Vielzahl der Untersuchungen kein eindeutiger Zusammenhang zwischen den Konzentrationen im Wasser (unfiltrierte Wochenmischproben), in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (Monatsmischproben) und in den gehälterten Muscheln festgestellt wurde. Gleiches gilt auch für die berücksichtigten Randbedingungen im Hinblick auf die Muschelkonzentrationen. Die Bioverfügbarkeit scheint hiervon unabhängig und eventuell auch durch verschiedene Konditionsfaktoren der Muscheln beeinflusst abzulaufen. Sie stellt offensichtlich eine zeitlich und räumlich veränderbare, eigenständige Größe dar, die nicht mit den üblichen chemisch-technischen Messungen der Konzentrationen in abiotischen Kompartimenten erfaßt oder vorhergesagt werden kann und die überdies von vielen Faktoren beeinflusst wird. So entscheiden einerseits abiotische Faktoren wie Temperatur, Redoxpotential des Gewässers, An- bzw. Abwesenheit von möglichen Komplexbildnern und O₂-Gehalt über Mobilität und Verfügbarkeit von Schadstoffen; andererseits nehmen sie Einfluß auf die Physiologie der Dreikantmuschel, wie z. B. Filtrationsleistung und Gonadenreifung (HINZ & SCHEIL 1972, zit. n. BUSCH 1991; BORCHERDING 1990, s. hierzu auch Review von LIVINGSTONE & PIPE, 1992).

Lediglich zwischen der Cd-Konzentration im Wasser und der Cd-Konzentration in den Muschel-Poolproben, zwischen der α -HCH-Konzentration im Wasser und der α -HCH-Konzentration in den Muschel-Poolproben und zwischen der DDD/DDE-Konzentration in den Muschel-Poolproben und dem Fettgehalt der Muschelweichkörper scheint eine direkte Abhängigkeit zu bestehen.

Ein weiteres bemerkenswertes Ergebnis der Untersuchungen war, bezogen auf den gesamten einjährigen Versuchszeitraum, die hohe Variabilität der in den Muscheln am Hälterungsende ermittelten Schadstoffkonzentrationen. Hier spielen offensichtlich die Konditionsfaktoren und damit auch die physiologischen Leistungen der Muscheln eine wichtige Rolle. So fällt beispielweise auf, daß mit der vermuteten Abgabe der Laichprodukte (plötzlicher Rückgang der Fettgehalte) auch ein deutlicher Rückgang der lipophilen Kontaminanten in den Muschel-Poolproben zu verzeichnen war. Auch die unterschiedliche Filtrationsleistung der Tiere in Abhängigkeit des Nahrungsangebotes und der Wassertemperatur scheint von Bedeutung zu sein.

Im Zusammenhang mit dem durchgeführten aktiven Schadstoff-Biomonitoring wurde auch ansatzweise den beiden wichtigen Fragen sowohl nach dem eventuellen Ausmaß einer Schädigung der exponierten Muscheln als auch nach der Bedeutung der in den Muscheln festgestellten Belastungssituation für den Menschen als fiktiver Nutzer nachgegangen.

Im internationalen Raum, z. B. bei der Nordseeüberwachung, wird derzeit das Längen- und Gewichtswachstum von Muscheln als Indikator für die Schadstoffbelastung diskutiert. In Anlehnung an diese Vorstellung wurden Parallelversuche über acht Monate zum Längen- und Gewichtswachstum der Dreikantmuscheln in ihrem gering belasteten, eutrophen Ursprungsgewässer und in der zum Teil hochgradig belasteten, ebenfalls eutrophen Elbe vorgenommen. Dabei wurde festgestellt, daß - egal ob nach Länge oder Gewicht sortiert - der Längenzuwachs der im Elbewasser gehälterten Muscheln praktisch identisch war mit denen der Vergleichstiere aus dem Gartower See. Hinsichtlich des Gewichtswachstums ergab sich bei den meisten der fünf untersuchten Längengruppen ein ausgesprochen klarer Vorsprung bei den in der Elbe exponierten Muscheln, der vermutlich (!) durch ein besseres Nahrungsangebot bewirkt wurde. Die im Vergleich zum Gartower See hohe Schadstoffbelastung der Elbe hatte somit keinen Einfluß auf das Längen- und Gewichtswachstum der Tiere. Die Indikatorfunktion dieser beiden Merkmale für eine Schadstoffbelastung muß daher ernsthaft angezweifelt werden. (Weitere Erläuterungen zu diesem Thema s. Kap. 6).

Bei einer fiktiven Nutzung der exponierten Muscheln durch den Menschen wäre die lebensmittelrechtliche Lage nach der Schadstoff-Höchstmengenverordnung, nach den Richtwerten des BGA sowie nach der Pflanzenschutzmittel-Höchstmengenverordnung zu prüfen. Danach würden alle der an Poolproben festgestellten Schadstoffgehalte unter den Regelwerten liegen. Auch die Maximalwerte der Schadstoffbelastung innerhalb des gesamten Untersuchungszeitraumes überschreiten nicht die Richt- und Grenzwerte. Dieses Ergebnis läßt aber nicht den Schluß zu, daß auch Muschelwildbestände der Elbe eine kleinere Schadstoffbelastung aufweisen als die in den Regelwerken festgesetzten Richt- und Grenzwerte.

Insgesamt betrachtet belegen die Ergebnisse des durchgeführten aktiven Schadstoff-Biomonitorings, daß sich die Dreikantmuschel im Rahmen von Routineuntersuchungen zur

Beschreibung des bioverfügbaren Schadstoffanteils der Elbe ausgezeichnet eignet. Dieses Verfahren hat sich als eine unverzichtbare Komponente im Rahmen der Gewässerüberwachung der Elbe erwiesen. Aus diesem Grunde werden zukünftig die Untersuchungen auf das gesamte bundesdeutsche limnische Längsprofil ausgedehnt. Dann können erstmalig auch unter besonderer Berücksichtigung des bioverfügbaren Schadstoffanteils Gradientenbetrachtungen und Aussagen zu Belastungsschwerpunkten vorgenommen werden. Mit einer langfristigen Fortführung dieses Teil-Überwachungsprogramms wird auch die Entwicklung des Belastungstrends auf biologischer Seite sichtbar werden. Gleichzeitig wird sich im Immissionsbereich der Effekt von Sanierungsmaßnahmen bei den Emissionen darstellen lassen.

Darüber hinausgehende Untersuchungen sollten sich in erster Linie den Fragestellungen von Aufnahmekinetik, Metabolisierung und Elimination der Kontaminanten sowie von Effekten im organischen und suborganischen Bereich der Tiere widmen. Hierzu gehören auch Betrachtungen zu der als besonders sensibel angesehenen Fortpflanzungsphase. Entsprechende Erkenntnisbeiträge der Hochschulen im Hinblick auf Routine-Untersuchungsverfahren wären hilfreich und wünschenswert.

8. Literaturverzeichnis

ARGE ELBE (1991): Biologisches Effektmonitoring mit der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* in der Meßstation Schnackenburg. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg.

BALLSCHMITER, K. & ZELL, M. (1980): Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary chromatography. Composition of technical Arochlor- and Clophen-PCB-mixtures. - Fresenius Z. Anal. Chem. 302: 20 - 31.

BORCHERDING, J. (1990): Die Reproduktionsleistungen der Wandermuschel *Dreissena polymorpha*. - Diss. Uni. Köln.

BUSCH, D. (1991): Entwicklung und Erprobung von Methoden für einen Einsatz der Süßwassermuschel *Dreissena polymorpha* (Pallas) für ein Biomonitoring von Schwermetallen im Ökosystem Weser. - Diss. Uni. Bremen.

ERICKSON, M. D. (1986): Analytical Chemistry of PCBs. - Boston, London, Sydney, Wellington, Durban, Toronto. Butterworth Publishers: 508.

GOKSOYR, A. & FÖRLIN, L. (1992): The cytochrome P-450 system in fish, aquatic toxicology and environmental monitoring. - Aquatic Toxicology 9: 287 - 312.

HINZ, W. & SCHEIL, H. G. (1972): Filtration rate of *Dreissena* and *Pisidium* (Eulamelli-branchiata). - Oecologia 11: 45 -54.