



# Die Belastung der Oder

Ergebnisse des Internationalen Oderprojekts (IOP)

ISBN 3-924330-54-9

**Projektleitung:** Prof. Dr. A. Knöchel, Prof. Dr. E. Helios-Rybicka, Dr. A.-K. Meyer  
(Förderkennzeichen (FKZ): 02WT-9711)

**Die Ermittlung der Schadstoffsituation an der Oder erfolgte durch:**

**Universität Hamburg, Institut für Organische Chemie**

Non-Target-Screening

Verantwortlich: Prof. Dr. W. Francke (FKZ: 02WT-9707)

**Universität für Bergbau und Metallurgie Krakow, Fakultät für Geologie, Geophysik und Umweltschutz**

Chemische Speziation von Schwermetallen

Verantwortlich: Prof. Dr. E. Helios-Rybicka (FKZ: 423 KfK-9604, 423 KfK-9702)

**Ernst-Moritz-Arndt Universität Greifswald, FR Geowissenschaften**

Zusammensetzung der Schwebstoffe

Verantwortlich: Prof. Dr. K.-H. Henning (FKZ: 02WT-9708)

**Universität Hamburg, Institut für Anorganische und Angewandte Chemie**

Verhalten der Schwermetalle und Organometallverbindungen in Schwebstoffen, Sedimenten und Huminfractionen

Verantwortlich: Prof. Dr. A. Knöchel (FKZ 02WT-9709)

**Universität Wrocław, Institut für Geowissenschaften**

Räumliche Verteilung der Schadstoffe

Verantwortlich: Dr. L. Poprawski (FKZ 423 KfK-9604, 423 KfK-9702)

**Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Außenstelle Berlin**

Bewertung von Referenzgebieten

Verantwortlich: Dr. A. Müller (FKZ 02WT-9710)

**Technische Universität Bergakademie Freiberg, Institut für Mineralogie**

Bewertung der Entwicklung und Beeinflussbarkeit des Schwermetallstatus

Verantwortlich: Prof. Dr. P. Beuge (†), Prof. Dr. W. Klemm (FKZ 02WT-9706)

**Institut für Meteorologie und Wassermanagement Wrocław**

Struktur und Funktionsweise des Ökosystems Oder

Verantwortlich: Prof. Dr. A. Dubicki, Dr. A. Blachuta (FKZ 423 KfK-9604, 423 KfK-9702)

**Institut für Meteorologie und Wassermanagement Gdansk**

Organische Spurenelemente: Indikatoren und Quellen

Verantwortlich: Dr. E. Niemirycz (FKZ 423 KfK-9604, 423 KfK-9702)

**Landwirtschaftsuniversität Szczecin**

Speziation von Schwermetallen und Verhalten chlorierter Schadstoffe

Verantwortlich: Prof. M. Protasowicki (FKZ 423 KfK-9604, 423 KfK-9702)

**Technische Universität Gdansk**

Belastung der Oder mit organischen Schadstoffen

Verantwortlich Prof. Dr. J. Namiesnik, Prof. Dr. J. Biernat (FKZ 423 KfK-9604, 423 KfK-9702)

**Das Verbundprojekt wurde gefördert durch:**



**Stiftung für Deutsch-Polnische Zusammenarbeit**

## **Autor**

Meyer, Anne-Katrin                      Universität Hamburg, Institut für Anorganische und Angewandte Chemie

## **Mitautoren**

Adamiec, Ewa                              Universität für Bergbau und Metallurgie Krakow, Fakultät für Geologie, Geophysik und Umweltschutz (Kap. 5.1.1, 5.1.2, 5.2.1)

Anders, Bert                                Universität Hamburg, Institut für Anorganische und Angewandte Chemie (Kap. 4.6.1)

Biernat, Jan                                Technische Universität Gdansk, Fachbereich Chemie (Kap. Kap. 4.5.1 – 4.5.4)

Błachuta, Jan                              Institut für Meteorologie und Wassermanagement Wrocław (Kap. 4.2)

Damke, Henner                            Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Fachbereich Geowissenschaften (Kap. 5.2.2 – 5.2.5)

Dubicki, Alfred                            Institut für Meteorologie und Wassermanagement Wrocław (Kap. 4.2)

Francke, Wittko                            Universität Hamburg, Institut für Organische Chemie (Kap. 4.5.5)

Franke, Stephan                            Universität Hamburg, Institut für Organische Chemie (Kap. 4.5.5)

Greif, Annia                                Technische Universität Bergakademie Freiberg, Institut für Mineralogie (Kap. 5.3)

Helios-Rybicka, Edeltrauda            Universität für Bergbau und Metallurgie Krakow, Fakultät für Geologie, Geophysik und Umweltschutz (Kap. 5.1.1, 5.1.2, 5.2.1)

Henning, Karl-Heinz                    Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Fachbereich Geowissenschaften (Kap. 5.2.2 – 5.2.5)

Heybowicz, Elżbieta                    Institut für Meteorologie und Wassermanagement Gdansk (Kap. 4.5.1 – 4.5.4)

Klemm, Werner                            Technische Universität Bergakademie Freiberg, Institut für Mineralogie (Kap. 3.4, 5.3)

Knöchel, Arndt                            Universität Hamburg, Institut für Anorganische und Angewandte Chemie

Müller, Albrecht                           Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Außenstelle Berlin (Kap. 4.3, 4.9, 5.1.3)

Namiesnik, Jacek                        Technische Universität Gdansk, Fachbereich Chemie (Kap. 4.5.1 – 4.5.4)

Niedźwiecki, Edward	Landwirtschaftsuniversität Szczecin, Institut für Toxikologie (Kap. 4.7)
Niemirycz, Elzbieta	Institut für Meteorologie und Wassermanagement Gdansk (Kap. 4.5.1 – 4.5.4)
Perkowska, Anna	Landwirtschaftsuniversität Szczecin, Institut für Toxikologie (Kap. 4.7)
Protasowicki, Mikolaj	Landwirtschaftsuniversität Szczecin, Institut für Toxikologie (Kap. 4.7, Kap. 4.5.3)
Puff, Thomas	Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Fachbereich Geowissenschaften (Kap. 5.2.2 – 5.2.5)
Theel, Olaf	Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Fachbereich Geowissenschaften (Kap. 5.2.2 – 5.2.5)
Wessels, Marco	Bundesanstalt für Gewässerkunde, Außenstelle Berlin (Kap. 4.9, 5.1.3)
Wittmüß, Caren	Technische Universität Bergakademie Freiberg, Institut für Mineralogie (Kap. 5.3)
Wolska, Lidia	Technische Universität Gdansk, Fachbereich Chemie (Kap. 4.5.1 – 4.5.4)

## **Beteiligte Mitarbeiter**

<b>Universität Hamburg</b> Institut für Anorganische und Angewandte Chemie	A. Knöchel, S. Abbadi, B. Anders, K. Behrens, M. Cichon, B. Clausen, J. Feuerborn, W. Herdering, T. Kinzel, U. Kristandt, A. Meyer, M. Michalczyk, F. Miller, H. Potgeter, B. Runge, S. Staub, Y. Tambo, D. Eifler, N. Taraschewski, D. Wiedemann
<b>Universität Hamburg</b> Institut für Organische Chemie	W. Francke, S. Franke, C. Meyer, N. Heinzl, M. Specht
<b>Bergbau- und Hüttenuniversität Krakow</b> Fakultät für Geologie, Geophysik und Umweltschutz	E. Helios-Rybicka, E. Adamiec, U. Aleksander, L. Budek, Ł. Lagan, W. S. Sikora, M. Skwarczek, M. Strzebońska, M. Wardas, R. Wojcik
<b>Ernst-Moritz-Arndt Universität Greifswald</b> Fachbereich Geowissenschaften	K.-H. Henning, E. Breitenbach, H. Damke, J. Eidam, J. Lehmann, J. Kasbohm, A. Kießling, T. Puff, M. Schäfer, M. Siebrand, O. Theel, T. Voigt, M. Zander
<b>Universität Wrocław</b> Institut für Geologie	L. Poprawski, M. Bednarz, R. Beutler, J. Gurwin, T. Jasiak, P. Limisiewicz (†), D. Litwinienko, H. Marszalek, B. Poprawski, W. Rejman, M. Wasik
<b>Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)</b> Außenstelle Berlin	A. Müller, M. Wessels, P. Heininger, J. Pelzer, K. Grünwald, M. Berger, S. Pfitzner, B. Giest , T. Krämer
<b>Technische Universität Bergakademie Freiberg</b> Institut für Mineralogie	P. Beuge (†), W. Klemm, A. Greif, C. Wittmüß
<b>Institut für Meteorologie und Wassermanagement Gdansk</b>	E. Niemirycz, B. Bierawska, J. Blazejowski, B. Chyrek, J. Dojlido, E. Heybowicz, U. Judycka, A. Kaczmarczyk, B. Lammek, Z. Makowski, M. Sosnowska, J. Szafranek, R. Szczerski, R. Taylor
<b>Institut für Meteorologie und Wassermanagement Wrocław</b>	J. Blachuta, A. Dubicki, A. Bartosik, M. Kochanek, S. Kaczmarek, J. Kotowicz, E. Liana, B. Marchlewska-Knych, H. Mordalska, M. Nowosielski, D. Rzepecka, E. Terlecka, S. Wyrodek

**Landwirtschaftsuniversität  
Szczecin**  
Institut für Toxikologie

M. Protasowicki, E. Niedźwiecki, I. Bochenek,  
E. Brucka-Jastrzębska, A. Ciemniak, W. Cierieszko,  
A. Kowalewska, E. Meller, A. Ociepa, A. Perkowska

**Technische Universität  
Gdansk**  
Fachbereich Chemie

J. Namiesnik, J. Biernat, B. Zygmunt, L. Wolska, J. Biziuk

**Impressum:**

Universität Hamburg, Print und Mail

Allendeplatz 1

20146 Hamburg

Telefon: (040) 42838-2701

Telefax: (040) 42838-7370

Erstellt im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF).

Verantwortlich für den Inhalt der Beiträge: Projektausführende Stellen.

Übersetzung: Ewa-Maria Steiger, Alltext, Friedrichstr. 130, D-10117 Berlin

**Redaktion:** Dr. rer. nat. Anne-Katrin Meyer, Universität Hamburg,  
Institut für Anorganische und Angewandte Chemie

**ISBN-Nr: 3-924330-54-9**

**September 2002**

# INHALTSVERZEICHNIS

<b>Vorwort</b>	<b>5</b>
<b>1 Einleitung</b>	<b>6</b>
<b>2 Das Einzugsgebiet der Oder</b>	<b>7</b>
<b>3 Untersuchungsprogramm des IOP</b>	<b>9</b>
3.1 Probennahmestrategie	10
3.1.1 Das zentrale Probennahmenetz des IOP	10
3.1.2 Probennahmeaktivitäten	11
3.2 Basismessprogramm	13
3.3 Untersuchungsstrategie	14
3.4 Strategien der analytischen Qualitätssicherung	15
3.5 Bewertung der Beschaffenheit von Fließgewässern	19
<b>4 Charakterisierung der Belastungssituation der Oder – Ergebnisse des Basismessprogramms</b>	<b>21</b>
4.1 Die hydrologische Situation	21
4.2 Der hydrobiologische Zustand der Oder	22
4.2.1 Material und Methoden	23
4.2.2 Ergebnisse	24
4.2.2.1 Phytoplankton	24
4.2.2.2 Zoobenthos	27
4.2.2.3 Der hygienische Zustand der Oder	28
4.2.3 Schlussfolgerungen	29
4.3 Basisfeldparameter und die Nährstoffbelastung der Oder	29
4.3.1.1 Ammonium	31
4.3.1.2 Nitrit	31
4.3.1.3 Nitrat	31
4.3.1.4 o-Phosphat	31
4.3.1.5 Bewertung der Nährstoffbelastung	32
4.3.1.6 Wasserbeschaffenheit während der Probennahmen	33
4.4 Die Belastung der Oder mit Schwermetallen	34
4.4.1 Schwermetallkonzentrationen in der Wasserphase	34
4.4.2 Schwermetalle in den Sedimenten	39

4.4.3	Zusammenfassung und Bewertung der Schwermetallbelastung	41
4.4.4	Die Schwermetallbelastung der Oder im Vergleich zu anderen Flusssystemen	42
4.5	Prioritäre organische Schadstoffe in der Oder	43
4.5.1	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	44
4.5.2	Polychlorierte Biphenyle (PCB)	47
4.5.3	Flüchtige organische Verbindungen (VOC)	48
4.5.4	Pestizide	49
4.5.5	Non-Target-Screening auf bisher nicht erfasste organische Schadstoffe	50
4.5.6	Fazit	57
4.6	Metallorganyle in den Sedimenten der Oder	57
4.6.1	Zinnorganische Verbindungen	58
4.6.2	Methylquecksilber in der Oder	64
4.7	Schadstoffbelastung in Fischen	65
4.7.1	Die Schwermetallbelastung in Fischen	66
4.7.2	Belastung der Fische mit chlororganischen Substanzen	68
4.7.3	Fazit	69
4.8	Radioaktivität in der Oder	70
4.9	Bewertung von Referenzgebieten für Odersedimente	70
4.9.1	Großräumige Schadstoffverteilung in den Sedimenten - die Oder im Längsverlauf	71
4.9.2	Ökotoxische Wirkung der Odersedimente	74
4.9.3	Bewertung der Ergebnisse	75
<b>5</b>	<b>Untersuchungen zur Schadstoffdynamik in der Oder</b>	<b>76</b>
5.1	Untersuchungen an Sedimenten	76
5.1.1	Schwermetallgehalte in verschiedenen Korngrößenfraktionen	76
5.1.2	Untersuchungen zur Mobilität der Metallionen	78
5.1.2.1	Puffervermögen von Sedimenten	79
5.1.2.2	Bindungsformen der Schwermetalle	79
5.1.3	Mobilität von Nährstoffen	82
5.1.4	Fazit	83
5.2	Die Schwebstoffe	84
5.2.1	Bindungsformen der Metallionen	84
5.2.2	Mineralogische Charakterisierung der Schwebstoffe	86
5.2.3	Schwebstoffstrukturen	89
5.2.4	Diatomeenzusammensetzung	90

5.2.5	Schwebstofftransport	91
5.2.6	Fazit	92
5.3	Der Stoffhaushalt in den Polderflächen der Oder	92
5.3.1	Charakterisierung der Auenböden	93
5.3.2	Stoffeinträge durch die jährliche Flutung	97
5.3.3	Bodenwasser	99
5.3.4	Staubdeposition in den Poldern	100
5.3.5	Transfer Boden – Pflanze	101
5.3.6	Fazit	102
5.4	Schadstofffrachten	103
5.5	Zeitliche Trends	105
<b>6</b>	<b>Schlussfolgerungen und Empfehlungen für die Praxis</b>	<b>107</b>
<b>7</b>	<b>Zusammenfassung</b>	<b>109</b>
<b>8</b>	<b>Literatur</b>	<b>113</b>
<b>9</b>	<b>Anhang</b>	<b>119</b>



## Vorwort

Der Erhalt der Ressource Wasser für zukünftige Generationen in ausreichender Quantität und Qualität gehört zu den herausragenden Aufgaben der Zukunftssicherung. Betroffen sind auch die großen europäischen Flusssysteme, bei denen die Forderungen moderner Industriegesellschaften mit denen des Natur- und Landschaftsschutzes in Einklang gebracht werden müssen.

Aufbauend auf chemischen und biologischen Bestandsaufnahmen müssen Handlungsanweisungen mit dem Ziel erarbeitet werden, die Flusssysteme nachhaltig zu entwickeln. Dabei kommt der Wechselwirkung von Ökonomie und Ökologie sowie ihrer Untersuchung speziell in intensiv wachsenden Wirtschaftsräumen entscheidende Bedeutung zu. Die EU-WRRRL gibt die entsprechende Handlungs- und Zielstruktur vor.

In Deutschland werden bereits seit den siebziger Jahren die Flusssysteme des Rheins und seit 1990 der Elbe in dieser Hinsicht breit und intensiv charakterisiert. Großer Nachholbedarf besteht bei den grenzüberschreitenden Flusssystemen in Mittel- und Osteuropa, aus deutscher Sicht insbesondere im Odersystem.

Das vorliegende Projekt stellt dafür die notwendigen chemischen und biologischen Basiserkenntnisse bereit. Orientiert an entsprechenden Aktivitäten im Elbesystem wird die Schadstoffsituation der Oder umfassend charakterisiert, um so die Grundlagen für die Ableitung von Sanierungsmaßnahmen und wasserbaulichen Veränderungen zu legen sowie Empfehlungen für das Monitoring abzuleiten. Dabei wurde insbesondere auch auf eine intensive deutsch-polnische Kooperation Wert gelegt.

In dem Projekt haben elf deutsche und polnische Gruppen aus Universitäten sowie Bundes- und Landesbehörden zusammengearbeitet.

Unser Dank gilt dem BMBF und seiner Projektträgerschaft im Forschungszentrum Karlsruhe sowie der Stiftung für Deutsch-Polnische Zusammenarbeit für die großzügige Bereitstellung der finanziellen Mittel und die vorbildliche Betreuung. Wir danken darüber hinaus den zahlreichen Behörden wie dem Bundesgrenzschutz, dem Zollamt, dem Auswärtigen Amt, dem Institut für Meteorologie und Wassermanagement in Polen, den regionalen Wasserbehörden Polens, dem polnischen Umweltministerium, dem Umweltbundesamt, der Internationalen Kommission zum Schutz der Oder sowie vielen anderen für die tatkräftige Unterstützung. Dank gilt den Kolleginnen und Kollegen, die die Teilprojekte geleitet haben, sowie allen mehr als 100 am Projekt beteiligten Studenten, Technikern und Wissenschaftlern aus Deutschland und Polen. Ihr engagiertes Wirken hat den vorliegenden Informations"schatz" ermöglicht und damit einen nachhaltigen Beitrag zur deutsch-polnischen Verständigung und damit zur europäischen Integration geleistet.



Prof. Dr. A. Knöchel

Deutscher Sprecher des IOP



Prof. Dr. E. Helios-Rybicka

Polnischer Sprecher des IOP

# 1 Einleitung

Die Oder gehört zu den sechs größten Flusssystemen Europas. Nachweislich zählt sie zu den Haupteinträgern von Schadstoffen in die Ostsee, zu deren Schutz die Helsinkikommission (HELCOM) Zielvorgaben definiert hat. Will man die Einträge in die Ostsee reduzieren, müssen gezielte Maßnahmen an der Quelle der Belastung bzw. im Flusssystem selbst vorgenommen werden.

Eine wesentliche Voraussetzung für die Definition von Sanierungsmaßnahmen ist die umfassende Charakterisierung der Belastungssituation. Mit diesem Ziel hat das Internationale Oderprojekt (IOP) im Mai 1997 seine Arbeit aufgenommen.

Das bilaterale, interdisziplinäre Verbundprojekt wurde über eine Laufzeit von vier Jahren durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung sowie die Stiftung für Deutsch-Polnische Zusammenarbeit gefördert.

In dem Projekt arbeiteten elf polnische und deutsche Arbeitsgruppen aus Universitäten und nationalen Behörden interdisziplinär zusammen. Eine Zusammenstellung der Teilprojekte (TP) gibt Tabelle 1 wieder.

**Tabelle 1: Am Internationalen Oderprojekt beteiligte Institutionen**

TP	Institution	Projektleiter	Thematik
1	Universität Hamburg Institut für Anorg. und Angew. Chemie  Bergbau- und Hüttenuniversität Krakow Abteilung für Umweltschutz	Prof. Dr. A. Knöchel  Prof. Dr. E. Helios Rybicka	Organisation, Koordinierung, analytische Qualitätssicherung, Datenbank
2	Universität Hamburg Insitut für Organische Chemie	Prof. Dr. W. Francke	Spurenanalyse organischer Schadstoffe, Nontarget Screening
3	Bergbau- und Hüttenuniversität Krakow, Abteilung für Umweltschutz	Prof. Dr. E. Helios Rybicka	Chemische Speziation, Akkumulation und Freisetzung von Schwermetallen in Schwebstoffen und Sedimenten
4	Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, FR Geowissenschaften	Prof. Dr. K.-H. Henning	Zusammensetzung der Schwebstoffe
5	Universität Hamburg, Institut für Anorganische und Angewandte Chemie	Prof. Dr. A. Knöchel	Verhalten der Schwermetalle und Organometallverbindungen in Schwebstoffen, Sedimenten und Huminfraktionen
6	Universität Wroclaw Institut für Geowissenschaften	Dr. L. Poprawski	Räumliche Verteilung der Schadstoffe

TP	Institution	Projektleiter	Thematik
7	Bundesanstalt für Gewässerkunde Außenstelle Berlin	Dr. A. Müller	Bewertung von Referenzgebieten für Sedimente und Bestimmung der partikulär gebundenen Schadstofffrachten in das Stettiner Haff
8	TU Bergakademie Freiberg, Institut für Mineralogie	Prof. Dr. P. Beuge (†) Prof. Dr. W. Klemm	Bewertung, Entwicklung und Beeinflussbarkeit des Schwermetallstatus
9	Institut für Meteorologie and Wassermanagement Wroclaw	Prof. Dr. A. Dubicki Doz. Dr. A. Blachuta	Struktur und Funktionsweise des Ökosystems Oder
10	Institut für Meteorologie and Wassermanagement Gdansk	Dr. A. Niemirycz	Organische Spurenelemente: Indikatoren, Quellen und Metabolismus
11	Landwirtschaftsuniversität Szczecin	Prof. Dr. M. Protasowicki	Speziation von Schwermetallen in Sedimenten und Verhalten von chlorierten Schadstoffen
12	Technische Universität Gdansk	Prof. Dr. J. Namiesnik Prof. Dr. J. Biernat	Belastung der Oder mit organischen Schadstoffen

Ziel des IOP war es, auf der Basis einer umfassenden, gleichzeitigen Bestimmung aller wissenschaftlich erreichbaren analytischen Parameter

- den Status und
- die Dynamik

der in der Oder vorliegenden Schadstoffe zu erfassen und zu beschreiben, um so

- Empfehlungen für ein modernes ökotoxikologisch begründetes Monitoring zu erarbeiten,
- Begründungen und Argumente für Sanierungs- und wasserbauliche Maßnahmen zu liefern und
- Qualitätskriterien für die verschiedenen Bereiche der Oder zu entwickeln.

Um den Zustand möglichst adäquat wiederzugeben wurde ein Untersuchungsprogramm mit einem Probennahmenetz und einem Basismessprogramm definiert. Dabei sind sowohl die natürlichen Gegebenheiten als auch die anthropogenen Einflussfaktoren berücksichtigt worden. Wesentliches Augenmerk wurde auf die Etablierung einer einheitlichen Methodik und die Sicherstellung von vergleichbaren Daten gelegt.

## 2 Das Einzugsgebiet der Oder

Die Oder zählt zu den größeren grenzüberschreitenden Flüssen Europas und ist – hinsichtlich der Länge – der zweitgrößte Fluss in Polen. Ihr Einzugsgebiet umfasst 118.861 km<sup>2</sup>. In den Grenzen der Republik Polen befinden sich 106.821 km<sup>2</sup> (89,9 %) des Einzugsgebiets, auf dem Gebiet der Tschechischen Republik 6.453 km<sup>2</sup> (5,4 %) und dem der Bundesrepublik Deutschland 5.587 km<sup>2</sup> (4,7 %). Die Oder erstreckt sich über eine Länge von 854,3 km, davon liegen 741,9 km in Polen.

Die Oder entspringt in einer Höhe von 634 m über dem Meeresspiegel am Hang des Fidler-Bergs (Ostsudeten) in der Tschechischen Republik. Die Höhenlage im Odereinzugsgebiet ist unterschiedlich: 21,4 % des Einzugsgebiets liegt über 300 m ü. NN, 54,6 % liegt zwischen 100 und 300 m ü. NN und 24 % unter 100 m ü. NN.

Im Einzugsgebiet der Oder kann man drei Gebiete mit verschiedenen hydrographischen Eigenschaften unterscheiden:

- den oberen und mittleren Oderlauf,
- den unteren Oderlauf und
- die Warthe.

Das Einzugsgebiet der oberen und mittleren Oder beträgt 53.536 km<sup>2</sup> (davon befinden sich 9.345 km<sup>2</sup> in der Tschechischen Republik und in Deutschland). Es wird hauptsächlich von Flüssen gespeist, die der Mittelgebirgskette von den westlichen Beskiden über die Sudeten bis zum Lausitzer Gebirge mit Niederungen, Hügellandschaften und Gebirgen entspringen. Die Landschaften beeinflussen die meteorologischen sowie die Abflussverhältnisse. Dies hat Konsequenzen für die Nutzung der Wasserressourcen in den Speicherbecken und auf die kanalisierte Oderstrecke.

Das Einzugsgebiet der Warthe, die als Flachlandfluss charakterisiert wird, umfasst 54.529 km<sup>2</sup>. Damit nimmt es ca. die Hälfte (46 %) des gesamten Odereinzugsgebiets ein. Hier befinden sich viele Niederungen mit einem großen Anteil an Forstgebieten und Seen, die ausgleichend auf die Speisung der Wasserläufe wirken.

Der Abschnitt der unteren Oder beginnt mit der Einmündung der 808 km langen Warthe. Das Einzugsgebiet umfasst 10.769 km<sup>2</sup>, davon liegen 3.459 km<sup>2</sup> in Deutschland. Ab Widuchowa bzw. nördlich von Schwedt teilt sich die Oder in die Ost- und Westoder, wobei der Hauptstromlauf über die Ostoder verläuft, die ca. 80 % des Wassers führt. Die untere Oder mündet in das Haff.

Änderungen im Oderabfluss sind eng mit dem Zufluss aus den Nebenflüssen verbunden. In der Anfangsstrecke der Oder, auf dem tschechischen Gebiet, befinden sich nur die beiden Nebenflüsse Opawa mit Ostrawica, im polnischen Abschnitt befinden sich dagegen 43 Nebenflüsse unterschiedlicher Größe. Davon gilt gemäß polnischer und internationaler Klassifizierung einer, die Warthe, als mittelgroß und 16 weitere als klein. Alle weiteren Nebenflüsse fallen in die Kategorie Bach.

Vom Kanal Gliwicki bis Brzeg Dolny ist die Oder über eine Strecke von 186 km kanalisiert. Hier befinden sich 23 Staustufen. Der Niveauunterschied auf dieser kanalisierten Strecke beträgt 64 m.

Die Wasserstandsregelung der Oder erfolgt über Speicherbecken, die sich an mehreren Nebenflüssen befinden. Diese Wasserbecken erfüllen drei Funktionen: Hochwasserschutz, Durchflusserhöhung bei niedrigem Wasserstand und Energieerzeugung (im Odereinzugsgebiet befinden sich mehrere Wasserkraftwerke).

Ab Brzeg Dolny ist die Oder wieder ein frei fließender Fluss mit einem relativ niedrigen Gefälle, das auf der Strecke von der Mündung der Nysa Luzycka/Lausitzer Neiße bis zur Mündung ins Haff nur 0,3 % beträgt. Im weiteren Lauf ist eine Gefälleminderung zu beobachten, die sich auf die hydraulischen Verhältnisse im Flussbett auswirkt.

Die Wasserressourcen im Einzugsgebiet werden auf 23,5 Mrd. m<sup>3</sup> geschätzt, wobei die Oberflächengewässer 19,9 Mrd. m<sup>3</sup>, d.h. 84,6 %, beitragen. Der durchschnittliche Jahresabfluss

der Oder in die Ostsee beträgt 18,5 Mrd. m<sup>3</sup>/a, was lediglich 29,5 % der auf die Einzugsgebietsfläche fallenden Niederschläge entspricht.

Eine Besonderheit des Odereinzugsgebiets ist seine Verbindung zu anderen Flusssystemen, wie der Weichsel, der Spree (Oder-Spree-Kanal) und der Havel (Oder-Havel-Kanal) über Kanäle mit Schleusensystemen für den Schifffahrtsverkehr. Ab Kedzierzyn Kozle ist die Oder schiffbar. Den Binnenwassertransport auf der Oder nehmen vorwiegend die mitteleuropäischen Länder in Anspruch, die keinen direkten Zugang zur Ostsee haben. Im internationalen Transport spielt die Oder jedoch nur eine untergeordnete Rolle.

Im gesamten Einzugsgebiet wohnen 15,4 Millionen Einwohner, davon 13 Millionen in der Republik Polen, 1,4 Millionen in der Republik Tschechien und 1 Million in der Bundesrepublik Deutschland.

Das Einzugsgebiet der oberen und mittleren Oder, wie auch das obere Einzugsgebiet des größten Zuflusses – der Warthe – ist reich an Mineralstoffen. Deshalb entwickelte sich hier seit Jahrhunderten Industrie und in Flusstälern entstanden große Städte. Industrie- und Kommunalabwässer verschlechterten die Wasserqualität und damit die Lebensbedingungen der Wasserorganismen. Gegenwärtig verbessert sich die Wasserqualität der Oder, was eine Folge des laufenden Investitionsprogramms ist (DUBICKI ET AL. 1998). Eine weitere negative Beeinflussung resultierte aus der hydrotechnischen Verbauung der Oder und einiger ihrer Zuflüsse, für die Sicherstellung entsprechender Wassermengen für Industriezwecke, kommunalen Bedarf, Schifffahrt und Hochwasserschutz. Bis heute entstanden allein in dem oberen und mittleren Zuflussgebiet der Oder über 300 Hindernisse verschiedener Höhe und die frei fließende Oder endet bei km 286 mit dem Staudamm in Wały Śląskie (BŁACHUTA 2000).

### **3 Untersuchungsprogramm des IOP**

Bei der Bearbeitung des Projekts wurden die Prinzipien des Analytischen Prozesses (DANZER ET AL. 1985) zugrunde gelegt. Aus den bereits geschilderten Zielstellungen und der Situation im Einzugsgebiet der Oder mit einer Reihe kommunaler und industrieller Quellen auf der einen Seite und dem Bedarf einer länderübergreifend vergleichbaren Analytik auf der anderen Seite ergaben sich die in Abbildung 1 zusammengestellten übergeordneten Fragestellungen, die es im Rahmen des IOP zu beantworten galt. Daraus wurden analytische Fragestellungen definiert sowie Untersuchungsstrategien abgeleitet.

Zuallererst stellte sich die Frage nach der *Charakterisierung der Belastungssituation* einschließlich der Identifizierung der Schadstoffquellen und Senken sowie ihrer Dynamik. Zu ihrer Beantwortung wurde *ein Basismessprogramm festgelegt*.



**Abbildung 1: Übergeordnete Fragestellungen des IOP, die daraus abgeleiteten analytische Fragestellungen und die zu ihrer Beantwortung eingesetzte Untersuchungsstrategie**

Die Frage, ob das Monitoringsystem an der Oder modifiziert werden muss, d.h. ob es im Fluss neuartige, oderspezifische Substanzen mit ökotoxikologischer Relevanz gibt, wurde mit Hilfe des Non-Target-Screenings beantwortet. Es wurde bereits im Rahmen der Elbeforschung erfolgreich zu Identifizierung von neuartigen Schadstoffen mit ökotoxikologischen Potenzial eingesetzt (FRANKE ET AL. 1995a, SCHWARZBAUER ET AL. 2001).

Schließlich stellte sich die Frage nach der Bewertung des Belastungsniveaus, die durch das Heranziehen von nationalen Bewertungsverfahren der Oderanrainer beantwortet wurde. Ein Teilprojekt widmete sich der Bestimmung und Charakterisierung von oderspezifischen Referenzgebieten sowie der Bestimmung von Hintergrundwerten in Auenböden.

### 3.1 Probennahmestrategie

Um die Situation an der Oder umfassend zu beschreiben, wurde ein zentrales Probennahmenetz festgelegt.

#### 3.1.1 Das zentrale Probennahmenetz des IOP

Es ist in Abbildung 2 dargestellt und eine Liste der untersuchten Punkte ist Anlage 1 zu entnehmen. Das Probennahmenetz umfasst 98 Punkte, die sich von der polnisch-tschechischen Grenze entlang des Flusslaufs über das Haff bis in die Pommersche Bucht erstrecken. Davon befinden sich:

- 32 an der Oder,
- 24 in den Mündungsbereichen der wichtigsten Nebenflüsse,
- 15 an der Warthe und ihren Nebenflüssen und
- 27 im Oderhaff und der Pommerschen Bucht.



**Abbildung 2: Zentrales Probennahmenetz des IOP**

Bei der Auswahl der Probenpunkte, die eine repräsentative und statistisch belastbare Beschreibung des Zustands der Oder gewährleisten sollten, wurden folgende Kriterien berücksichtigt:

- Natürliche Bedingungen (Hydrologie, Hydrographie, Morphologie, Geologie, Hydrogeologie)
- Die Lage potentieller Schadstoffquellen
- Bestehende Monitoringprogramme
- Möglichkeiten der Projektteilnehmer.

### 3.1.2 Probenahmeaktivitäten

Im Untersuchungszeitraum wurde das gesamte Probennahmenetz insgesamt fünf mal beprobt. Tabelle 2 zeigt die Probenahmeaktivitäten des IOP. Die ersten Aktivitäten waren auf die Untersuchung des Jahrhunderthochwassers 1997 gerichtet, das in den Beginn des Untersuchungszeitraums fiel. Die Ergebnisse wurden auf der 1. Internationalen

Oderforschungskonferenz vorgestellt und sind im Sonderband der Acta Hydrobiologica et Hydrochemica 5/99 veröffentlicht.

Im November 1997 also drei Monate nach der katastrophalen Flut erfolgte die erste reguläre Probennahmeaktivität. Weitere folgten im Mai und November 1998, im Juni 1999 sowie im Mai 2000. Im Oktober 2000 wurden schließlich an ausgewählten Standorten Cross Sections beprobt.

Grundsätzlich wurden die Kompartimente Wasser, Schwebstoff und Sediment untersucht. Die Proben wurden, angepasst an die zu untersuchenden Parameter, mit einem Spezialgerät entnommen und in entsprechend konditionierten Probengefäßen transportiert, konserviert und gelagert. Dabei wurden die relevanten DIN-ISO-Normen berücksichtigt.

**Tabelle 2: Probennahmeaktivitäten des IOP**

Probennahmeaktivität	Zeit	Anzahl der beprobten Punkte	Bedingungen
Flutprobennahme	Juli/August 1997	120	Flutperiode und kurz danach
Reguläre Probennahmen	November 1997	49	3 Monate nach der Flut, niedriges Wasserniveau; biologische Situation Herbst
	Mai 1998	107	Hydrologische und biologische Situation Frühling
	November 1998	96	Biologische Situation Herbst, höheres Wasserniveau als Nov. 1997
	Juni 1999	110	Hydrologische und biologische Situation Frühsommer
	Mai 2000	105	Wasserabfluss niedriger als langjähriges Mittel, biologische Situation Frühling
Beprobung der Cross Sections	Oktober 2000	5	Hydrologische und biologische Situation Herbst

Einen Eindruck von der Vielzahl und Verschiedenartigkeit der an einem Probenpunkt genommenen Proben gibt Abbildung 3.



**Abbildung 3: An den Probenpunkten entnommene Proben**

### 3.2 Basismessprogramm

Um die Schadstoffbelastung der Oder möglichst umfassend beschreiben zu können, wurde ein IOP-internes Basismessprogramm festgelegt, das sich in seiner Parameterauswahl an den auf europäischer Ebene etablierten Monitoringprogrammen, z.B. dem der Elbe (ARGE-ELBE, 1997), orientiert.

Es ist in Tabelle 3 dargestellt.

**Tabelle 3: Untersuchte Parameter**

Parametergruppen	Kompartiment	Parameter
<b>Hydrologie</b>		Wasserstand und Abflussmengen
<b>Feldmessungen</b>		T <sub>Wasser</sub> , T <sub>Luft</sub> , gelöster Sauerstoff, pH, Leitfähigkeit, Redoxpotential
<b>Anorganische Parameter</b>		
Hauptan- und -kationen	Wasser	Cl <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> Schwebstoffgehalt Acidität/HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
Nährstoffe	Wasser	NH <sub>4</sub> , NO <sub>2</sub> , NO <sub>3</sub> , o-PO <sub>4</sub> , o-SiO <sub>4</sub> , ges. N, ges. P
Summenparameter	Wasser Schwebstoff Sediment	TOC, DOC, AOX, Glühverlust (GV) GV, TOC, AOX, C, N, S
Schwermetalle	Wasser Sediment Schwebstoff	Fe, Mn, Al, As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn Fe, Mn, Al, As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg (Sc, Li, Ga)
<b>Organische Schadstoffe</b>		
PAK's	Wasser und Sediment	gemäß EPA
PCB's	Wasser und Sediment	PCB Nr: 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180
Chlorierte Pestizide	Wasser und Sediment	α-, β-, γ-HCHs, DDT, DDE, DDD
<b>Hydrobiologische Parameter</b>		
	Wasser	Anzahl koliformer Keime, Chlorophyll a, Phaeophytin, Bioseston taxa

Es umfasst neben hydrologischen Parametern, physikalisch chemische Grundparameter wie Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Redoxpotential, Sauerstoffgehalt, Hauptan- und Kationen (Chlorid, Sulfat, Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium etc.), Nährstoffparameter (Nitrat, Nitrit, Ammonium, Orthophosphat, Silikat) und Summenparameter wie gesamter organischer Kohlenstoff (TOC), gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), adsorbierbare chlororganische Substanzen (AOX), Glühverlust etc.. An zentraler Stelle wurden toxische Schwermetalle (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn und As) sowie persistente organische Verbindungen polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

(PAK's), polychlorierte Biphenyle (PCB's) und Organochlorpestizide (u.a. HCH's) erfasst. Daneben sind aber auch hydrobiologische Kenngrößen wie der Gehalt an Chlorophyll-a, Phaeophytin, die Phytoplanktontaxa sowie hygienische Parameter wie die Anzahl fäkaler Keime, in das Untersuchungsprogramm integriert.

Das Basismessprogramm wurde in Zusammenarbeit aller IOP-Teilprojekte realisiert. Dabei wurden die verschiedenen Parametergruppen in verschiedenen Flussabschnitten in unterschiedlichen Laboratorien bestimmt (vergl. MEYER 1999). Durch die Etablierung eines Qualitätssicherungssystems für die Analytik wurden die Vergleichbarkeit und die Richtigkeit der Daten garantiert.

Daneben widmeten sich Spezialuntersuchungen der einzelnen Projekte verschiedenen Aspekten der Schadstoffdynamik wie der Mobilisierbarkeit aus Sedimenten, der Schwermetallodynamik in Überflutungsflächen, der Zusammensetzung und Dynamik der Schwebstoffe, den partikulären Schadstoffaustrag ins Haff, der Rolle refraktärer organischer Materie und der von Biofilmen für die Schadstoffdynamik.

### 3.3 Untersuchungsstrategie

Die Untersuchungsstrategie des IOP ist in Abbildung 4 dargestellt.

Grundsätzlich wurden an allen Probenpunkten Wasser-, Schwebstoff- und Sedimentproben entnommen. Direkt vor Ort erfolgte die Bestimmung der physikalisch-chemischen Grundparameter mit Hilfe der jeweiligen Messelektroden. Die Proben wurden vor Ort nach der Homogenisierung in Unterproben geteilt.

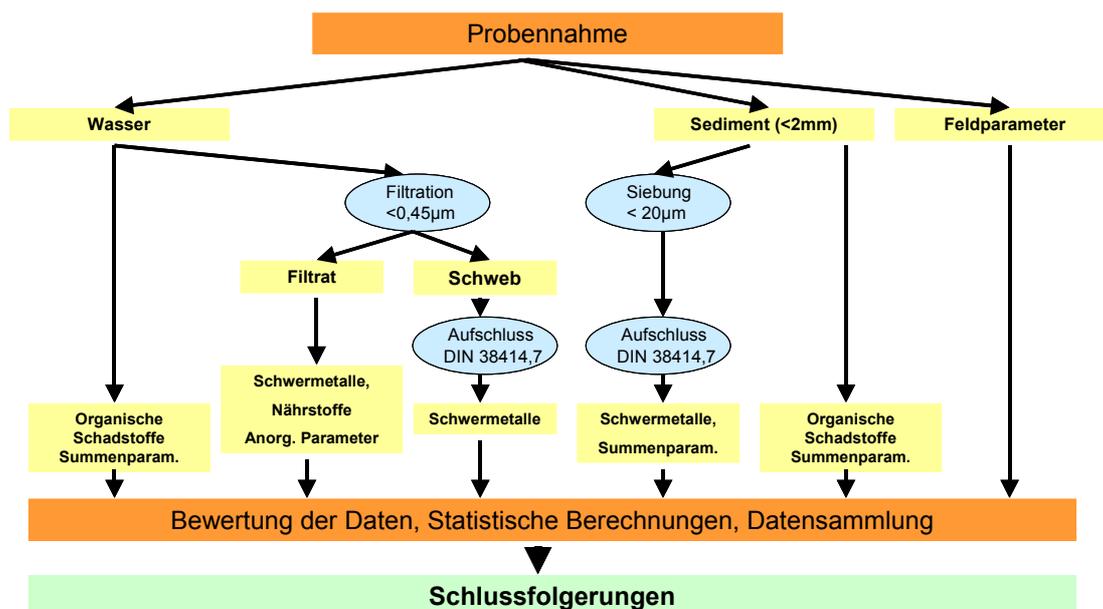


Abbildung 4: Untersuchungsstrategie des IOP

Für die Bestimmung der Schwermetall- und Nährstoffgehalte wurde aus den Wasserproben durch Filtration über Filter der Porengröße  $< 0,45 \mu\text{m}$  der Schwebstoff abgetrennt. Im Filtrat wurden die gelösten Schwermetall- und Nährstoffgehalte ermittelt, im Schwebstoff der Glühverlust und die Schwermetallkonzentrationen.

Die Schwermetallgehalte in den Sedimenten wurden standardmäßig in der Korngrößenfraktion  $< 20 \mu\text{m}$  ermittelt. Schwebstoffe und Sedimente wurden gemäß DIN 38414 Teil 7 aufgeschlossen und so für die Analyse vorbereitet. Damit ist die Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse mit den Untersuchungen an anderen Flusssystemen gewährleistet (BEUGE ET AL. 1999, EINAX ET AL. 1996, HOELZMANN 1995).

Die Bestimmung der Schwermetallgehalte in den Wasserproben bzw. Aufschlusslösungen erfolgte mittels Massenspektrometrie bzw. Atomemissionsspektrometrie mit Anregung durch ein induktiv gekoppeltes Plasma (ICP-MS bzw. ICP-AES), Röntgenfluoreszenzspektrometrie am total reflektierenden Probenträger (TRFA) sowie Atomabsorptionsspektrometrie (AAS).

Organische Schadstoffe wurden in der Gesamtwasserprobe sowie in der Korngrößenfraktion  $< 2\text{mm}$  der Sedimente mittels GC-MS und GC-ECD nach entsprechender Extraktion der Proben mit Hilfe von organischen Lösungsmitteln bestimmt.

Für weitere Details s. Abschlussbericht des IOP.

Alle ermittelten Daten wurden zentral gesammelt, evaluiert und statistisch ausgewertet.

### **3.4 Strategien der analytischen Qualitätssicherung**

Die apparative Ausrüstungen, die Erfahrungen sowie die Organisationsformen und die Zahl der Mitarbeiter waren in den beteiligten Labors sehr unterschiedlich.

Aufgabe der Untergruppe „Analytische Qualitätssicherung“ war es daher, durch geeignete Maßnahmen die Genauigkeit der analytischen Ergebnisse zu sichern. Nach der neuesten Definition durch die ISO schließt der Begriff Genauigkeit die Präzision und Richtigkeit eines Ergebnisses ein.

Die Maßnahmen der analytischen Qualitätssicherung mussten die konkreten Bedingungen in den einzelnen Laboratorien bei Minimierung des notwendigen zusätzlichen Aufwands berücksichtigen.

Ein Qualitätssicherungs- und Qualitätskontrollsystem wurde sowohl innerhalb als auch zwischen den beteiligten Labors aufgebaut.

**Die Qualitätssicherung innerhalb der Labors** war von den einzelnen Labors selbst nach folgenden Empfehlungen der Untergruppe zu organisieren:

- Evaluation der eingesetzten Methoden insbesondere durch Anwendung zertifizierter internationaler Referenzproben.
- Teilnahme an Ringversuchen innerhalb des Projektes und auf internationaler Ebene.
- Systematische Anwendung von internen Standardproben und Führung von Kontrollkarten/-protokollen.
- Wiederholungsanalysen von ausgewählten Proben.

Die Maßnahme der **Qualitätssicherung zwischen den Laboratorien** konzentrierten sich auf die externe Qualitätskontrolle, wofür ein differenziertes System an Maßnahmen für die verschiedenen analytischen Probleme organisiert wurde.

Analytische Qualitätssicherung beginnt spätestens mit der **Probennahme**. Deshalb wurden für die Probennahme und die Probeaufbereitung im „Projektmanual“ (Handbuch) die Bedingungen verbindlich fixiert und die beteiligten Personen vor Beginn jeder Probennahmekampagne ausführlich unterwiesen. Die Einhaltung wurde kontrolliert.

Zur Gewährleistung genauer Messwerte für die **Feldparameter** pH, Eh, O<sub>2</sub> und Leitfähigkeit wurden die Messgeräte und Sensoren jeden Tag vor und nach Ende der Geländearbeit mit Referenzlösungen und einer Originalflusswasserprobe (interne Kontrollprobe jeweils für die gesamte Kampagne) geprüft.

Die Messungen der **Nährstoffkomponenten** (Ammonium, Nitrit, Nitrat, Phosphat, Silikat) wurden im Labormesswagen während der Kampagne ausgeführt. Neben Kontrollen mit Standards wurde auch hier die erwähnte Originalprobe „Oderwasser“ als interne Kontrollprobe am Tage mehrmals analysiert.

Die Analyse der **Spurenelemente in Wasser, Schwebstoff und Sediment** erfolgte für die einzelnen Flussabschnitte in den Labors der jeweils zuständigen Bearbeiter. Die Qualitätssicherung für diese analytische Aufgabe wurde in einem Stufenprogramm realisiert:

**Schritt 1: Analyse von verschlüsselten Referenzproben für Wasser (APS 1075 Trace metal in drinking water) und Sediment (CRM 7002) sowie je eine Oderprobe Wasser und Sediment.**

Ziel: Externe Kontrolle der Analytik in den Labors ohne den Probennahme- und Aufbereitungsschritt.

**Schritt 2: Parallele Analysen von originalen Oderproben (Duplikatproben) in allen beteiligten Labors.**

Ziel: Überprüfung des gesamten Analysenverfahrens mit Probennahme, Aufbereitung und Analyse.

**Schritt 3: Teilnahme an nationalen und internationalen Ringanalysen.**

Ziel: Überprüfung der Vergleichbarkeit mit Ergebnissen von Labors außerhalb des IOP.

Neben einer projektinternen Ringanalyse eines Elbesediments, das bereits durch die ARGE ELBE eingehend analysiert war, wurde die Teilnahme an der Ringanalyse IMEP 14, organisiert durch das Institute for Reference Materials and Measurements der Europäischen Kommission (IRMM), den Labors empfohlen.

Die Ergebnisse der Untersuchung des Elbesediments zeigt Tabelle 4. Relative Standardabweichungen der IOP-Labors zwischen 5 and 20 % zeigen die gute Vergleichbarkeit der Analysen, die in den unterschiedlichen Labors durchführt wurden. Auch die Reproduzierbarkeit innerhalb der Labore ist gut, da nur eine sehr geringe Zahl von Ausreißern Typ 1 festgestellt wurde. Im Vergleich zu den Ergebnissen der ARGE Elbe wurde keine signifikanten Unterschiede festgestellt. Eine Ausnahme ist Chrom, das mit dem im Rahmen des IOP verwendeten

Königswasseraufschluss nicht vollständig gelöst werden konnte. Die ARGE verwendete einen Totalaufschluss.

**Tabelle 4: Ergebnisse des 2. Ringversuchs des IOP zur Bestimmung von Schwermetallen in Sedimenten, Vergleich mit den Ergebnissen der ARGE Elbe**  
(Daten der einzelnen Labore sind Mittelwerte ohne Ausreißer Typ 1, n = 4)

El.	IOP									ARGE	
	Lab 1	Lab 2	Lab 3	Lab 4	Lab 5	Lab 6	Mean	SD	RSD	Mean	SD
	[µg/g]						[µg/g]	[µg/g]	[%]	[µg/g]	[µg/g]
As			17,4	14,5		15,6	15,8	1,49	9,4	16,6	4,02
Cd	3,05	3,55	1,98	2,30		2,63	2,7	0,62	22,9	2,6	0,3
Cr	76,5	43,5	45,3	43,7	55,3	50,1	52,4	12,6	24,1	64,1	7,4
Cu	42,1	63,0	67,9	61,9	61,5	65,5	60,3	9,24	15,3	65,1	4,8
Hq	1,78		2,08				1,93	0,21	10,9	2,4	0,45
Ni	27,6	23,7	23,8	21,7	23,3	23,2	23,9	1,96	8,2	22,9	2,54
Pb	51,6	59,5	50,3	45,3	36,8	50,4	49,0	7,51	15,3	45,4	5,99
Zn	557	436	530	460	467	449	483	49	10,1	467	16
Fe	19688	19211	21667	19300		19315	19836	1040	5,2	21000	2331
Mn	1637	1190	1358	1298	1275	1321	1346	153	11,4	1310	121
Co		5,60		8,69	6,73	8,88	7,48	1,58	21,2	(9,9)*	(0,69)
Li	22,8					17,9	20,33	3,43	16,9	17	1

- INAA

Mit diesen Maßnahmen konnte für die Analytik der anorganischen Komponenten die für das Projekt notwendige Qualität nachgewiesen werden.

Mit grundsätzlich ähnlicher Strategie wurde die Qualitätssicherung der Analytik der organischen Schadstoffe organisiert. Sie erfolgte wiederum schrittweise.

**Schritt 1: Analyse von drei synthetischen Standardlösungen, die saubere Probenextrakte simulieren sollten.**

Ziel: Kontrolle der Analysenmethoden in den einzelnen Labors. Die Lösungen enthielten 16 von der EPA empfohlene PAK's, 7 typische PCB's, Chlorbenzene und einige Pestizide. Die Konzentrationen der verschiedenen Analyten waren in den Lösungen sehr unterschiedlich, was auch in realen Proben zu erwarten war.

**Schritt 2: Analyse einer realen Sedimentprobe mit bekannten Gehalten.**

Ziel: Kontrolle der Analysenprozedur mit Probenvorbereitung und Messung. Es wurde u. a. ein Sediment, dessen Gehalt bereits von der ARGE-Elbe im Rahmen eines Ringversuchs bestimmt wurde, untersucht. Die Ergebnisse zeigt Tabelle 5.

Die Ergebnisse der beteiligten Labors sind vergleichbar und zeigen in der Regel eine ausreichende Übereinstimmung mit den Analyseergebnissen der ARGE ELBE.

**Schritt 3: Analyse realer Proben von Oderwasser und Sediment, entnommen an zwei Punkten.**

Ziel: Kontrolle der Vergleichbarkeit des gesamten Analysenverfahrens von der Probennahme bis zur Messung.

Auch hier zeigte sich eine gute Vergleichbarkeit der Ergebnisse.

Insgesamt konnte durch diese Strategie die Vergleichbarkeit und Richtigkeit der im Rahmen des IOP ermittelten Daten kontrolliert und gewährleistet werden.

Weitere Details können dem Abschlussbericht des Internationalen Oderprojekts entnommen werden.

**Tabelle 5: Ergebnisse des Ringversuchs zur Bestimmung organischer Substanzen in Sedimenten, Vergleich mit den Ergebnissen der ARGE-Elbe**

Verbindung	ARGE		IOP			Wiederf. (x/μ)·100 [%]
	Referenzwert - μ [μg/kg]	RSD [%]	Anzahl der Labore	Mittelwert - x [μg/kg]	RSD [%]	
Hexachlorobenzene	164	24	3	114	18	70
<b>PAK</b>						
Naphthalen	519	66	3	228	66	44
Acenaphthylen	81,3	61	2	11,9	17	15
Acenaphthen	67,9	50	3	37,3	28	55
Fluoren	187	41	4	126	47	68
Phenanthren	1104	20	4	1203	43	109
Anthracen	269	27	4	229	52	85
Fluoranthren	1624	18	4	1747	52	108
Pyren	1476	23	4	1456	53	99
Benzo(a)anthracen	642	28	4	763	71	119
Chrysen	794	46	4	762	58	96
Benzo(b)fluoranthren	620	49	3	527	63	85
Benzo(k)fluoranthren	380	48	3	443	78	116
Benzo(a)pyren	548	40	4	882	79	161
Indeno(1,2,3-cd)pyren	463	29	4	776	111	168
Dibenzo(a,h)anthracen	91,2	58	4	151	81	166
Benzo(g,h,i)perylene	441	49	4	421	54	95
<b>PCB</b>						
PCB 28	5,23	32	4	5,6	48	106
PCB 52	11,6	36	4	9,7	48	83
PCB 101	8,2	31	4	7,7	32	94
PCB 118			4	5,7	58	
PCB 138	14,7	28	5	18,5	46	125

Verbindung	ARGE		Anzahl der Labore	IOP		Wiederf. (x/μ)-100 [%]
	Referenzwert - μ [μg/kg]	RSD [%]		Mittelwert - x [μg/kg]	RSD [%]	
PCB 153	14,5	23	5	14,8	42	102
PCB 180	10,7	27	5	12,9	44	121
<b>PESTICIDE</b>						
p,p'-DDE	18	40	5	18,5	50	103
p,p'-DDD	33,6	25	4	22,3	84	66
p,p'-DDT	39,1	40	3	39,1	75	100

### 3.5 Bewertung der Beschaffenheit von Fließgewässern

Für die Beurteilung der Qualität von Fließgewässern sind in der Vergangenheit national und international eine Reihe von Bewertungsansätzen entwickelt worden, die den Gewässerzustand im wesentlichen auf der Basis chemischer Kenngrößen klassifizieren. SCHÄFERS 1999 gibt eine Zusammenfassung und vergleichende Bewertung.

#### Chemische Gewässergüteklassifikation nach LAWA

Bei den in Deutschland gebräuchlichsten Klassifizierungssystemen, die auch im Rahmen des IOP herangezogen wurden, erfolgt die Festlegung der Bewertungsklassen entweder auf geochemischer Basis unter Bezugnahme auf global bzw. regional gültige Hintergrunddaten, z.B. beim  $I_{geo}$ -Index (MÜLLER 1979), oder wie beim Klassifizierungssystem der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) auf der Basis von sogenannten Referenz- bzw. Leitbildern. Hierbei ergeben sich für das Leitbild des natürlichen oder potentiell natürlichen Zustands für alle in der Natur vorkommenden Stoffe mittlere geogene Hintergrundwerte als Referenzwerte. Naturfremde Stoffe dürfen überhaupt nicht vorkommen bzw. nicht nachweisbar sein. Den zweiten Fixpunkt dieser Klassifizierungen bilden die sogenannten Zielvorgaben, Orientierungswerte, die ein hohes Schutzniveau garantieren. Sie wurden für das Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaft auf der Grundlage ökotoxikologischer Untersuchungen an Vertretern der 4 zentralen Trophiestufen (Bakterien, Grünalgen, Kleinkrebse und Fische) ermittelt. Daneben wurden Zielvorgaben für die Schutzgüter Trinkwasserversorgung, Fischerei sowie Schwebstoffe und Sediment festgelegt.

Auf dieser Basis wurde von der LAWA in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt (UBA) ein Klassifizierungssystem für 28 Industriechemikalien, Nährstoffe, Salze und Summenparameter erarbeitet, das auszugsweise in Tabelle 6 dargestellt ist. Die Güteklasse I dieser siebenstufigen Skala charakterisiert den Zustand ohne anthropogene Beeinträchtigung. Zielvorgabe ist die Obergrenze der Klasse II für das Schutzgut mit den strengsten Anforderungen an die Wasserqualität. Die nachfolgenden Klassen ergeben sich durch Multiplikation mit dem Faktor 2.

**Tabelle 6: Güteklassifizierung der LAWA für Nährstoffe, Salze, Summenkenngößen im Wasser (LAWA 1998) sowie für Schwermetalle (LAWA 1998) und Arsen (ISKE 1998) im Schwebstoff**

		I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
<b>Wasser</b>								
NO <sub>3</sub> -N	mg/L	≤1	≤1,5	≤2,5	≤5	≤10	≤20	>20
NO <sub>2</sub> -N	mg/L	≤0,01	≤0,05	≤0,1	≤0,2	≤0,4	≤0,8	>0,8
NH <sub>4</sub> -N	mg/L	≤0,04	≤0,1	≤0,3	≤0,6	≤1,2	≤2,4	>2,4
oPO <sub>4</sub> -P	mg/L	≤0,02	≤0,04	≤0,1	≤0,2	≤0,4	≤0,8	>0,8
Sauerstoff	mg/L	>8	>7	>6	>5	>4	>2	≤2
Chlorid	mg/L	≤25	≤50	≤100	≤200	≤400	≤800	>800
Sulfat	mg/L	≤25	≤50	≤100	≤200	≤400	≤800	>800
TOC	mg/L	≤2	≤3	≤5	≤10	≤20	≤40	>40
AOX	µg/L	≤1	≤10	≤25	≤50	≤100	≤200	>200
<b>Schwebstoff</b>								
As	mg/kg	≤5	≤15	≤30	≤60	≤120	≤240	>240
Pb	mg/kg	≤25	≤50	≤100	≤200	≤400	≤800	>800
Cd	mg/kg	≤0,3	≤0,6	≤1,2	≤2,4	≤4,8	≤9,6	>9,6
Cr	mg/kg	≤80	≤90	≤100	≤200	≤400	≤800	>800
Cu	mg/kg	≤20	≤40	≤60	≤120	≤240	≤480	>480
Ni	mg/kg	≤30	≤40	≤50	≤100	≤200	≤400	>400
Hg	mg/kg	≤0,2	≤0,4	≤0,8	≤1,6	≤3,2	≤6,4	>6,4
Zn	mg/kg	≤100	≤150	≤200	≤400	≤800	≤1.600	>1.600

### Klassifizierung der Gewässergüte in Polen

In Polen erfolgt die Klassifizierung Fließgewässerqualität nutzungsbezogen anhand der Gesamtgehalte von 57 Kenngrößen in der Wasserphase. Es gibt die folgenden Qualitätsklassen, die den nachfolgend genannten Nutzungszwecken entsprechen:

- Qualitätsklasse I: Trinkwassergewinnung, saubere Industrien, schafft günstige Bedingungen für Salmonidenhabitats.
- Qualitätsklasse II: Geeignet für landwirtschaftliche Zwecke, Erholungsbedarf, schafft günstige Bedingungen für Nicht-Salmoniden-Habitats.
- Qualitätsklasse III: Geeignet für industrielle Zwecke, Acker- und Gartenbau.
- Qualitätsklasse IV: Nicht nutzbare Wasserqualität.

Beide Klassifizierungssysteme wurden im Rahmen des IOP zur Darstellung und Bewertung der ermittelten Schadstoffgehalte herangezogen.

Darüber hinaus wurde für die Bewertung der organischen Belastung, wie in Polen üblich die Hollandliste (PANSTWOWA INSPEKJA OCHRONY SRODOWISKA 1995) sowie die Klassifizierung der ARGE angewandt (ARGE-ELBE 1998).

Die im letzten Jahr in Kraft getretene Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (EU RAHMENRICHTLINIE 2000) strebt eine integrierende und vereinheitlichende Bewertung von Gewässersystemen an. Die Bewertung erfolgt auf der Grundlage von Gewässertypen, die über geologische, morphologische, chemische und biologische Charakteristika definiert werden. Dabei soll der einzugsgebietsspezifischen Bewirtschaftung Rechnung getragen werden.

**Tabelle 7: Klassifizierung der Oberflächenwässer in Polen für ausgewählte Parameter und Elemente (Gesamtgehalte) (KOROL, JASNIEWICZ, STRONSKA-KEDZIA 1997)**

	<b>Einheit</b>	<b>Klasse I</b>	<b>Klasse II</b>	<b>Klasse III</b>
<b>pH-Wert</b>		6,5-8,5	6,5-9,0	6,0-9,0
<b>Leitfähigkeit</b>	µS/cm	800	900	1.200
<b>Schwebmenge</b>	mg/L	20	30	50
<b>Sauerstoff</b>	mg/L	6	5	4
<b>NO<sub>3</sub>-N</b>	mg/L	5	7	15
<b>NO<sub>2</sub>-N</b>	mg/L	0,02	0,03	0,06
<b>NH<sub>4</sub>-N</b>	mg/L	1	3	6
<b>PO<sub>4</sub></b>	mg/L	0,2	0,6	1
<b>Chlorid</b>	mg/L	250	300	400
<b>Sulfat</b>	mg/L	150	200	250
<b>Na</b>	mg/L	100	120	150
<b>K</b>	mg/L	10	12	15
<b>As</b>	mg/L	≤0,05	≤0,05	0,2
<b>Cd</b>	mg/L	0,005	0,03	0,1
<b>Cr +3/+6</b>	mg/L	0,05/0,05	0,1/0,05	0,1/0,05
<b>Cu</b>	mg/L	0,05	0,05	0,05
<b>Fe-total</b>	mg/L	1	1,5	2
<b>Mn</b>	mg/L	0,1	0,3	0,8
<b>Ni</b>	mg/L	1	1	1
<b>Pb</b>	mg/L	0,05	0,05	0,05
<b>Zn</b>	mg/L	0,2	0,2	0,2

## **4 Charakterisierung der Belastungssituation der Oder – Ergebnisse des Basismessprogramms**

Die Ergebnisse des Basismessprogramms basieren auf ca. 45.000 Einzeldaten, die in Zusammenarbeit aller IOP-Teilprojekte erhoben wurden. Um das jeweilige Belastungsniveau und die räumliche Verteilung der Schadstoffe festzustellen, wurden die Konzentrationsdaten mit Hilfe eines geographischen Informationssystems in Bezug zur LAWA-Klassifikation sowie zum polnischen System zur Bewertung der Wasserqualität gesetzt.

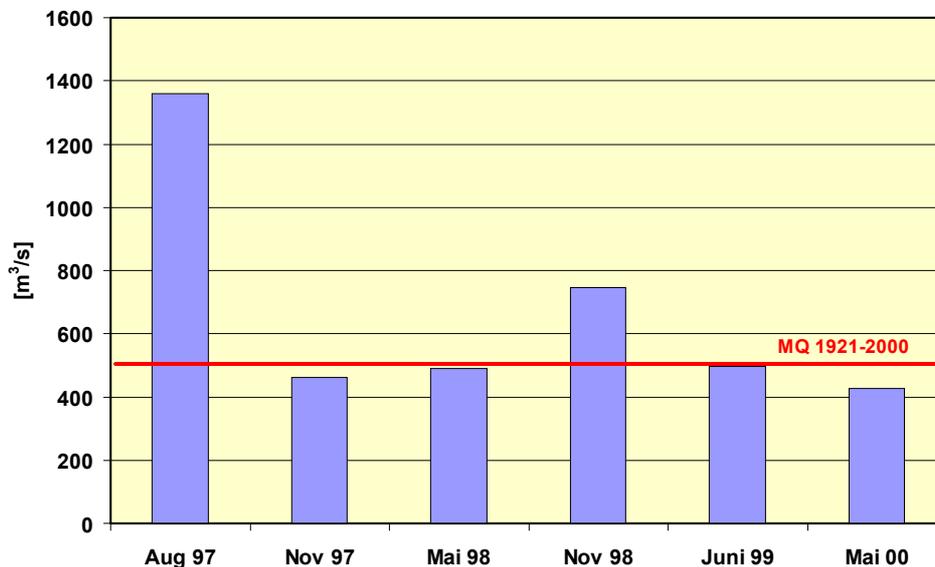
### **4.1 Die hydrologische Situation**

Abbildung 5 zeigt die Daten des mittleren monatlichen Abflusses beim Pegel Hohensaaten (Oder km 664), für den seit 1920 Daten vorliegen.

Der Untersuchungszeitraum begann 1997 mit dem Jahrhunderthochwasser in der Oder, das an ausgewählten Stationen beprobt wurde. Der mittlere Jahresabfluss 1997 lag mit 613 m<sup>3</sup>/s

signifikant oberhalb des langjährigen mittleren Abflusses (MQ) von 523 m<sup>3</sup>/s, was auch für die Monate August 1997 und November 1998 mit 1360 bzw. 750 m<sup>3</sup>/s zutrifft.

Die Probennahmekampagnen im Mai 1998 und Juni 1999 lagen mit 490 und 500 m<sup>3</sup>/s im Bereich des langjährigen MQ.



**Abbildung 5: Mittlerer monatlicher Abfluss am Pegel Hohensaaten (Flusskilometer 665) für die Untersuchungszeiträume**

Dagegen sind die Probennahmen im November 1997 und Mai 2000 durch Abflussbedingungen von 460 und 430 m<sup>3</sup>/s unterhalb des langjährigen Mittels geprägt.

Damit ist festzustellen, dass die Probennahmekampagnen des IOP mit Abflüssen zwischen 430 und 1400 m<sup>3</sup>/s den MQ überstreichen und mit zwei Kampagnen unterhalb, zwei oberhalb und zwei im Bereich vom MQ eine gleichmäßige Verteilung bezüglich der Abflussbedingungen erreicht wurde.

## 4.2 Der hydrobiologische Zustand der Oder

Trotz der starken anthropogenen Veränderungen bewahrte das Odertal bedeutende Naturwerte (ILNICKI, LEWANDOWSKI 1997, JANKOWSKI, ŚWIERSKI 1995, RAST u.a. 2000). Negative Veränderungen des Wasserlaufs betrafen am stärksten die Wasserfauna des Zuflussgebiets. Schon Anfang des 20. Jahrhunderts starben in der Oder und ihren Zuflüssen *Petromyzon marinus*, *Acipenser sturio* und *Alosa alosa* aus. Auf der anderen Seite überlebte eine Reihe der Fischarten den Zeitraum der größten Oderverschmutzung, darunter drei Arten pontischer Herkunft - *Alburnoides bipunctatus*, *Gobio alpinus* und *Sabanejewia aurata* (KOTUSZ u.a. 2001, WITKOWSKI u.a. 2000). Die Veränderungen betrafen die Ichthyofauna des unteren Oderlaufs in geringerem Maße (TRZEBIATOWSKI 1999, WOLTER u.a. 1999). Die Erneuerung der Ichthyofauna in der Oder findet durch Migration aus den Oderzuflüssen und durch die Restitution der besonders gefährdeten Arten statt (BŁACHUTA, WITKOWSKI 1999, BŁACHUTA 2000, SYCH 1996).

Relativ reich sind die Zoobenthos- (SCHMID 1999) und die Phytoplanktongemeinschaften der Oder (KASTEN 1999, KAWECKA u.a. 1999). Beide Gemeinschaften reagieren verhältnismäßig sensibel

auf physikalisch-chemische Bedingungen und, bilden deshalb einen guten Indikator für den ökologischen Zustand der Flüsse. Da keine hinreichenden historischen Daten verfügbar sind, ist das Ausmaß der Änderungen in beiden Gemeinschaften schwer zu bestimmen. Ein Ziel der Arbeit war es daher, die Änderungen in diesen Phytoplankton- und Zoobenthosgemeinschaften entlang des Oderlaufs und in Mündungsstrecken der oberen Oderzuflüsse zu untersuchen und auf dieser Grundlage den hydrobiologischen Zustand des Flusses zu bestimmen. Für ein vollständiges Bild wurden auch die Parameter, die im Standardmonitoring der Flüsse in Polen bestimmt werden wie Konzentration des Chlorophylls-a und Phaeophytins sowie die Koloniezahl der coliformen und fäkalen coliformen Keime erfasst.

#### 4.2.1 Material und Methoden

Zur Entnahme der Proben und der Bestimmung der erwähnten Parameter wurden die in Polen üblichen Standardmethoden eingesetzt (STANDARD METHODS... 1992, STANDARD METHODS... 1998). Für weitere Einzelheiten wird auf den Abschlussbericht der IOP verwiesen.

Für die Bestimmung der Phytoplanktonorganismen wurden die allgemeinen Beschreibungen von (STARMACH 1989, HINDÁK 1978) sowie insbesondere *Bacillariophyceae* (KRAMER, LANGE-BERTALOT 1991, 1991a, 1997, 1999), *Euglenophyta* (STARMACH 1983), *Chrysophyta* (STARMACH 1968), *Cyanophyta* (STARMACH 1966), *Chlorophyta* (STRAMACH 1972) benutzt.

Für die Bestimmung der in den Proben anwesenden Zooplanktonorganismen wurden die Methoden der folgenden Autoren verwendet: *Turbelaria* – HENKE 1962, *Oligochaeta* – KASPRZAK 1981, *Ephemeroptera* – MIKULSKI 1936, ROZKOŠNY (red.) 1980, *Hirudinea* – PAWŁOWSKI 1936, *Gastropoda* – PIECHOCKI 1979, *Bivalvia* – PIECHOCKI UND DYDUCH-FALNIOWSKA 1993, *Ephemeroptera*, *Trichoptera*, *Odonata*, *Diptera* – ROZKOŠNY (Red.) 1980, *Coleoptera* – GALEWSKI 1990, GALEWSKI UND TRANDA 1978, *Heteroptera* – WRÓBLEWSKI 1980, *Gammaridae* – JAŹDŹEWSKI 1975.

Für die Bestimmung der Diversität der Phytoplankton- und Zoobenthosgemeinschaften wurde der Shannon-Variabilitätsindex **H** verwendet:

$$H = -\sum(p_i \cdot \log p_i);$$

mit:  $p_i$  als Anteil der Gattung **i** in der Gesamtzahl der Organismen der Probe.

Der Saprobitätsindex **S** der beiden Gemeinschaften wurde wie folgt ermittelt:

$$S = \sum(h_i \cdot s_i) / \sum h_i;$$

mit:  $h_i$  als Fülle der Gattung **i** bedeutet (in der Skala von 1 bis 9, 1 = sehr seltene Gattung; 9 = massenhaft auftretende Gattung bedeutet),

$s_i$  Saprobitätswert der Gattung **i**.

Beide Indikatoren wurden mit Hilfe des Computerprogramms SAPROB berechnet (SZYJKOWSKI u.a. 1997).

Für die Zoobenthosgemeinschaften wurde zusätzlich der Saprobitätsindex für einzelne Gattungen unter Anwendung der in DIN-Normen angenommenen Saprobitätswerte in Anlehnung an ZELINKA UND MARVAN (1961) gemäß

$$S_{DIN} = \sum(h_i \cdot s_i \cdot g_i) / \sum(h_i \cdot g_i);$$

mit:  $g_i$  als Wert der  $i$ . taxonomen Einheit eines Indikatororganismusses

errechnet. In einigen Fällen weichen die so ermittelten Werte von den im Programm SAPROB angenommenen Werten ab.

Die hydrobiologischen Grundparameter (Saprobitätsindex des Phytoplanktons und des Zoobenthos, Chlorophyll-a- und Phaeophytinkonzentration und die Zahl der coliformen und fäkalen coliformen Keime) wurden auf den Abbildungen der Längstprofile der Oder mit markierten Hauptzuflüssen und Hauptverschmutzungsquellen, auf der Grundlage „des Sofortprogramms der IKSO“ dargestellt (DUBICKI u.a. 1998).

## 4.2.2 Ergebnisse

### 4.2.2.1 Phytoplankton

Im Phytoplankton der Oder und der Oderzuflüsse wurden insgesamt 546 taxonome Einheiten von Algen festgestellt. In der Oder selbst wurden 438 und in ihren Zuflüssen 348, in der Warthe 210 und in ihren Zuflüssen 175 taxonome Einheiten gefunden. Am zahlreichsten traten *Chlorophyta* (268 taxonome Einheiten), *Bacillariophyceae* (162 taxonome Einheiten) und *Cyanophyta* (47 taxonome Einheiten) auf.

Der in Tabelle 8 dargestellte Saprobitätsindex variiert zwischen 1,82 bis 2,55, sein Mittelwert in den einzelnen Phasen schwankte um den Wert 2,1. Nach den polnischen Standards entspricht das der Wassergüteklasse 2 (GESETZESBLATT [Dz.U.] 1991), nur einmal in dem Oderzufluss, Zimnica, lag der Index bei 2,55 (Wassergüteklasse 3).

Der Diversitätsindex (Die Konzentrationen des Chlorophylls-a und des Phaeophytins änderten sich in weiten Bereichen (Tabelle 9, Abbildungen 6 und 7). Die niedrigste festgestellte Chlorophyll-a-Konzentration betrug 1,7  $\mu\text{g/L}$  (Fluss Ślęża, November 1998), die höchste 209,6  $\mu\text{g/L}$  (Warthe hinter Poznań, Mai 2000). In einigen Fällen betrug die Phaeophytin-Konzentration 0,0  $\mu\text{g/L}$  (Oder in Koźle; Flüsse Ślęża, Bóbr und Obra – Mai 2000), die höchste Konzentration betrug 96,9  $\mu\text{g/L}$  (Oder in Cigacice, Mai 2000). Die Konzentration der beiden Farbstoffe war aufgrund der erhöhten biologischen Aktivität in der Frühling–Sommer-Phase wesentlich höher als in der Herbstphase. Aus der Regel fallende niedrige Werte traten im Juni 1999, während des durch Niederschläge verursachten Hochwassers auf.

Tabelle 8) änderte sich im weiten Bereich von 0,290 (Nysa Kłodzka, November 1998) bis 4,821 (Oder in Oława, Juni 1999), wobei die meisten Werte zwischen 2,0 - 3,5 liegen, was darauf hinweist, dass die Gemeinschaften generell durch wenige bis einige Dutzend Gattungen dominiert sind.

Die Konzentrationen des Chlorophylls-a und des Phaeophytins änderten sich in weiten Bereichen (Tabelle 9, Abbildungen 6 und 7). Die niedrigste festgestellte Chlorophyll-a-Konzentration betrug 1,7  $\mu\text{g/L}$  (Fluss Ślęża, November 1998), die höchste 209,6  $\mu\text{g/L}$  (Warthe hinter Poznań, Mai 2000). In einigen Fällen betrug die Phaeophytin-Konzentration 0,0  $\mu\text{g/L}$  (Oder in Koźle; Flüsse Ślęża, Bóbr und Obra – Mai 2000), die höchste Konzentration betrug 96,9  $\mu\text{g/L}$  (Oder in Cigacice, Mai 2000). Die Konzentration der beiden Farbstoffe war aufgrund der erhöhten biologischen Aktivität in der Frühling–Sommer-Phase wesentlich höher als in der Herbstphase. Aus der Regel fallende niedrige Werte traten im Juni 1999, während des durch Niederschläge verursachten Hochwassers auf.

**Tabelle 8: Die Variabilität der Saprobitätsindices [S] und der Gattungsdiversität [H] des Phytoplanktons der Oder, Warthe und ihrer Zuflüsse**

Parameter	Saprobitätsindex [S]				Diversitätsindikator [H]			
	Mai 1998	Nov. 1998	Juni 1999	Mai 2000	Mai 1998	Nov. 1998	Juni 1999	Mai 2000
<b>ODER</b>								
n	30	22	28	20	30	22	28	20
Bereich	2,02-2,23	1,92-2,18	1,98-2,35	2,01-2,21	0,42-3,47	1,26-4,35	1,24-4,82	1,55-4,65
Mittelwert	2,107	2,039	2,067	2,101	1,989	2,981	3,099	2,894
SD	0,051	0,074	0,072	0,052	0,739	0,824	1,016	0,861
<b>ODERZUFLÜSSE</b>								
n	18	19	19	18	18	19	19	18
Bereich	1,89-2,55	1,94-2,43	1,88-2,24	1,94-2,32	0,420-3,980	0,290-4,210	1,753-4,436	0,630-4,802
Mittelwert	2,131	2,128	2,061	2,078	2,199	2,786	3,390	3,518
SD	0,154	0,148	0,100	0,108	1,073	1,273	0,808	1,187
<b>WARTHE UND IHRE ZUFLÜSSE</b>								
n	13	2	12		13	2	12	
Bereich	1,99-2,38	1,95-2,21	1,82-2,31		0,480-3,200	0,650-4,030	1,827-4,188	
Mittelwert	2,112	2,080	2,122		1,892	2,340	3,040	
SD	0,106	0,184	0,119		0,738	2,390	0,761	

**Tabelle 9: Veränderungen der Konzentration des Chlorophylls-a [ $\mu\text{g/L}$ ] und der Pheophytins [ $\mu\text{g/L}$ ] in der Oder, Warthe und ihren Zuflüssen**

Parameter	Konzentration des Chlorophylls-a [ $\mu\text{g/L}$ ]				Konzentration des Pheophytins [ $\mu\text{g/L}$ ]			
	Mai1998	Nov. 1998	Juni 1999	Mai 2000	Mai 1998	Nov. 1998	Juni 1999	Mai 2000
<b>ODER</b>								
n	30	22	28	26	30	22	28	26
Bereich	10,8-182,8	4,8-13,8	6,9-56,1	3,4-204,8	5,0-86,6	4,3-10,1	2,9-24,3	0,0-96,9
Mittelwert	93,78	9,60	22,80	91,37	41,40	6,35	11,60	25,81
SD	48,13	2,74	13,14	67,77	19,26	1,61	5,04	22,17
<b>ODERZUFLÜSSE</b>								
n	18	18	19	19	18	18	19	19
Bereich	4,3-168,4	1,7-67,4	1,9-61,6	2,1-129,3	1,4-43,8	0,9-37,0	0,9-31,8	0,0-24,4
Mittelwert	35,47	10,76	17,27	27,30	13,08	5,56	7,73	6,00
SD	42,16	15,82	17,68	39,91	11,47	8,31	8,30	6,62
<b>WARTHE UND IHRE ZUFLÜSSE</b>								
n	13	1	12	12	13	1	12	12
Bereich	9,7-163,6	5,3	1,2-57,1	1,8-209,6	4,1-92,4	2,1	1,9-14,4	0,0-43,6
Mittelwert	73,76		24,07	85,52	31,27		4,83	10,28
SD	59,87		17,60	70,95	30,14		3,39	17,25

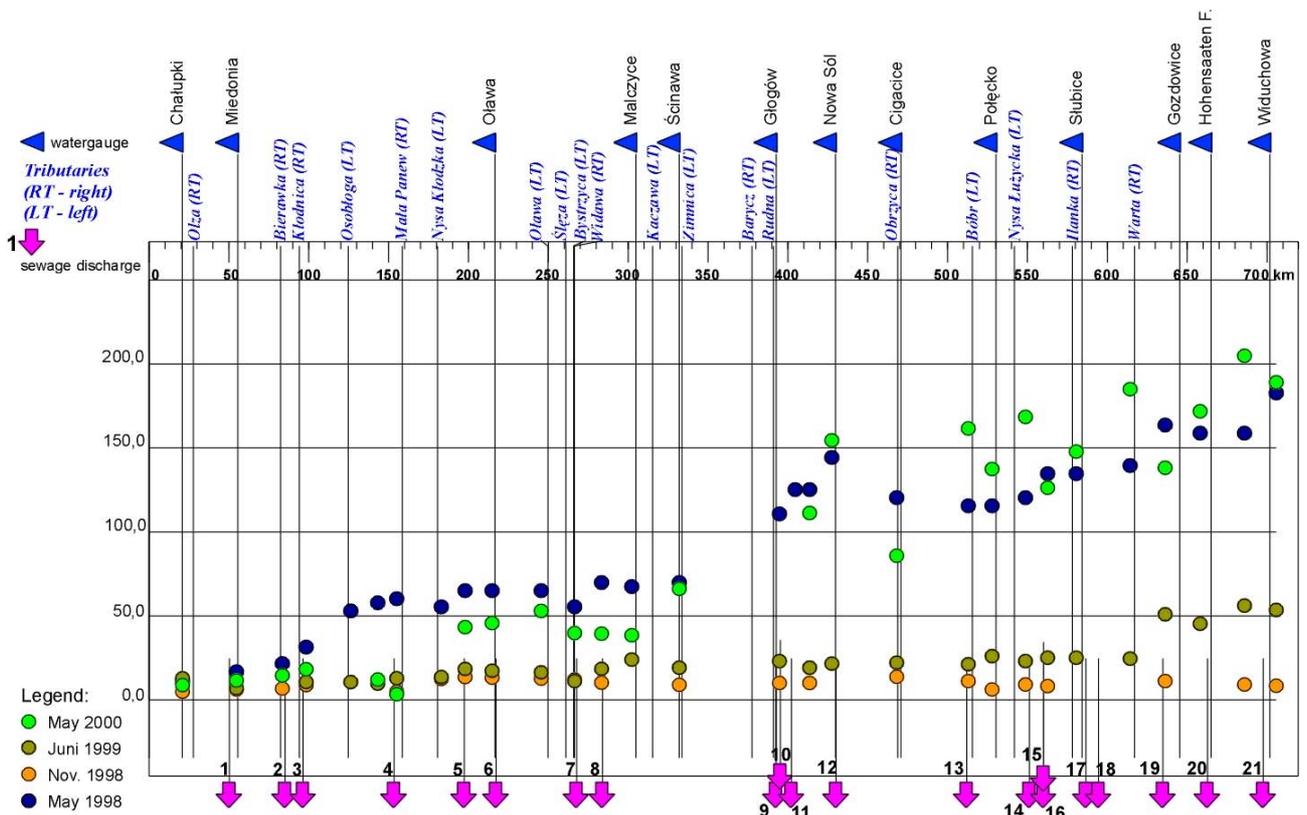


Abbildung 6: Änderungen der Chlorophyll-a-Konzentrationen [µg/L] entlang der Oder

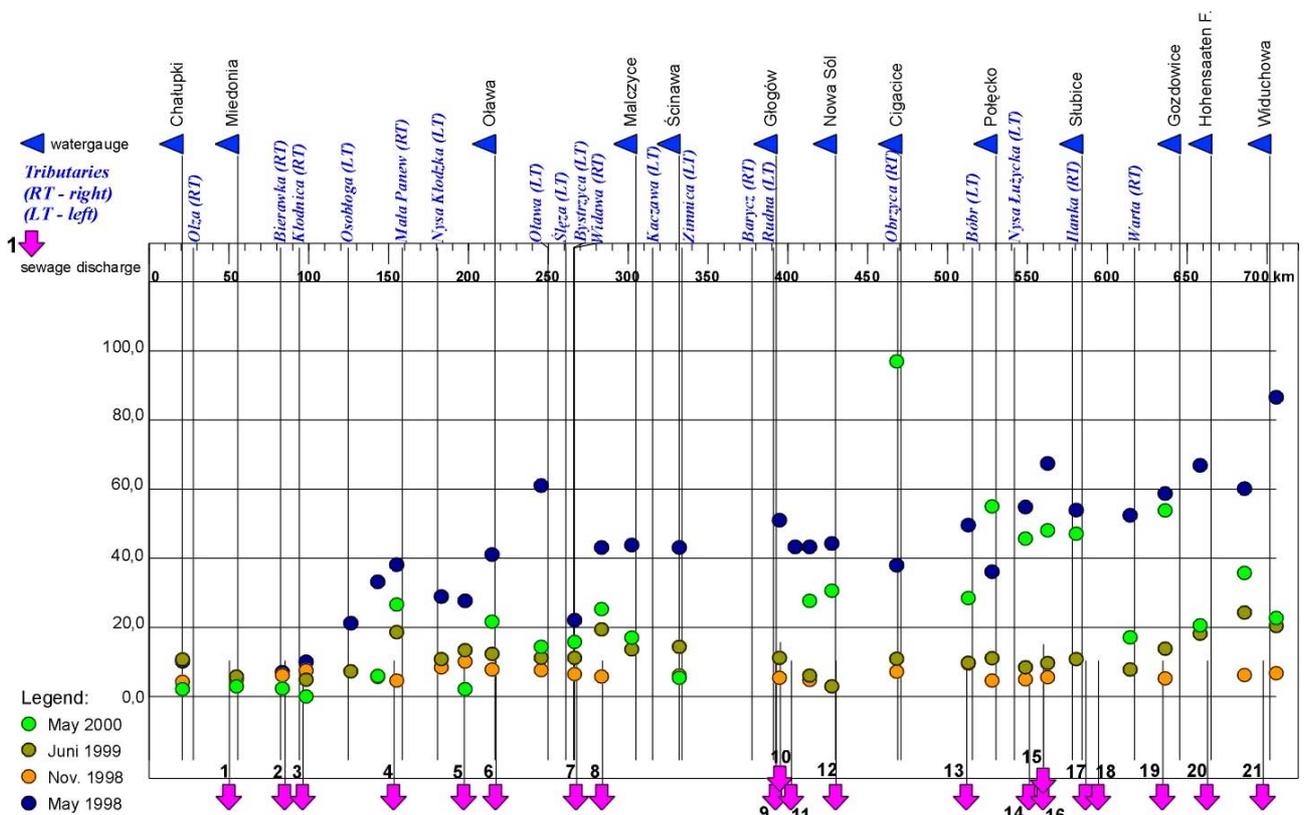


Abbildung 7: Veränderungen der Phaeophytin-Konzentrationen [µg/L] entlang der Oder

Die Konzentration beider Farbstoffe stieg entlang des Oderlaufs und nahm die höchsten Werte in seinem unteren Teil an (Abbildung 6 und 7).

Die Konzentration des Phaeophytins als Abbauprodukt des Chlorophylls-a lag in der Regel unter der des Chlorophylls-a. Das Mengenverhältnis der beiden Farbstoffe betrug zwischen 0,42 bis 0,69. In einzelnen Proben wurden jedoch größere Phaeophytinkonzentrationen festgestellt (Juni 1999: Oder bei Opole und Brzeg Dolny; Olza, Osobłoga, Nysa Kłodzka, Ślęza, Kaczawa, Ilanka und Obra; Mai 2000: Oder bei Opole; Bystrzyca und Widawka).

#### 4.2.2.2 Zoobenthos

In der Oder, der Warthe und in ihren Zuflüssen wurden insgesamt 86 taxonomische Einheiten der Zoobenthosorganismen festgestellt, wobei in der Oder selbst 57, ebenso viele in ihren Zuflüssen, in der Warthe 44 und ihren Zuflüssen 39 auftraten (Anlage 3). Am häufigsten traten *Ephemeroptera* (17 taxonische Einheiten), *Trichoptera* (14) und *Gastropoda* (12) auf.

Tabelle 10 gibt eine Übersicht.

**Tabelle 10: Veränderungen der Parameter der Saprobität [S], Saprobität nach DIN-Normen [S<sub>DIN</sub>] und der Variabilität [H] des Zoobenthos in der Oder, Warthe und ihren Zuflüssen**

Parameter	Saprobitätsindex S		Saprobitätsindex S <sub>DIN</sub>		Variabilitätsindex H	
	Mai 1998	Mai 2000	Mai 1998	Mai 2000	Mai 1998	Mai 2000
<b>ODER</b>						
n	30	24	29	24	30	24
Bereich	1,77-3,40	1,90-2,51	2,15-3,50	1,90-2,55	0,920-3,280	0,546-2,679
Mittelwert	2,341	2,092	2,492	2,179	2,307	1,932
SD	0,395	0,173	0,327	0,159	0,707	0,629
<b>ODERZUFLÜSSE</b>						
n	16	15	15	13	16	15
Bereich	1,64-2,83	1,55-3,00	1,40-2,83	2,07-3,00	0,178-2,970	0,147-2,803
Mittelwert	2,051	2,052	2,206	2,410	1,760	1,508
SD	0,339	0,379	0,357	0,329	0,826	0,784
<b>WARTHE UND IHRE ZUFLÜSSE</b>						
n	11	8	11	8	11	8
Bereich	1,81-2,46	1,19-2,14	1,94-2,53	1,50-2,32	0,491-3,348	0,679-2,882
Mittelwert	2,048	1,868	2,192	2,006	2,166	2,104
SD	0,211	0,313	0,185	0,262	0,865	0,744

Der Saprobitätsindex [S] änderte sich von 1,19 (Warthe bei Zawiercie, Mai 2000) bis 3,40 (Oder bei Opole, Mai 1998), was nach den polnischen Standards den Gewässergüteklassen 1, 2 und 3 entspricht. Die Güteklasse 1 wurde nur in einer Probe festgestellt (Zawiercie, Mai 2000), die Güteklasse 3 trat im Mai 1998 in 7 Proben (Oder in Koźle, Groszowice, Opole, Wrocław-Bartoszwice, Malczyce und in Zimnica und Rudna) und im Mai 2000 in 6 Proben (Oder in Cisek, Wrocław-Bartoszwice, Malczyce, Brzeg Głogowski und in Kłodnica und Zimnica) auf. Die übrigen Proben lagen im Bereich der Güteklasse 2 (1,5-2,5). Im Jahr 2000 waren die mittleren Werte des Saprobitätsindex für Zoobenthos in der Oder deutlich günstiger als in den Vorjahren, in der Warthe und ihren Zuflüssen etwas günstiger. In den Oderzuflüssen lagen sie in allen Jahren auf

demselben Niveau. Der nach der DIN-Norm berechnete Saprobitätsindex [ $S_{DIN}$ ] lag mit Werten zwischen 1,40 und 3,50 darüber. Die mittleren Werte dieses Indikators in der Oder waren im Mai 2000 im Vergleich zu den Vorjahren wesentlich niedriger, in der Warthe etwas niedriger, in den Zuflüssen dagegen beträchtlich höher.

Der Gattungsvariabilitätsindex variierte zwischen 0,15 und 3,35 seine Durchschnittswerte schwankten zwischen 1,5 und 2,3, wobei im Mai 1998 in allen Teilen des Odersystems höhere, günstigere Werte gefunden wurden.

#### 4.2.2.3 Der hygienische Zustand der Oder

Die Zahl der coli-Bakterien, die in 100 mL Wasser gefunden wurden, schwankte zwischen 1.000 und 400 Mio. (Tabelle 11). Meist lag sie zwischen 10.000 und 1 Mio., wobei im unteren Oderlauf unterhalb von Nowa Sól 100.000 nicht überschritten wurden. Die Zahl der fäkalen coliformen Keime war durchschnittlich um 2 Größenordnungen niedriger (Tabelle 11) und lag zwischen ca. 10 und 1 Mio Bakterien pro 100 mL Wasser.

**Tabelle 11: Veränderungen der Anzahl der gesamten und der fäkalen coliformen Keime in der Oder, Warthe und ihren Zuflüssen**

Parameter	Zahl der der coliformen Keime / 100 mL				Zahl der fäkalen coliformen Keime / 100 mL			
	Mai 1998	Nov. 1998	Juni 1999	Mai 2000	Mai 1998	Nov. 1998	Juni 1999	Mai 2000
<b>ODER</b>								
n	30	22	28	26	30	22	28	26
Bereich [Tausend]	1,6-900	11-1200	39-436000	8,7-65000	0,01-20	0,02-5	0,004-1370	0,002-244
Mittelwert [Tausend]	57,425	178,159	15974,125	2665,098	1,241	1,023	50,222	10,316
SD [Tausend]	161,716	245,481	82320,011	12716,364	3,834	1,232	258,668	47,694
<b>ODERZUFLÜSSE</b>								
n	18	18	19	19	18	18	19	19
Bereich [Tausend]	0,9-8000	11-710	17-2060	7,45-14800	0,006-36	0,034-2,2	0,001-12,8	0,012-43
Mittelwert [Tausend]	492,903	143,756	371,711	1340,418	3,384	0,752	1,599	3,535
SD [Tausend]	1874,603	181,060	488,438	3645,936	9,264	0,737	2,888	9,993
<b>WARTHE UND IHRE ZUFLÜSSE</b>								
n	13	2	12	12	13	2	12	12
Bereich [Tausend]	1,9-20000	55-80	39-8550	14,9-955	0,016-130	0,72-6,1	0,004-6,05	0,062-16
Mittelwert [Tausend]	1582,785	67,500	1033,083	213,200	12,785	3,410	0,856	5,069
SD [Tausend]	5533,809	17,678	2386,485	315,029	35,484	3,804	1,695	5,718

Gemessen an der Zahl der coliformen Keime hat sich in den Jahren 1998 bis 2000 der sanitäre Zustand der Oder und ihrer Zuflüsse verschlechtert, während er sich in der Warthe und ihren Nebenflüssen deutlich verbesserte. Berücksichtigt man nur die Gruppe der fäkalen coliformen

Keime, die die größte Gefahr für den Menschen darstellen, verschlechterte sich der sanitäre Zustand in diesem Zeitraum nur in der Oder selbst, wohingegen er sich in den Oderzuflüssen sowie in der Warthe und ihren Zuflüssen verbesserte.

### **4.2.3 Schlussfolgerungen**

Der hydrobiologische Zustand der Oder unterliegt gegenwärtig starken Veränderungen aufgrund der Verbesserung der Wasserqualität. Am günstigsten sieht der Unterlauf der Oder (von der Mündung des Bóbr bis Widuchowa) aus. Auf dieser Strecke ist eine Erhöhung der Gattungsvariabilität von Phytoplankton und Zoobenthos, eine Stabilisierung des Saprobitätsindex in einem Wertebereich, der auf gering oder mittelmäßig verschmutztes Wasser deutete sowie die Verbesserung des sanitären Zustands zu beobachten. Einziger ungünstiger hydrobiologischer Parameter im Unterlauf der Oder ist die hohe Konzentration von Chlorophyll-a und Phaeophytin, die insbesondere im Frühjahr / Sommer höher ist und sich aus dem Algenwachstum ergibt.

Etwas schlechter ist der Zustand der Oder zwischen Wrocław und der Bóbr-Mündung. Den schlechtesten Zustand weist die Oder im Oberlauf und in der kanalisierten Strecke auf. Dies wird durch Abwässer aus dem polnischen und tschechischen Teil von Schlesien und die verschlechterten Abbauprozesse im kanalisierten Flussverlauf verursacht.

Weitere Details sind dem Abschlussbericht des IOP-Teilprojekts 9 „Struktur und Funktionsweise des Ökosystems Oder“ zu entnehmen.

### **4.3 Basisfeldparameter und die Nährstoffbelastung der Oder**

Die Messung der Feldparameter und Nährstoffe im IOP war erforderlich, um die Proben und die Probennahmebedingungen zu charakterisieren. Die Feldparameter wurden mittels der entsprechenden Sonden vor Ort gemessen, die Nährstoffe mit Hilfe eines Feldphotometers im Labor, um

- die Situation im Fluss während der Probenahme zu beschreiben,
- eine Charakterisierung des Gewässers anhand der allgemeinen Beschaffenheitsparameter vorzunehmen und
- potenzielle Kontaminationsquellen zu erfassen.

Neben der Charakterisierung des Gewässers dienten diese Untersuchungen der

- Beschreibung des Probenstatus,
- Charakterisierung der Probenmatrix sowie
- Informationen über die Sauerstoffsituation und die Anwesenheit toxischer Substanzen wie Ammonium und Nitrit.

Ausgehend von einem Gesamtüberblick wurde eine Beurteilung des Untersuchungsgebiets in ausgewählten Abschnitte vorgenommen:

- Oberlauf am Eingang des Untersuchungsgebiets: Chalupki (km 21) und Olza (km 27,7)
- Mittellauf oberhalb der Warthe-Mündung: Obrzyca bis Kietz/Kostrzyn (km 470 - 615),
- Unterlauf unterhalb der Warthe-Mündung: Warthe bis Widuchowa (km 616 - 701).

Die Ergebnisse spiegeln den allgemeinen jahreszeitlichen Gang für gelöste Nährstoffgehalte wider: Im Frühjahr und Sommer nehmen die Nährstoffkonzentrationen aufgrund der Bioaktivität und des Algenwachstums ab, während sie im Herbst und Winter ansteigen. Dieser biologische Jahresgang ist von den hydrologischen Bedingungen überdeckt, in den wasserreichen Perioden nehmen die Konzentrationen ab, in den Niedrigwasserperioden zu. Zusätzlich ist zu berücksichtigen, dass unter Hochwasserbedingungen der verursachende Regen im Niederschlagsgebiet einerseits und die Überflutung von Uferstreifen und landwirtschaftlich genutzten Flächen andererseits von einer Nährstofferosion begleitet wird, die zu Konzentrationserhöhungen führt, wie es im Hochwasser 1997 geschah. Aufgrund der extremen Abflussbedingungen konnten die Ergebnisse aus August und November 1997 nur bedingt zur Verallgemeinerung der Nährstoffsituation in der Oder herangezogen werden.

Die Nährstoffgehalte (Mediane) ausgewählter Abschnitte sind beispielhaft für die Oder (OR) und deren Nebengewässer (OT) in Tabelle 12 dargestellt.

**Tabelle 12: Nährstoffgehalte (Mediane) in ausgewählten Oderabschnitten. Alle Angaben in mg/L**

Gebiet	n	Fluss-km	Nov 97		Mai 98		Nov 98		Juni 99		Mai 00	
			OR	OT	OR	OT	OR	OT	OR	OT	OR	OT
<b>o-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P</b>												
Polnisch-tschechische Grenze	2	21-27,7	0,25	0,493	0,323	0,313	0,408	0,073	0,187	0,272	0,278	0,846
oberhalb der Warthe-Mündung	15	470-615	0,153	0,557	0,057	0,033	0,137	0,075	0,069	0,075	0,043	0,085
unterhalb der Warthe-Mündung	6	617-701	0,143	0,27	0,015	0,037	0,128	0,125	0,088	0,076	0,17	0,211
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N</b>												
Polnisch-tschechische Grenze	2	21-27,7	3,8	3,1	0,46	0,36	0,155	0,03	0,43	0,86	0,84	0,53
oberhalb der Warthe-Mündung	15	470-615	0,8	0,3	0,03	0,07	0,13	0,08	0,02	0,06	0,01	0,03
unterhalb der Warthe-Mündung	6	617-701	0,38	0,4	0	0,05	0,09	0,15	0,02	0,04	0,03	0,06
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N</b>												
Polnisch-tschechische Grenze	2	21-27,7	2,70	1,60	3,70	1,70	2,50	0,90	2,95	1,20	4,35	4,20
oberhalb der Warthe-Mündung	15	470-615	1,90	2,15	0,95	0,20	2,40	0,95	2,20	0,15	0,93	0,90
unterhalb der Warthe-Mündung	6	617-701	2,20	1,90	0,80	0,90	2,50	1,30	1,65	1,10	0,53	1,05
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N</b>												
Polnisch-tschechische Grenze	2	21-27,7	0,157	0,187	0,132	0,321	0,0445	0,151	0,2085	0,57	0,2095	0,2665
oberhalb der Warthe-Mündung	15	470-615	0,026	0,02	0,01	0,011	0,023	0,011	0,012	0,012	0,008	0,009
unterhalb der Warthe-Mündung	6	617-701	0,022	0,028	0,011	0,013	0,022	0,023	0,022	0,025	0,008	0,011

#### **4.3.1.1 Ammonium**

Im Oberlauf wurden Ammoniumkonzentrationen zwischen 0,03 und 4 mg/L analysiert, etwa eine Größenordnung mehr als im mittleren und unteren Abschnitt. Die Konzentration und die Spannweite der  $\text{NH}_4$ -Konzentrationen deuten auf einen möglichen Einfluss von Abwasser aus Kläranlagen im Oberlauf hin. Abgesehen von der Probennahme im November 1997 weisen Mittel- und Unterlauf vergleichbare Konzentrationen im Bereich von 0,01 bis 0,1 mg/L auf. Es waren keine durchgängig signifikanten Unterschiede zwischen den Gehalten in der Oder und denen in den Nebengewässern festzustellen.

#### **4.3.1.2 Nitrit**

Nitrit nimmt eine mittlere Oxidationsstufe zwischen Ammonium und Nitrat ein. Im Oberlauf wurden Konzentrationen im Bereich von 0,05 bis 0,3 mg/L ermittelt, etwa eine Größenordnung mehr als im Unterlauf. Dieser Umstand korreliert mit den Ammoniumkonzentrationen in diesem Abschnitt.

Im mittleren und unteren Flussabschnitt lagen die Nitritkonzentrationen in Abhängigkeit von der Grundwasserspeisung und dem Ausmaß der Ammoniumoxidation im Bereich von 0,01 bis 0,03 mg/L.

Eine Differenzierung zwischen den Konzentrationen in der Oder und deren Nebengewässern war nur im Oberlauf möglich, wo letztere bis zum Faktor 2 höhere Gehalte aufweisen.

#### **4.3.1.3 Nitrat**

Bereits am Anfang des Untersuchungsgebiets lagen die Nitratkonzentrationen zwischen 1 und 4 mg/L. Als Ursache kommen die Großstadt Ostrava und die Speisung von Ostravice, Oder und Opava aus den waldreichen Beskiden, Oder- bzw. Jeseniki-Gebirgen in Betracht.

Höhere Gehalte fallen in die Probennahme 11/98, die durch erosionsbedingte Nährstoffeinträge infolge des Hochwassers geprägt ist. Einzelne Konzentrationen größer 5 mg/L wurden unterhalb der Großstadt Wrocław in den Nebenflüssen Olawa (km 250,4), Widawa (km 267) und Barycz (km 378) beobachtet.

Im Unterlauf wurden oberhalb und unterhalb der Warthemündung prinzipiell vergleichbare Gehalte im Bereich 0,2 bis 2 mg/L beobachtet. Die Nitratkonzentrationen in den Nebengewässern liegen zwischen 0,2 bis 1 mg/L, d.h. im Bereich und unterhalb der Gehalte in der Oder.

#### **4.3.1.4 o-Phosphat**

Abbildung 8 zeigt für den gesamten Untersuchungszeitraum die Veränderungen des Phosphatgehalts entlang des Flusslaufs der Oder im Vergleich zu den Zielvorgaben der LAWA sowie zu dem Grenzwert der polnischen Gewässergüteklasse 1.

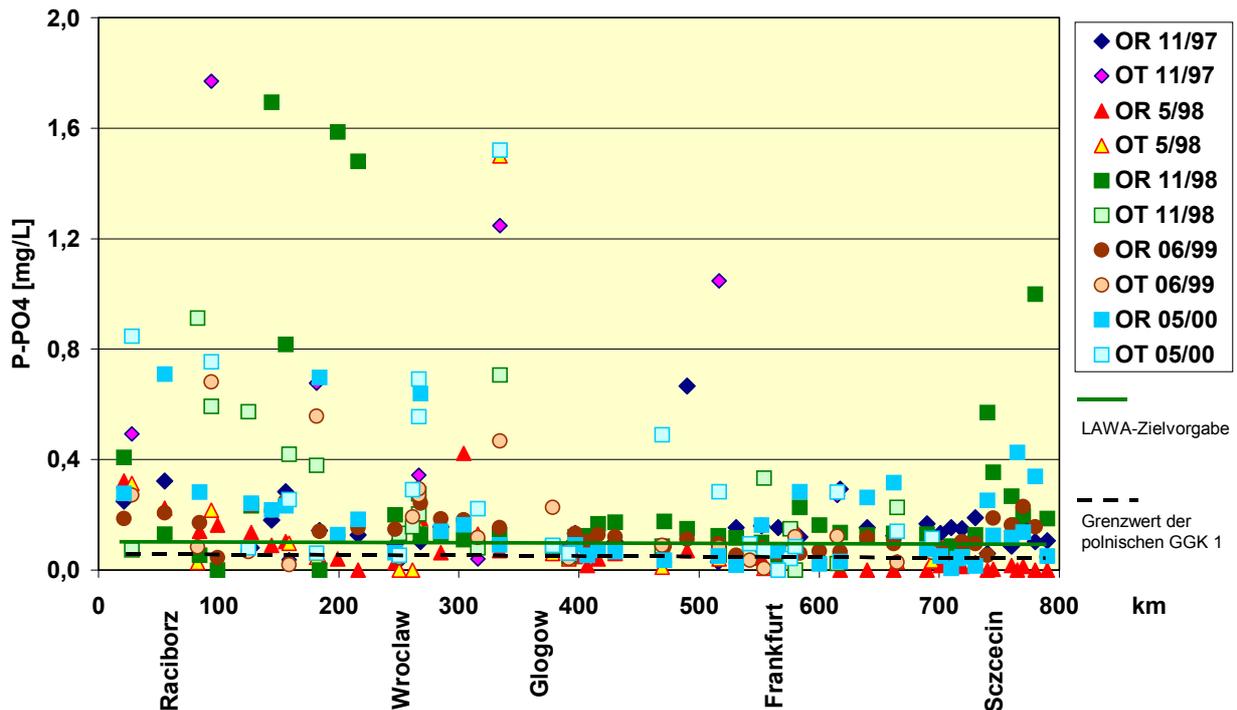


Abbildung 8: Änderungen der o-PO<sub>4</sub>-Gehalte entlang der Oder im Vergleich zur LAWA-Zielvorgabe sowie dem Grenzwert der polnischen Gewässergüteklasse (GGK) 1

Im Oberlauf weisen die Oder bei Chalupki und die Olza bereits o- PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P-Konzentrationen zwischen 0,1 und 0,8 mg/L auf, ebenso die Klodnica, die bei km 94 mündet. Weitere Spitzen werden in der Oder im Bereich der Städte Opole-Groszdownice (km 144), Opole (km 156), Skorogoszcz (km 181), Brzeg (km 199) und Olawa (km 216) beobachtet. Auch die Oder bei Wroclaw Janowiek und der Nebenfluss Zimnica (Mündung km 334) sind beim o-PO<sub>4</sub>-P-Gehalt auffällig. Im Abschnitt oberhalb der Warthe-Mündung wurden o-Phosphatkonzentrationen im Bereich 0,04 bis 0,14 mg/L gemessen, wenn man die Analysen aus dem Hochwasserjahr 1997 unberücksichtigt lässt.

Unterhalb der Warthe-Mündung wurden in der Mehrzahl o-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P-Gehalte festgestellt; die mit denen oberhalb vergleichbar sind. In Einzelfällen wird eine Zunahme beobachtet, die mit der vorrangigen landwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsgebiet der Warthe zusammenhängt.

#### 4.3.1.5 Bewertung der Nährstoffbelastung

Im Vergleich zu den Zielvorgaben der LAWA und den Qualitätskriterien für die Gewässergüte in Polen ist die Oder hinsichtlich o-PO<sub>4</sub> am stärksten belastet. Die gemessenen Gehalte entsprechen den LAWA-Klassen II (Zielvorgabe) bis IV (sehr hohe Belastung). Dabei wurden im Oberlauf im allgemeinen höhere Konzentrationen als im Mittel- und Unterlauf festgestellt, was Ausdruck der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung ist. Besonders auffällig sind auch einige Nebenflüsse wie Klodnica, Olza und Zimnica.

Die Nährstoffgehalte waren im Mai und Juni in der Regel niedriger als im November, was auf die unterschiedliche biologische Aktivität sowie unterschiedliche erosionsbedingte Nährstoffeinträge während der Probennahmezeiträume zurückgeführt werden kann.

#### 4.3.1.6 Wasserbeschaffenheit während der Probennahmen

Die erhobenen Daten repräsentativer Stationen wurden zum Vergleich den Ergebnissen der Deutsch-Polnischen Grenzgewässerkommission gegenübergestellt. Tabelle 13 zeigt die Ergebnisse.

**Tabelle 13: Wasserqualität der Oder während der Probennahmen 1997 bis 1999 im Vergleich zu den Ergebnissen der Grenzgewässerkommission (GGK)**

		1997		1998		1999	
Gebiet	Fluss-km	IOP	GGK	IOP	GGK	IOP	GGK
<b>o-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P [mg/L]</b>							
Chalupki	21	0,25		0,367		0,187	
Polecko	531	0,153	0,179	0,085	0,124	0,054	0,19
Widuchowa	701	0,133	0,134	0,0385	0,108	0,08	0,12
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N [mg/L]</b>							
Chalupki	21	3,80		0,31		0,4	
Polecko	531	0,80	2,42	0,075	0,80	0,00	0,67
Widuchowa	701	0,25	1,74	0,045	0,18	0,03	0,28
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N [mg/L]</b>							
Chalupki	21	2,70		3,10		3,00	
Polecko	531	2,50	4,00	1,70	4,10	2,20	3,70
Widuchowa	701	2,40	3,00	1,40	4,20	1,20	4,30
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N [mg/L]</b>							
Chalupki	21	0,157		0,089		0,209	
Polecko	531	0,032	0,049	0,026	0,039	0,015	0,026
Widuchowa	701	0,022	0,021	0,012	0,027	0,019	0,02

Bei Polecko (km 531) zeigt der Vergleich für den Abschnitt oberhalb der Warthe- und bei Widuchowa (km 701) für den Abschnitt unterhalb der Warthemündung bei Nitrit, Nitrat, Ammonium und o-Phosphat grundsätzliche Übereinstimmung (Tabelle 13). Allerdings sind die vom IOP gemessenen Konzentrationen stets kleiner als die Gehalte der Grenzgewässerkommission. Dieser Sachverhalt ist auf die im Mai/Juni bzw. im November liegenden Zeitpunkte der Probenahmen im IOP zurückzuführen, in denen die Nährstoffgehalte gegenüber dem Jahreswert (90 Perzentil) entsprechend dem saisonalen Verlauf kleinere Konzentrationen aufweisen.

Aufgrund der Datenlage im IOP ist eine zeitliche Differenzierung im Zeitraum 1997 bis 1999 nicht möglich. Die Daten ermöglichen eine Einschätzung zum Zeitpunkt der Probennahme. Sie sagen aus, dass jeweils im Oberlauf erhöhte Nährstoffkonzentrationen vorlagen, während im Mittel- und Unterlauf vergleichbare Gehalte auf relativ niedrigem Niveau festgestellt wurden.

## 4.4 Die Belastung der Oder mit Schwermetallen

Zu den prioritären Schadstoffen, die von allen Überwachungsprogrammen erfasst werden, gehören Ionen der Schwermetalle und Arsen. Von besonderer Bedeutung sind dabei die Elemente der KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG (1992) Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn.

Die in den Ökosystemen gefundenen Mengen entstammen sowohl geogenen als auch anthropogenen Quellen. Die ökotoxikologische Relevanz ergibt sich aus ihrer Toxizität und ihrer hohen Persistenz.

Im aquatischen Milieu kommen sie vorwiegend als

- hydratisierte Ionen
- gelöste anorganische Komplexe
- gelöste organische Komplexe und
- unlösliche Komplexe sowie
- adsorbiert an suspendierte bzw. sedimentierte Partikel vor.

Die größte ökotoxikologische Bedeutung haben hydratisierte Metallionen (FENT 1998). Welche der verschiedenen Formen dominiert, ist von den physikalisch-chemischen Eigenschaften der einzelnen Metallionen sowie den herrschenden Umgebungsbedingungen (pH-Wert, Redoxpotenzial, Salzgehalt, Gehalt an potentiellen Komplexbildnern etc.) abhängig. Durch sie wird auch die Verteilung zwischen gelösten und partikulär gebundenen Schwermetallionen maßgeblich beeinflusst. Generell werden Schwermetallionen bevorzugt an die Feststoffphasen (Schwebstoff und Sediment) eines Gewässersystems gebunden, damit transportiert bzw. darin gespeichert. Aus Sedimentuntersuchungen lassen sich deshalb Hinweise auf die Langzeitbelastung eines Gewässersystems erhalten.

Unter veränderten Umgebungsbedingungen jedoch, z.B. pH-Wert-Änderungen, Veränderungen des Redoxpotenzials, Anstieg der Salzkonzentrationen etc., wie sie z.B. bei Baggerarbeiten, Hochwasserwellen oder im Ästuarbereich auftreten, können Sedimente und Schwebstoffe zu sekundären Schwermetallquellen werden.

Um die Schwermetallsituation der Oder einschließlich Konzentrationsniveau und Transportdynamik zu verstehen, wurden deshalb die Schwermetallgehalte in den drei aquatischen Kompartimenten Wasser, Schwebstoff und Sediment systematisch untersucht.

### 4.4.1 Schwermetallkonzentrationen in der Wasserphase

Der Transport der Schwermetallionen erfolgt in der Wasserphase sowohl in gelöster als auch in partikulärer Form, d.h. gebunden an Schwebstoffpartikel. Beide Kompartimente werden in der Regel getrennt voneinander untersucht. International gebräuchlich sind  $0,45 \mu\text{m}$  als untere Grenze der Schwebstoffpartikel, die man mit üblichen Filtern noch zurückhalten kann. Bei allen Partikeln  $< 0,45 \mu\text{m}$  spricht man von Lösungstransport. Eine obere Grenze für Schwebstoffpartikel ist nicht festgelegt. Sie ist abhängig von der Wassermenge und der Fließgeschwindigkeit.

Aufgrund der großen spezifischen Oberfläche spielen Schwebstoffe, ein Partikelgemisch aus mineralischen und organischen Bestandteilen, als Absorptionspartner in Gewässersystemen eine wichtige Rolle. Sie sind das „Bindungsglied“ zwischen Wasserphase und Sediment. Aus Schwebpartikeln kann in fließberuhigten Zonen Sediment werden, umgekehrt kann aus Sediment bei einem erhöhten Wasserdurchfluss wieder zu Schwebstoff werden.

### **Gelöste Schwermetallgehalte**

Tabelle 14 zeigt für den gesamten Untersuchungszeitraum die statistischen Kenngrößen der in den einzelnen hydrographischen Abschnitten der Oder ermittelten gelösten Schwermetallkonzentrationen.

Die im gesamten Oderverlauf gemessenen Gehalte (in µg/L) schwanken zwischen 0,08 und 12,4 (As), 0,002 und 1,12 (Cd), 0,02 und 37,1 (Cr), 0,01 und 54,6 (Cu), 0,06 und 37 (Ni), 0,01 und 21,3 (Pb) sowie zwischen 0,8 und 319 (Zn). Damit liegen sie in der Regel unterhalb der Grenzwerte der deutschen und polnischen Trinkwasserverordnung.

Bei Betrachtung der Medianwerte lassen sich regionale Unterschiede erkennen. Während die Gehalte an gelöstem Cadmium im gesamten Untersuchungsgebiet in etwa das gleiche Niveau aufweisen, sind die in den Nebenflüssen und der Warthe gemessenen Arsengehalte nur halb so hoch wie die der Oder. Bei den meisten anderen Elementen sind der Ober- und Mittellauf sowie die Nebenflüsse des Oberlaufs höher belastet als der Unterlauf und die Warthe.

Saisonale Trends konnten nicht festgestellt werden. Die Maximalwerte in der gelösten Phase wurden im polnisch-tschechischen Grenzgebiet und unterhalb der Buntmetallverhüttung um Glogow beobachtet und können auf die bei Ostrawa bzw. Legnica/Glogow ansässigen metallverarbeitenden Industrien zurückgeführt werden.

**Tabelle 14: Statistische Parameter der Konzentrationen gelöster Schwermetalle; Untersuchungszeitraum November 1997 bis Mai 2000**

<b>ODER</b>	<b>Min [mg/kg]</b>	<b>Max [mg/kg]</b>	<b>Mittelwert [mg/kg]</b>	<b>Median [mg/kg]</b>	<b>rel Stabw [%]</b>
<b>Ober- und Mittellauf der Oder (Chalupki bis Warthemündung) n = 27</b>					
As	0,38	6,15	1,95	1,80	51
Cd	0,01	0,86	0,12	0,09	170
Cr	0,02	37,1	5,52	3,14	217
Cu	0,05	54,6	6,28	4,76	145
Ni	0,49	27,2	5,99	4,96	83
Pb	0,02	10,9	1,48	1,06	138
Zn	2,17	142	40,0	37,2	70
Al	1,33	1630	95,7	31,9	678
Fe	2,00	1861	163	83,0	310
Mn	0,98	334	86,6	56,7	146
<b>Unterlauf (Unterhalb der Warthe bis Pommersche Bucht) n = 32</b>					
As	0,08	12,4	2,15	2,00	79
Cd	0,002	1,09	0,10	0,06	252
Cr	0,11	14,6	2,54	1,91	128
Cu	0,05	23,4	2,77	2,42	91
Ni	0,06	12,5	2,57	2,09	93
Pb	0,01	21,3	0,54	0,20	968
Zn	1,26	202	21,4	17,3	122
Al	0,48	1540	38,0	5,21	3431
Fe	4,73	1802	52,2	27,9	529
Mn	0,82	208	28,8	19,5	156
<b>Nebenflüsse n = 23</b>					
As	0,15	5,14	1,41	1,23	95
Cd	0,01	1,12	0,15	0,07	321
Cr	0,04	23,0	3,90	1,99	239
Cu	0,05	29,2	5,86	4,01	136
Ni	0,30	37,0	5,12	4,43	100
Pb	0,02	5,57	1,57	1,12	129
Zn	0,80	152	32,0	28,0	82
Al	1,72	590	59,9	30,1	342
Fe	3,76	7298	220	76,0	993
Mn	0,86	694	182	152	99
<b>Warthe n = 15</b>					
As	0,35	2,00	0,99	0,95	40
Cd	0,02	0,82	0,09	0,05	289
Cr	0,02	8,39	1,33	0,21	1013
Cu	0,01	8,75	2,38	1,63	123
Ni	0,52	7,15	2,61	2,43	60
Pb	0,01	4,58	0,44	0,25	275
Zn	1,72	318,9	19,7	8,0	627
Al	1,73	82,8	10,55	5,93	247
Fe	12,0	864,3	88,2	48,1	303
Mn	1,42	413	84,6	55,0	170

## Schwermetallgehalte im Schwebstoff

Die statistischen Parameter der im Schwebstoff gemessenen Gehalte sind in Tabelle 15 zusammengestellt.

**Tabelle 15: Statistische Parameter der Schwermetallkonzentrationen im Schwebstoff der Oder; Untersuchungszeitraum November 1997 bis Mai 2000; n = Anzahl der Probenpunkte**

ODER	Min [mg/kg]	Max [mg/kg]	Mittelwert [mg/kg]	Median [mg/kg]	rel Stabw [%]
<b>Ober- und Mittellauf der Oder (Chalupki bis Warthemündung) n = 27</b>					
As	8,00	235	61,3	52,9	75
Cd	0,50	39,8	8,95	7,18	81
Cr	42,4	412	130	123	48
Cu	4,25	493	101	82,7	86
Ni	22,1	1287	119	68,8	224
Pb	24,4	401	121	103	58
Zn	351	31369	1914	1221	294
Al	3989	74910	30280	27483	48
Fe	20806	121316	50730	47621	36
Mn	1152	52430	5194	4480	117
<b>Unterlauf (Unterhalb der Warthe bis Pommersche Bucht) n = 32</b>					
As	1,50	120	31,7	26,0	80
Cd	0,05	50,50	5,45	4,43	123
Cr	5,18	367	121	108	62
Cu	2,10	1376	88,2	63,4	186
Ni	2,83	563	44,9	38,4	123
Pb	9,37	287	108	94,8	63
Zn	111	154684	2522	1092	1147
Al	667	74449	21835	16404	106
Fe	772	88000	28828	23784	86
Mn	856	25529	7552	7021	54
<b>Nebenflüsse n = 23</b>					
As	0,65	1927	78,8	46,1	444
Cd	0,25	120	9,02	5,37	272
Cr	37,8	1613	177	128	177
Cu	7,39	2462	182	96,8	321
Ni	8,89	3317	146	62,2	625
Pb	13,3	980	145	120	117
Zn	169	11608	1433	976	193
Al	600	92941	26182	22832	71
Fe	22705	385072	76996	70007	76
Mn	1064	29412	6097	4519	119
<b>Warthe n = 15</b>					
As	0,65	225,7	50,3	30,4	183
Cd	1,11	45,4	12,8	11,8	77
Cr	21,6	582	204	181,1	82
Cu	6,48	468	156	129	100
Ni	4,50	245	55,5	42,8	112
Pb	6,75	1311	211	115,0	236
Zn	95	10395	1586	966	212
Al	1199	48060	24229	23193	38
Fe	3467	262489	64190	49742	113
Mn	587	21078	7680	6680	76

Wie bereits bei den gelösten Schwermetallgehalten schwanken auch hier die gemessenen Gehalte stark. Die Konzentrationen [mg/kg] liegen zwischen 0,65 und 1975 (As), 0,05 und 120 (Cd), 5,18 und 1613 (Cr), 2,1 und 2462 (Cu), 2,83 und 3317 (Ni), 95 und 150000 (Zn), 600 und 92000 (Al), 772 und 385000 (Fe) sowie 587 und 52400 (Mn).

Die Bleigehalte (Mediane) lagen in allen vier Untersuchungsgebieten auf einem vergleichbaren Niveau. Die der anderen Elemente variieren dagegen von Untersuchungsgebiet zu Untersuchungsgebiet. So sind die mittleren Cadmium-, Kupfer- und Chromkonzentrationen (Mediane) in den Schwebstoffen der Warthe am höchsten. Ein Drittel niedriger sind die Gehalte im Oberlauf und den Nebenflüssen. Die geringsten Konzentrationen wurden in den Schwebstoffen des Unterlaufs mit einer abnehmenden Tendenz in Richtung Ostsee festgestellt. Für Arsen, Nickel und Zink wurden im Oberlauf und den Nebenflüssen die höchsten Gehalte beobachtet.

Bei Betrachtung der über das gesamte Einzugsgebiet gemittelten Medianwerte beträgt die Anreicherung gegenüber dem Tongesteinsstandard nach TUREKIAN UND WEDEPOHL (1961)

$$19 \text{ (Cd)} > 12 \text{ (Zn)} > 5,1 \text{ (Pb)} > 3,1 \text{ (As)} > 1,75 \text{ (Cu)} > 1,3 \text{ (Cr)} > 0,76 \text{ (Ni)}$$

Die Bewertung des gemessenen Belastungsniveaus erfolgte anhand der LAWA-Klassifikation. Beispielhaft ist dies für die Elemente mit dem höchsten Belastungsniveau in Abbildung 9 dargestellt.

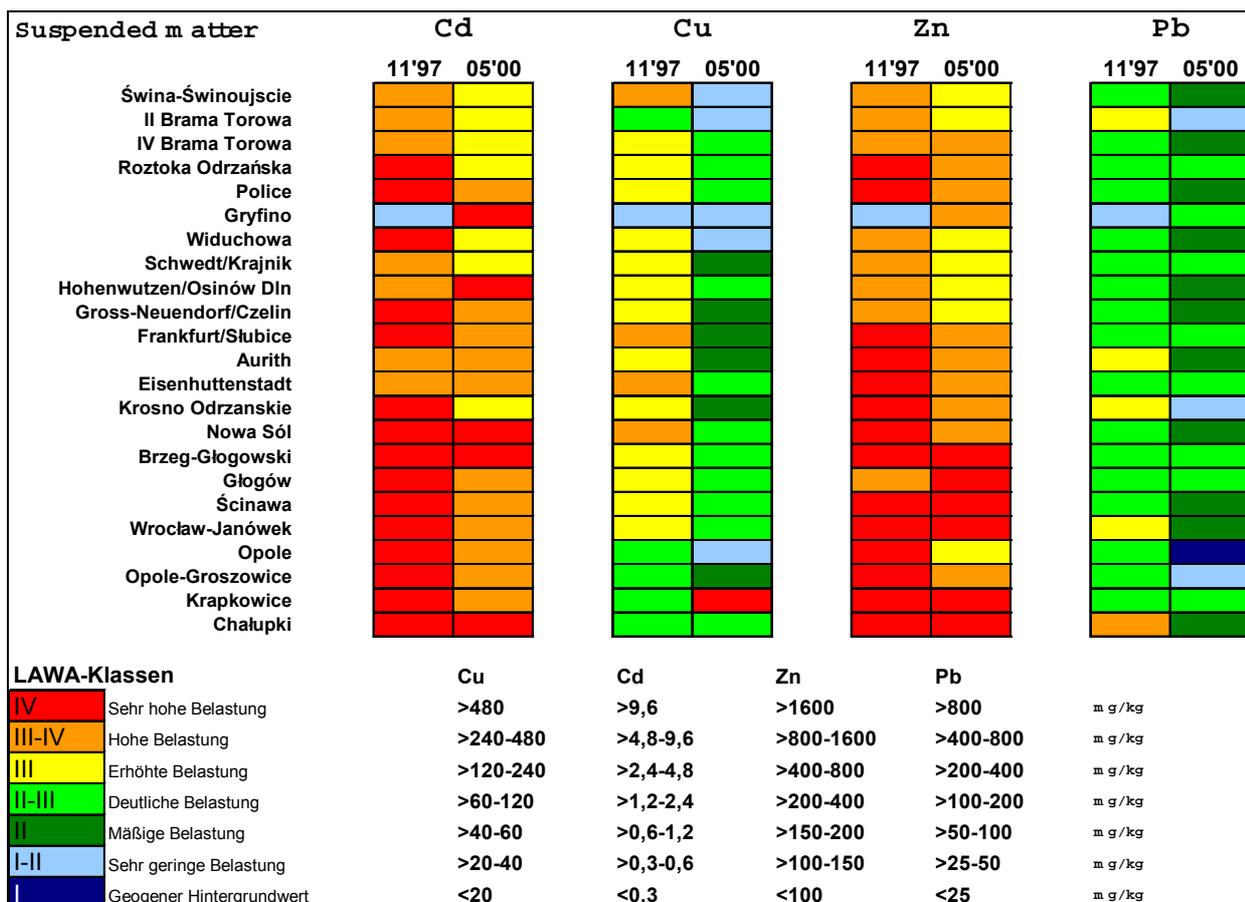


Abbildung 9: LAWA-Klassifikation der Schwermetallgehalte in den Schwebstoffen. Vergleich der Probenahmen November 1997 und Mai 2000

Bereits an der polnisch-tschechischen Grenze sind die Schwebstoffe sehr hoch mit Zink und Cadmium belastet (LAWA-Klasse IV), das Belastungsniveau ändert sich entlang des gesamten Flusslaufs nur geringfügig und erreicht erst beim Übergang ins Haff bzw. die Pommersche Bucht die LAWA-Klasse III. Die Gehalte von Blei und Kupfer liegen insgesamt auf einem niedrigeren Niveau und zeigen eine andere regionale Verteilung. So sind die Schwebstoffe des Oberlaufs direkt an der polnisch-tschechischen Grenze der Belastungsklasse II-III (deutliche Belastung) zuzuordnen. Während die Kupfergehalte unter dem Einfluss der Buntmetallverhüttung im Bereich um Glogow auf ein Niveau, das der Belastungsklasse III bzw. III-IV zuzuordnen ist, ansteigen, zeigen die Bleigehalte nur geringfügige Variationen und liegen überwiegend im Bereich der LAWA-Klasse II und II-III.

Maximalgehalte wurden im Mai 1998 in den Nebenflüssen Klodnica (As, Ni), Rudna (Cd), Osobloga (Cr) und Olawa (Cu) gefunden. Maximale Bleigehalte traten im Juni 1999 im Warthenebenfluss Notec und die höchsten Zinkgehalte im November 1998 im Haff bei Rozdoka Odranska auf.

Saisonale Effekte waren vor allem im Unterlauf der Oder zu beobachten. Dort waren während der Novemberbeprobungen die im Schwebstoff gefundenen Gehalte aller aufgeführten Elemente mit Ausnahme von Mangan deutlich höher als während der Maibeprobungen. Insbesondere die partikulären Eisen- und Aluminiumgehalte waren im November mehr als doppelt so hoch wie im Mai. Dies deutet auf einen im Herbst höheren mineralischen Gehalt an Eisen- und Aluminiumoxidhydraten im Schwebstoff hin. Eisen- und Aluminiumoxidhydrate übernehmen dann offensichtlich die entscheidende Rolle bei der partikulären Schwermetallfixierung.

#### **4.4.2 Schwermetalle in den Sedimenten**

Das Kompartiment, das die Einflüsse durch schwermetallhaltige Einträge am nachhaltigsten widerspiegelt, ist das Sediment. Die Beschreibung seiner Schwermetallsituation gibt daher Auskunft über die langfristige Belastungsentwicklung.

Aus Gründen der Vergleichbarkeit wird die Schwermetallbelastung von Gewässersedimenten als die der Korngrößenfraktion < 20 µm angegeben. Sie wurde jeweils durch Nasssiebung abgetrennt.

In Tabelle 16 sind die statistischen Parameter für die in den Sedimenten der Oder ermittelten Schwermetallgehalte zusammengestellt. Die Konzentrationen [mg/kg] liegen zwischen 2,43 und 192 (As), 0,01 und 92 (Cd), 3,64 und 1948 (Cr), 14,8 und 1276 (Cu), 0,18 und 29,78 (Hg), 11 und 272 (Ni), 19,2 und 1074 (Pb), 77,6 und 6772 (Zn), 9366 und 86900 (Al), 11900 und 119000 (Fe) sowie 253 und 12900 (Mn).

Wie bereits bei den Schwebstoffen sind auch im Sediment die Medianwerte der Chrom- und Kupfergehalte in den Feinkornfraktionen der Warthesedimente am höchsten. Auf etwas niedrigerem Niveau liegen die des Unterlaufs, gefolgt von denen des Ober- und Mittellaufs sowie denen der Nebenflüsse. Die Cadmiumgehalte hingegen sind ebenso wie die Nickelgehalte mit Ausnahme der Nebenflüsse im gesamten Untersuchungsgebiet auf einem vergleichbaren, im Fall von Cd hohen Niveau. Die höchsten Arsen-, Zink- und Quecksilberkonzentrationen im Sediment wurden im Ober- und Mittellauf beobachtet, während die höchsten Bleigehalte im Unterlauf gefunden wurden. Die Quecksilbergehalte steigen unterhalb von Brzeg Dolni unter dem Einfluss der im Bereich Legnica/Glogow befindlichen Buntmetallverhüttung.

Gegenüber dem Tongesteinsstandard nach TUREKIAN UND WEDEPOHL (1961) (Betrachtung der Mediangehalte) sind die Elemente wie folgt angereichert:

27 (Cd) > 11 (Zn) > 6,9 (Pb) > 4,1 (Hg) > 3,0 (As) > 2,6 (Cu) > 1,1 (Cr) > 0,74 (Ni)

Damit ist die Belastung mit den Elementen Cadmium und Zink aber auch mit Blei, Quecksilber, Arsen und Kupfer für die Ökosysteme der Oder bedeutend.

**Tabelle 16: Statistische Parameter der Schwermetallbelastung in den Sedimenten (Korngrößenfraktion < 20µm); Untersuchungszeitraum November 1997 bis Mai 2000**

ODER	Min [mg/kg]	Max [mg/kg]	Mittelwert [mg/kg]	Median [mg/kg]	rel Stabw [%]
<b>Ober- und Mittellauf der Oder (Chalupki bis Warthemündung) (n = 27)</b>					
As	2,43	192	75,5	78,5	53
Cd	1,22	21,7	9,24	8,75	34
Cr	20,7	400	91,0	81,7	65
Cu	31,3	298	116	98,0	59
Hg	0,65	9,41	2,68	2,46	59
Ni	23,5	108	52,9	51,8	20
Pb	19,2	343	128	120	41
Zn	333	3113	1238	1217	36
Al	21400	41000	29500	29400	14
Fe	13872	79464	42962	43021	24
Mn	329	4865	1395	1159	73
<b>Unterlauf (Unterhalb der Warthe bis Pommersche Bucht) (n = 32)</b>					
As	10,6	161	37,6	33,2	61
Cd	0,92	38,4	9,56	7,92	95
Cr	7,70	307	122	111	46
Cu	28,7	325	131	121	55
Hg	0,20	3,70	1,41	1,48	55
Ni	19,5	110	54,4	51,0	29
Pb	29,0	438	179	167	42
Zn	77,6	2140	1074	1057	45
Al	9713	86864	32349	29230	54
Fe	11868	79349	44917	44395	23
Mn	480	8272	3045	3027	44
<b>Nebenflüsse (n = 23)</b>					
As	2,43	146	61,6	62,8	68
Cd	0,01	91,7	9,12	5,56	275
Cr	3,64	535	85,8	60,8	131
Cu	14,8	1276	189	96,9	265
Hg	0,22	29,78	3,23	1,81	227
Ni	11,0	125	49,6	49,8	40
Pb	27,2	746	136	108	93
Zn	122	2197	770	634	75
Al	10900	39300	23855	23300	36
Fe	20607	119044	50362	48215	37
Mn	408	12900	2020	1720	96
<b>Warthe (n = 15)</b>					
As	4,4	129	25,9	17,8	136
Cd	0,13	87,9	14,9	9,16	184
Cr	27,7	1948	271	212	164
Cu	25,4	559	170	144	88
Hg	0,18	5,75	1,55	1,38	91
Ni	15,0	272	57,4	44,9	99
Pb	30,6	1074	236	103,8	269
Zn	170	6772	1396	849	181
Al	9366	34548	19942	18441	27
Fe	24633	119038	58411	55711	31
Mn	253	10025	3771	3515	56

Die räumliche Verteilung ausgewählter Schwermetalle und Arsen ist beispielhaft für die Probenahme Mai 2000 den Abbildungen 1 bis 8 des Anhangs zu entnehmen.

Das Belastungsmuster ist vergleichbar mit dem der Schwebstoffe. Wiederum wurden in Abhängigkeit vom Element deutliche Unterschiede beobachtet. Während die Sedimente der gesamten Oder hinsichtlich der beobachteten Cadmium- und Zinkkonzentrationen in die LAWA-Klassen III-IV (hohe Belastung) bis IV (sehr hohe Belastung) eingeordnet werden müssen, ist die Belastung mit anderen Schwermetallen wie Quecksilber, Kupfer und Blei regional differenziert. Zink und Cadmiumeinträge stehen im Zusammenhang mit dem Kohlebergbau und der Zinkverhüttung in Oberschlesien. Weitere Quellen sind Metallurgie, Farben und Lacke sowie die Kunststoffproduktion (CISZEWSKI, 1994). Hinzu kommt die hohe Mobilität beider Metalle, die dadurch über weite Strecken von ihrem Eintragsort wegtransportiert werden bzw. über den Luftweg diffus eingetragen werden können.

Bei Blei, Kupfer und Quecksilber entsprechen die Sedimente des Oberlaufs den LAWA-Klassen II und II-III. In Bezug auf Quecksilber sind dort nur die Nebenflüsse Klodnica und Bierawka, die durch chemische und metallverarbeitende Industrien des Oberschlesischen Industriereviere beeinflusst werden, der Klasse III-IV zuzuordnen. Unterhalb von Wrocław steigen die Quecksilberkonzentrationen im Sediment auf das Zwei- bis Dreifache und entsprechen den LAWA-Klassen III bzw. III-IV. Als mögliche Quellen kommen neben der Verbrennung von quecksilberhaltiger Kohle verschiedene in der Region ansässige Betriebe der Metallverhüttung und Verarbeitung sowie der chemischen Industrie in Frage. Ebenso wie die Quecksilbergehalte, die weiterhin auf hohem Niveau bleiben, steigen unter dem Einfluss der Kupfererzlaugung bei Glogow, Lubin und Polkowice sowie der Buntmetallverhüttung bei Legniza und Glogow die Kupfer- und Blei-gehalte im Sediment (Verdoppelung). Besonders hohe Kupfer-, aber auch Quecksilberkonzentrationen wurden in den Sedimenten der Nebenflüsse Kazcawa und Zimnica gefunden.

Die Belastung mit den Elementen Nickel und Chrom ist auf einem niedrigeren Niveau und im Vergleich zu den anderen Elementen als unkritisch zu betrachten. Dennoch ist eine Zunahme der Chromgehalte im Sediment unterhalb von Wrocław festzustellen. Die gemessenen Konzentrationen entsprechen im wesentlichen den LAWA-Klassen II und II-III bei Nickel sowie I-II bis III bei Chrom. Wie bereits erwähnt, weist die Warthe im Vergleich zur Oder deutlich höhere Chromkonzentrationen auf. Dabei werden die Einflüsse der dort ansässigen Metallverarbeitung deutlich.

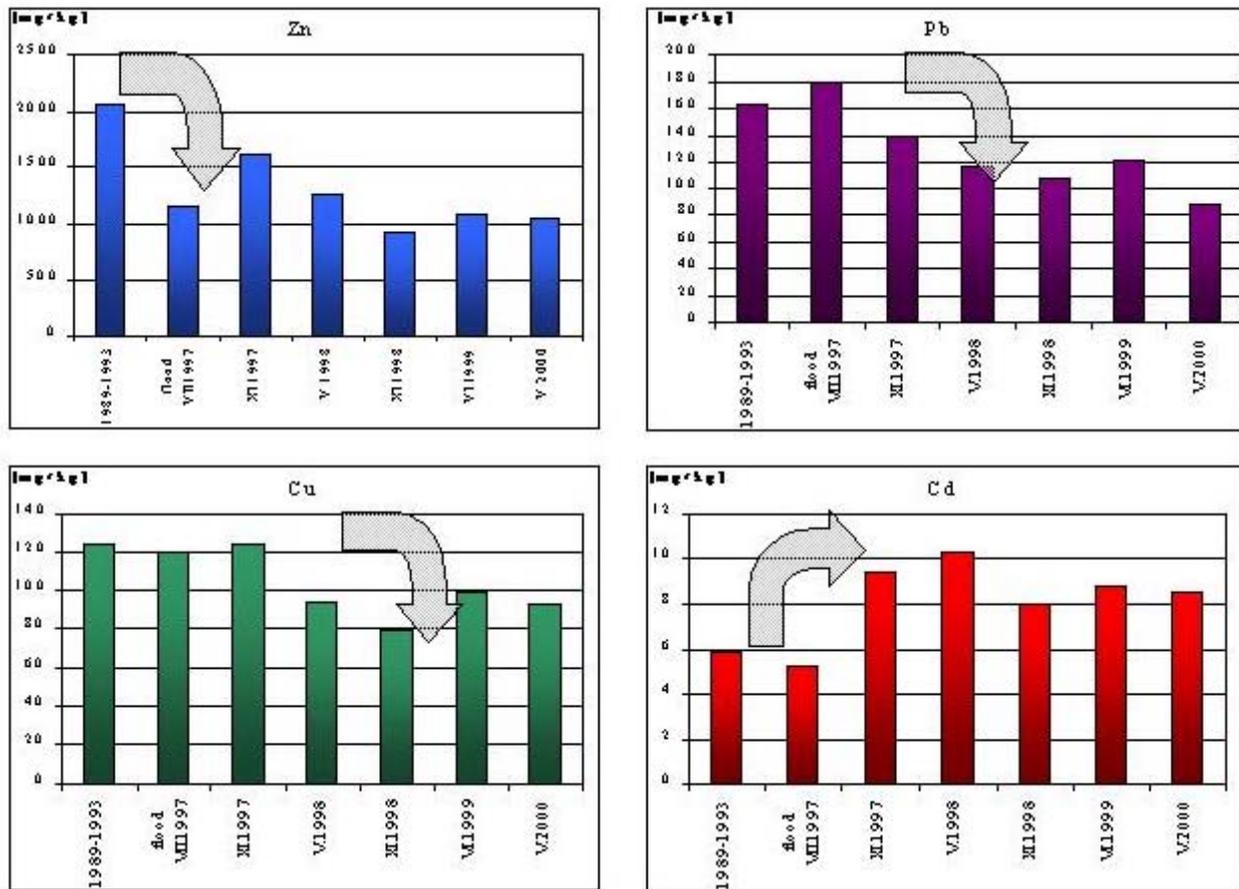
Für alle Elemente wurde ab Mitte des Stettiner Haffs ein deutlicher Rückgang der Konzentrationen im Sediment festgestellt, die beim Übergang ins Haff den LAWA-Klassen II und II-III entsprechen. Dies verdeutlicht die Rolle des Haffs als Schadstoffsenke.

#### **4.4.3 Zusammenfassung und Bewertung der Schwermetallbelastung**

Während die gelösten Schwermetallkonzentrationen im wesentlichen unterhalb der Grenzwerte der polnischen wie der deutschen Trinkwasserverordnung liegen, weisen Feststoffe der Oder zum Teil erhebliche Schwermetallanreicherungen auf. Sowohl die Schwebstoffe als auch die Sedimente sind entlang des gesamten Flusslaufs hoch bis sehr hoch (LAWA-Klassen III und III-IV) mit Cadmium und Zink belastet. Regional erhöhte Gehalte wurden für Quecksilber, Blei und Kupfer gefunden. Die Gehalte übersteigen den geogenen Hintergrund nach Turekian und Wedepohl um ein Vielfaches.

Aufgrund seines hohen Anreicherungs-niveaus bei gleichzeitig hoher Mobilität ist das nephrotoxische Element Cadmium im Bereich der Oder von besonderer Bedeutung. Es wird sowohl aus größeren industriellen Quellen des oberschlesischen Industrierevierts als auch einer Reihe kleinerer Quellen in das Flusssystem eingetragen. Darüber hinaus sind diffuse Einträge über den Luftpfad von Bedeutung.

Abbildung 10 zeigt die zeitliche Entwicklung der mittleren Gehalte ausgewählter Schwermetalle für den Zeitraum von 1991 bis 2000.



**Abbildung 10: Zeitliche Entwicklung der mittleren Schwermetallgehalte in den Sedimenten seit 1991**  
(HELIOS-RYBICKA 2001)

Während für die Elemente Zink, Kupfer und Blei ein Rückgang der Sedimentbelastung festgestellt werden konnte, ist die Kontamination mit Cadmium über den Untersuchungszeitraum im wesentlichen unverändert geblieben. Daraus ergibt sich dringender Handlungsbedarf.

#### 4.4.4 Die Schwermetallbelastung der Oder im Vergleich zu anderen Flusssystemen

Tabelle 17 zeigt eine Gegenüberstellung der mittleren Schwermetallgehalte in den Sedimenten der Oder, der Elbe, des Rheins und des Neckars. Dabei muss erwähnt werden, dass die Schwermetallgehalte der Elbe Ergebnisse von Totalaufschlüssen repräsentieren, während bei allen anderen Untersuchungen die Konzentrationen aus Königswasserauszügen der Korngrößenfraktion < 20 µm bestimmt wurden.

**Tabelle 17: Mittlere Schwermetallkonzentrationen und deren Standardabweichungen in Sedimenten von Oder, Elbe Rhein und Neckar. Güteklassen nach LAWA**

Anzahl der Messstellen		Oder 1998 82	Elbe <sup>1</sup> 1998 68	Rhein <sup>1</sup> 1992 82	Neckar <sup>1</sup> 1990 60
<b>Cd</b>	<b>mg/kg</b> <b>LAWA-Güteklasse</b>	10,8 ± 9,7 <b>IV</b>	5,0 ± 2,0 <b>III-IV</b>	0,5 ± 0,5 <b>I-II</b>	1,8 ± 2,8 <b>II-III</b>
<b>Cr</b>	<b>mg/kg</b> <b>LAWA-Güteklasse</b>	141 ± 178 <b>II-III</b>	160 ± 40 <b>II-III</b>	40 ± 14 <b>I</b>	120 ± 150 <b>II-III</b>
<b>Cu</b>	<b>mg/kg</b> <b>LAWA-Güteklasse</b>	149 ± 142 <b>III</b>	170 ± 180 <b>III</b>	48 ± 22 <b>II</b>	110 ± 110 <b>II-III</b>
<b>Hg</b>	<b>mg/kg</b> <b>LAWA-Güteklasse</b>	2,4 ± 1,9 <b>III</b>	3,7 ± 2,8 <b>III-IV</b>	0,4 ± 0,3 <b>I-II</b>	0,3 ± 0,2 <b>I-II</b>
<b>Ni</b>	<b>mg/kg</b> <b>LAWA-Güteklasse</b>	55 ± 29 <b>II-III</b>	66 ± 12 <b>II-III</b>	39 ± 6 <b>I-II</b>	44 ± 16 <b>II</b>
<b>Pb</b>	<b>mg/kg</b> <b>LAWA-Güteklasse</b>	165 ± 145 <b>II-III</b>	170 ± 110 <b>II-III</b>	70 ± 40 <b>I-II</b>	74 ± 26 <b>I-II</b>
<b>Zn</b>	<b>mg/kg</b> <b>LAWA-Güteklasse</b>	1120 ± 770 <b>III-IV</b>	1100 ± 470 <b>III-IV</b>	180 ± 150 <b>II</b>	370 ± 250 <b>II-III</b>

<sup>1</sup> PRANGE, A. et al., 2000

Auch im Vergleich zu den anderen Flusssystemen ist die Cadmiumbelastung der Oder sehr auffällig. Im Vergleich zur Elbe erreicht sie das Doppelte, gegenüber dem Neckar ist sie beim Fünffachen und dem Rhein gegenüber zwanzigfach erhöht. Im Mittel entspricht die Oderbelastung damit der LAWA-Klasse IV (sehr hohe Belastung). Im Gegensatz dazu sind die mittleren Quecksilbergehalte in der Elbe bei ca. dem 1,5 fachen der Odergehalte. Gegenüber den in Neckar und Rhein gefundenen Gehalten liegt die Belastung der Oder jedoch beim 8- bzw. 6-Fachen. Die mittleren Zink- und Kupfergehalte der Oder liegen, ebenso wie die Chrom-, Nickel- und Bleikonzentrationen auf dem gleichen Niveau wie in der Elbe. Dabei ist das Belastungsniveau der ersten beiden genannten Elemente (Klasse III-IV bzw. III) deutlich oberhalb der in Neckar und Rhein gefundenen Konzentrationen, die dort bereits 1990 bzw. 1992 das Niveau der LAWA-Zielvorgaben erreicht haben. Während die Chrombelastung der Neckarsedimente in etwa auf dem Niveau von Elbe und Oder liegen, sind alle anderen Elemente in Neckar und Rhein mindestens entsprechend einer Belastungsklasse niedriger als in Oder und Elbe angereichert.

#### **4.5 Prioritäre organische Schadstoffe in der Oder**

Neben Schwermetallen spielen im Bereich der Umwelt Kontaminationen mit toxischen und persistenten organischen Schadstoffen eine bedeutende Rolle. Deshalb wurden einerseits die wichtigsten bekannten Substanzklassen bestimmt und parallel screeningmäßig nach bisher nicht erfassten Schadorganica gesucht. Folgende Substanzklassen wurden berücksichtigt:

- Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)
- Polychlorierte Biphenyle (PCB's)
- Flüchtige organische Verbindungen (VOC)
- Pestizide
- Chlorbenzene

#### 4.5.1 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

PAK sind organische Stoffe, die sowohl natürlichen als auch anthropogenen Ursprungs sein können. Sie entstehen u.a. bei der unvollständigen Verbrennung organischer Substanzen. In die Oberflächengewässer gelangen sie durch atmosphärische Niederschläge sowie direkt aus industriellen und kommunalen Abwässern (KACZMACZYK, A. ET AL. 2000). Wegen ihrer lyophilen Eigenschaften bei gleichzeitig schlechter Abbaubarkeit sind sie in der Umwelt weit verbreitet. Der Transport erfolgt bevorzugt feststoffgebunden (sorbiert an Schwebstoffe und Sedimente). Schwebstoffe und Sedimente können mehrere mg PAK pro kg Trockenmasse enthalten (REJMAN, W. 1999, NEILSON, A.H. 2000). Einige PAK wirken carcinogen bzw. sind toxisch. Eine Überwachung der Konzentrationen ist deshalb erforderlich. Zur Abschätzung der Belastung werden gemäß der Amerikanischen Umweltschutzagentur (EPA) im allgemeinen die Konzentrationen von 16 einzelnen PAK (Naphtalin, Acenaphtylen, Acenaphten, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranten, Pyren, Benzo(a)anthracen, Chrysen, Benzo(b)fluoranten, Benzo(k)fluoranten, Benzo(a)pyren, Benzo(g,h,i)perylen, Indeno(1,2,3)pyren, Dibenzo(a,h)anthracen) bestimmt. Die Weltgesundheitsorganisation (WHO) empfiehlt die Untersuchung von 6 PAK, die sich durch eine hohe Mutagenität und Cancerogenität auszeichnen: Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benzo(g,h,i)perylen, Dibenzo(a,h)anthracen (SOSNOWSKA, M, KACZMARCZYK, A. 2000).

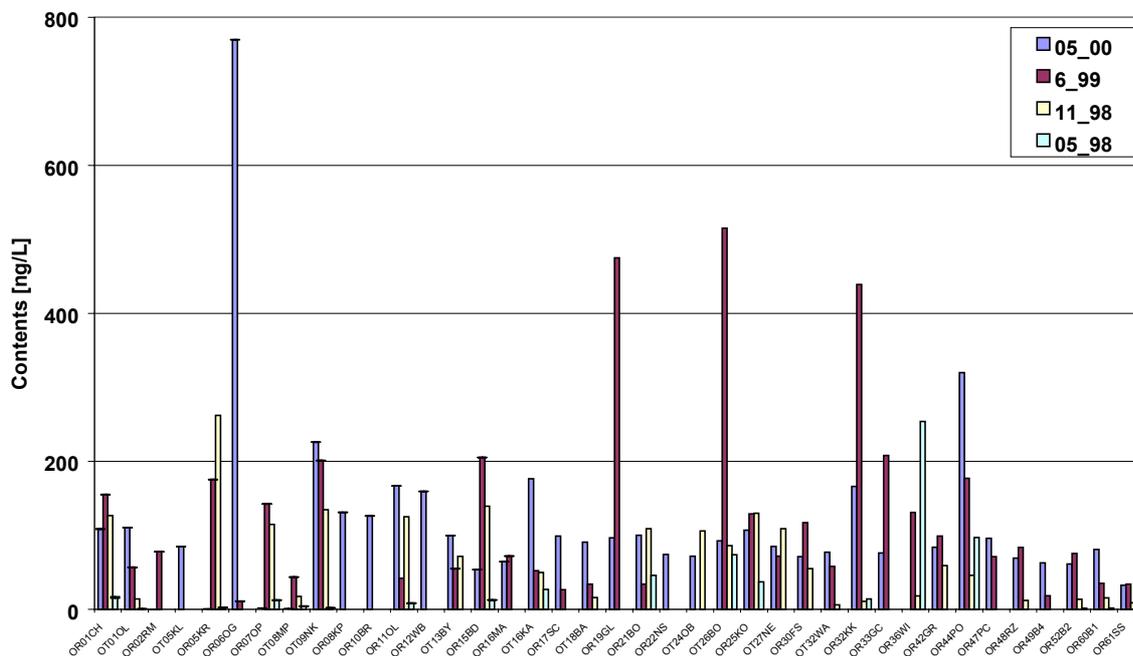
Es ist üblich, das Verschmutzungsniveau der Oberflächengewässer in Bezug auf die Summe der 6-WHO-PAK zu charakterisieren. Gewässer mit niedrigem Verschmutzungsniveau sind durch Konzentration unter 250 ng/L gekennzeichnet, Gehalte zwischen 250 und 1000 ng/L deuten auf mittelmäßig belastete Gewässer und Gewässer mit PAK-Gehalten über 1000 ng/L werden als stark verschmutzt angesehen (DOLJIDO, J. 1995). Durch polnische Normen ist das besonders schädliche Benzo(a)pyren erfasst, für das die zulässige Konzentration in allen Klassen des polnischen Bewertungssystems 200 ng/L beträgt.

Tabelle 18 zeigt die statistischen Parameter der PAH-Gehalte (Summe der WHO-PAK und der 16 EPA-PAK) in der Wasserphase für den Untersuchungszeitraum. Das Konzentrationsprofil entlang des gesamten Flusslaufs ist Abbildung 11 zu entnehmen.

**Tabelle 18: Statistische Parameter der PAK-Gehalte im Wasser ( $\Sigma$  der 6 PAK gemäß WHO bzw. der 16 PAK gemäß EPA) für die Probenahmen Mai 1998 bis Mai 2000**

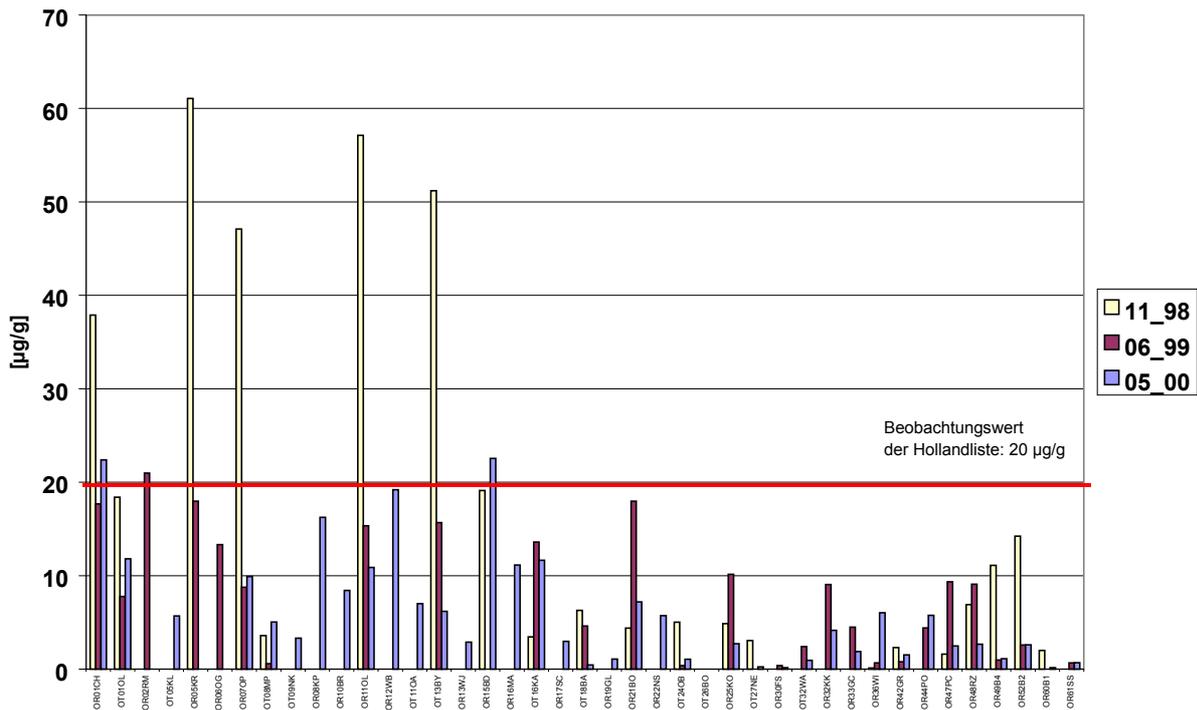
ng/L	05_98		11_98		06_99		05_00	
	WHO	EPA	WHO	EPA	WHO	EPA	WHO	EPA
<b>Mittelwert</b>	31	365	67	191	112	382	120	353
<b>Median</b>	13	219	54	146	72	236	92	254
<b>Min</b>	1	37	6	17	2	29	<1	3
<b>Max</b>	254	1514	262	663	515	1489	770	2035
<b>Std</b>	55	364	58	139	117	358	113	351
<b>n</b>	27	27	31	31	42	42	44	44

Die im Wasser gemessenen Gesamtgehalte der 16 EPA-PAK schwanken zwischen 3 und 2035 ng/L, während die Gehalte der 6 WHO-PAK zwischen 1 und 770 ng/L liegen. Damit kann das Wasser der Oder in Bezug auf PAK im allgemein als unkritisch belastet angesehen werden. Lediglich vereinzelt wurden Konzentrationen festgestellt, die das Wasser als mittelstark belastet kennzeichnen, wie beispielsweise im Mai 2000 bei Opole Grozsdowice, im Juni 1999 bei Glogow sowie in den Nebenflüssen Bobr und Warthe. Die zulässige Konzentration von Benzo(a)pyren wurde in keinem Fall überschritten.



**Abbildung 11: Konzentrationsprofile der PAK ( $\Sigma$  der 6 PAK gemäß WHO) im Wasser der Oder (OR: Oder, OT: Nebenfluss)**

In Tabelle 19 sind die statistischen Parameter der PAK-Gehalte im Sediment zusammengestellt und Abbildung 12 zeigt die Änderung der PAK-Gehalte entlang des Flusslaufs.



**Abbildung 12: Konzentrationsverlauf der PAK-Gehalte im Sediment der Oder im Zeitraum November 1998 bis Mai 2000**

**Tabelle 19: Statistische Parameter der im Sediment bestimmten PAK-Gehalte ( $\Sigma$  16 EPA-PAK's) für den Untersuchungszeitraum Mai 98 bis Mai 2000**

	5_98 µg/g	11_98 µg/g	06_99 µg/g	05_00 µg/g
<b>Mittelwert</b>	5,93	15,0	7,39	5,26
<b>Median</b>	4,77	5,01	4,47	2,98
<b>Min</b>	0,002	0,123	0,378	0,146
<b>Max</b>	16,5	61	30,6	22,5
<b>Std</b>	5,21	19,3	7,46	5,67
<b>n</b>	31	25	36	47

Es wird offensichtlich, dass der Oberlauf deutlich höhere Belastungen als der Mittel- und Unterlauf aufweist, was auf den Einfluss der dort ansässigen Industrie- und Ballungszentren zurückgeführt werden kann. Bereits an der polnisch tschechischen Grenze werden Werte oberhalb von 30 µg/g beobachtet. Diese Gehalte übersteigen zum Teil sogar den Beobachtungswert der Hollandliste. Entsprechend den Vorgaben des Nationalen Inspektorats für Umweltschutz der Republik Polen (PANSTWOWA INSPEKCJA OCHRONY SRODOWISKA 1995) darf die Bodenkonzentration in Schutzgebieten einen Wert von 1 µg/g nicht überschreiten. Auch dieser Wert ist viel niedriger als

die Gehalte der meisten untersuchten Sedimente. Auch die gemessenen Bezo(a)pyren-Konzentrationen übersteigen den Grenzwert für Schutzgebiete von 0,01 µg/g.

Insgesamt ergibt sich aus dieser Situation Sanierungsbedarf.

#### 4.5.2 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Aufgrund ihrer einzigartigen Eigenschaften, u.a. Nichtbrennbarkeit, hohe thermische Leitfähigkeit, hohe Dielektrizitätskonstante, werden polychlorierte Biphenyle (PCB) in vielen Wirtschaftszweigen z.B. als hydraulische Kühlflüssigkeit, Transformatorenöle, Imprägnierungsflüssigkeit, Schmiermittel, in Kondensatoren, sowie als Farb-, Lack- und Leimweichmacher verwendet. Darüber hinaus können sie als Kontamination in Pestiziden, Chlorphenolen und anderen Holzschutzmitteln enthalten sein. PCB entstehen beim Prozess des Zellstoffbleichens, bei der Wasserdeseinfektion mit Chlor sowie bei der Verbrennung von kommunalen Abfällen und Holz. Derzeit werden sie nur als hydraulische Flüssigkeiten im Flugwesen und Bergbau verwendet (YOUNG, E., CHOU, W. 1991, FALANDYCZ, J. 1999).

Im Rahmen des IOP wurden im Wasser und Sediment die Gehalte von 7 ausgewählten PCB's (Kongenere Nr: 28,53,101,118,153 und 180) bestimmt.

Die relevanten Kenndaten sind in Tabelle 20 zusammengestellt.

**Tabelle 20: Statistische Parameter der PCB-Gehalte ( $\Sigma$  der 7 bestimmten Kongenere) im Wasser und Sediment der Oder für den Untersuchungszeitraum Mai 1998 bis Mai 2000**

	Wasser [ng/L]				Sediment [µg/kg]			
	5_98	11_98	06_99	05_00	5_98	11_98	06_99	05_00
<b>Mittelwert</b>	2,81	30,2	22,0	3,80	6,04	10,7	18,4	17,3
<b>Median</b>	2,80	24,7	9,2	1,52	3,59	8,99	10,9	9,70
<b>Min</b>	0,70	0,82	0,63	0,06	0,08	0,70	0,08	0,22
<b>Max</b>	4,80	150	287	18,0	31,8	37,2	153	61,8
<b>Std</b>	1,32	30	44,6	5,18	6,91	8,42	26,2	16,9
<b>n</b>	9	31	41	14	28	42	49	55

Die Konzentrationen im Wasser der Oder liegen zwischen 0,06 und 287 ng/L, die im Sediment zwischen 0,08 und 153 µg/kg. Dominierende PCB waren die Kongenere 118, 138 und 153. Die Maximalwerte im Wasser wurden bei Glogow, (Juni 1999), in den Nebenflüssen Obrzyca (November 1998) und Barycz (Mai 1998) sowie bei Krapkowice (Mai 2000) gefunden. Die Maximalwerte im Sediment traten im Unterlauf der Oder sowie im Haff auf. Sowohl die polnische Klassifizierung als auch die Gewässergüteklassifizierung nach LAWA geben keine Grenzwerte oder Zielvorgaben für PCB an, wohl aber die Klassifizierung der ARGE-Elbe, die eine Zielvorgabe von 5 µg/kg pro Einzelsubstanz definiert. Abbildung 13 zeigt die im Juni 1999 gemessenen Konzentrationen anhand der Klassifikation der ARGE-Elbe. Im überwiegenden Teil der Sedimente sind die Gehalte im Bereich der Zielvorgabe bzw. liegen darunter. Lokal vereinzelt (im Bereich der Grenzoder (OR 32 bis OR 36 und im Haff u.a. bei Police) treten erhöhte Konzentrationen auf, die den Qualitätsklassen III und III-IV entsprechen. Damit sind die im Sediment der Grenzoder

gemessenen PCB-Konzentrationen vergleichbar mit denen, die von SONNENBURG ET AL. (1998) angegeben werden. Als Ursache können dort ansässige Industrien angesehen werden.

Insgesamt ist die Verschmutzung des Odersystems durch PCB überwiegend als unproblematisch anzusehen.

PCB-Nr.		118	138	153	180
OR64PB	Pommersche Bucht	III	III	III	III
OR61SS	Swina Swinoujscie	III	III	III	III
OR52B2	Zalew Szczec. Brama II	II	II	II	II
OR49B4	Zalew Szczec. Brama IV	III	III	III	III
OR48RZ	Roztoka Odrzanska	II	II	II	II
OR47PC	Police	III	III	III	III
OR46LU	Lubczyna	III	III	III	III
OR44PO	Podjuchy	II	II	II	II
OR42GR	Gryfino	II	II	II	II
OR36WI	Widuchowa	III	III	III	III
OR33GC	Gross Neuend./Czelin	III	III	III	III
OR32KK	Kietz/Kostrzyn	III	III	III	III
OT32WA	Warta	II	II	II	II
OR30FS	Frankfurt/Slubice	II	II	II	II
OR25KO	Krosno Odrzanskie	II	II	II	II
OT24OB	Obrzyca	III	III	III	III
OR21BO	Bytom Odrzanski	II	II	II	II
OT18BA	Barycz	III	III	III	III
OT16KA	Kaczawa	II	II	II	II
OT13BY	Bystrzyca	III	III	III	III
OR11OL	Olawa	III	III	III	III
OT08MP	Mala Panew	III	III	III	III
OR07OP	Opole	III	III	III	III
OR06OG	Opole-Groszowice	III	III	III	III
OR05KR	Krapkowice - Odrawaz	III	III	III	III
OR02RM	Raciborz-Miedonia	III	III	III	III
OT01OL	Olza	III	III	III	III
OR01CH	Chalupki	III	III	III	III

Klasse	µg/kg
I	n.n.
I-II	< 2
II	< 5
II-III	< 10
III	< 25
III-IV	< 50
IV	> 50

Abbildung 13: Konzentrationen von PCB's im Sediment der Oder (OR) und ihrer Nebenflüsse (OT) im Juni 1999 (Korngrößenfraktion < 2mm), Klassifizierung gemäß ARGE-Elbe

### 4.5.3 Flüchtige organische Verbindungen (VOC)

Folgende leicht flüchtige Substanzklassen wurden untersucht:

- Flüchtige schwefelorganische Verbindungen
- Aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe
- Chlororganische Verbindungen

Flüchtige schwefelorganische Verbindungen können als Folge von industriellen Einleitungen oder durch natürliche Reduktionsprozesse in Anwesenheit von organischem Material und Sulfat in die aquatische Umwelt gelangen. Diese Verbindungen gelten als toxisch und sind oft Ursache schlechter Gerüche. Die Bestimmung dieser Verbindungsklasse liefert wertvolle Hinweise auf Eintragsquellen.

Die Gehalte an schwefelorganischen Verbindungen variierten zwischen Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze 0,001 µg/L bis zu ca. 2 µg/L. Die höchsten Gehalte wurden im Oberlauf bis ca. Flusskilometer 300 gefunden. Maximalwerte traten im Juni 1999 im Haff auf. Sie sind möglicherweise auf die zu dieser Zeit erhöhten Temperaturen und dadurch beschleunigte Reduktionsprozesse zurückzuführen.

Aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe wie Benzen, Toluol, Xylen, Dekan etc. werden sowohl im Gewässer selbst durch den Abbau organischer Materie gebildet, aber auch aus anthropogenen Quellen ins Wasser eingetragen. Überraschend hohe Konzentrationen dieser leicht flüchtigen Verbindungen zwischen 50 und 60 µg/L wurden im Mai 2000 im Wasser des Oberlaufs gefunden. Im Juni 1999 wurden im Haff erhöhte Gehalte von bis zu 10 µg/L gefunden, die möglicherweise auf den Schiffsverkehr und Baggerarbeiten zurückzuführen sind.

Flüchtige chlororganische Verbindungen sind die gefährlichsten VOC und sind hauptsächlich anthropogenen Ursprungs. Sie zeichnen sich durch eine hohe Persistenz aus. Die Halbwertszeit von Tetrachlormethan beträgt ca. 60 Jahre. Diese Verbindungen werden kaum biologisch abgebaut und reichern sich in lebenden Organismen an. Die Mehrheit hat krebserzeugende, mutagene und teratogene Eigenschaften. Ihre Konzentrationen in der Luft und im Wasser variieren sehr stark und sind abhängig von den herrschenden klimatischen Bedingungen (BIZIUK, M. 1994, KOSTOPOULOU, M. ET AL. 2000). Aufgrund ihrer Gefährlichkeit hat die LAWA Zielvorgaben für diese Verbindungsklasse formuliert, die zwischen 0,001 µg/L (Hexachlorbenzol) und 3 mg/L (Tetrachlormethan) liegen. Die im Rahmen des IOP in der Oder gefundenen Konzentrationen an chlororganischen Verbindungen liegen überwiegend unterhalb der Nachweisgrenze 0,001 µg/L. Wo überhaupt Konzentrationen bestimmbar waren, lagen sie unterhalb der LAWA-Zielvorgabe. Lediglich bei Brzeg Dolny wurden stets erhöhte, im August 1997 sogar stark erhöhte Gehalte bis 834 µg/L bestimmt, die auf den Einfluss der Flutkatastrophe zurückgeführt werden können. Hier wurde auch das breiteste Spektrum dieser Verbindungsklasse gefunden. Weiter flussabwärts sanken die Gehalte wieder ab. Bei Brzeg Dolny befindet sich die chemische Fabrik „Rokita“, die auf der Liste der 80 größten Umweltgefahren steht. Ca. 27 % der Abfallprodukte zählen zur Klasse der sehr gefährlichen Abfälle. Gemäß dem Gebietsinspektorat für Umweltschutz (WIOS) emittiert Rokita freies Chlor sowie aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe in die Umwelt.

Insgesamt kann die Belastung der Oder mit leicht flüchtigen chlororganischen Substanzen aber als unproblematisch angesehen werden.

#### **4.5.4 Pestizide**

Der allgemeine Gebrauch von Pestiziden hat zu einer weiten Verbreitung in der Umwelt geführt. Chlororganische Pestizide gehören zu den gefährlichsten Substanzen für die Umwelt. Sie sind toxisch, krebserzeugend, teratogen und mutagen. Aufgrund ihrer lipophilen Eigenschaften werden sie leicht an Böden und Sedimente adsorbiert. Zusammen mit ihrer Persistenz hat dies zur Bioakkumulation und dem Eintrag in die Nahrungskette geführt.

Neben den chlororganischen Pestiziden wie HCH und DDT wurden im Rahmen des IOP auch N-P-Pestizide wie Atrazine, Simazin, Propazin bestimmt.

Die im Wasser gemessenen Konzentrationen lagen im allgemeinen unter den Grenzwerten der polnischen Verordnung des Ministers für Umweltschutz, Naturschutz und Forstwesen vom 05.11.1991, die für Organochlorpestizide einen Wert von 50 ng/L und für Organophosphorpestizide und Carbamatinsektizide einen Wert von 1 µg/L vorschlägt. Die Gehalte waren im Frühling

aufgrund der erhöhten landwirtschaftlichen Aktivität deutlich höher als im Herbst. Werte oberhalb von 50 ng/L wurden im November 1998 bei Mescherin, im Juni 1999 bei Podjuchi und Szczecin, im Oberlauf der Warte (November 1998) sowie im Mai 1998 und Juni 1999 bei Poznan beobachtet.

Die Gehalte in den Sedimenten liegen unterhalb der gemäß Hollandliste für Böden angegebenen Konzentrationen zwischen 2-6 mg/kg. Die Gesamtgehalte der N-P-Pestizide schwankten zwischen 0 und 132 µg/kg, die der Organochlorpestizide zwischen 0 und 33 µg/g. Die höchsten Gehalte wurden im Sediment bei Olawa (Mai 1998) gefunden. Dieser Untersuchungspunkt liegt im Zentrum einer landwirtschaftlich stark genutzten Region nicht weit entfernt von den Flüssen Mala Panew, Nysa Klodzka, Strobrawa und Olawa und dem illegalen Depot für Pestizidabfälle in Wronów. Dies kann auch die relativ hohen Gehalte an modernen Pestiziden im Wasser und Sediment dieser Region erklären. Hohe Pestizidgehalte in Sedimenten wurden in der Region bei Stettin und im Haff gefunden (Pommersche Bucht ca. 30 µg/kg und bei Swinoujscie ca. 26 µg/kg (Mai 1998)). Sie weisen diese Region als eine der höher belasteten aus.

#### **4.5.5 Non-Target-Screening auf bisher nicht erfasste organische Schadstoffe**

Angesichts der Diskrepanz zwischen der beschränkten Anzahl organischer Substanzen, deren Toxikologie gut untersucht ist und der enormen Zahl an Stoffen, die in die Umwelt abgegeben werden, liegt die Vermutung nahe, dass sich viele organische Substanzen unkontrolliert in der Umwelt befinden, deren ökologische Bedeutung noch unverstanden ist. Deshalb ist die Charakterisierung und Identifizierung von organischen Substanzen wichtig, die bisher in ökologischem Kontext weniger beachtet wurden oder deren Auftreten in der Umwelt bisher unbekannt ist.

Eine Strategie zu ihrer Erfassung ist das Non Target Screening mit Hilfe gaschromatographischer und massenspektrometrischer Methoden. Sie wurde sehr erfolgreich im Einzugsgebiet der Elbe angewandt (FRANKE ET AL. 1995A; FRANKE ET AL. 1995B; SCHWARZBAUER ET AL. 1999, FRANKE ET AL. 1998) und auch an der Oder mit folgendem Ergebnis eingesetzt.

#### **Sedimente**

In Odersedimenten wurden aliphatische, alicyclische, aromatische und besonders polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, Aldehyde und Methylketone, Carbonsäuren sowie Terpene gefunden. Darüber hinaus wurden die synthetischen Substanzen Phenylalkane, Alkylphenole, Alkylphenoethoxylate, Phthalate, Adipate, synthetische Moschusduftstoffe vom Isochroman- und Tetralintyp sowie in Vergleich dazu in sehr viel geringeren Mengen Chlorether, Chlorarene und Pestizide gefunden. Unter diesen wurden Phenylalkane, Alkylphenole und Alkylphenoethoxylate als typische anthropogene Marker für Einleitungen aus Produktion und kommunalen Kläranlagen erkannt.

Eine Übersicht über die Hauptkomponenten unter den organischen Substanzen in Odersedimenten liefert Abbildung 14, in der die Totalionenstromchromatogramme von fünf Fraktionen eines Odersediments aus Brzeg Dolny dargestellt sind. Neben bio- oder geogenen Substanzen, wie Hopanen, Steradienen (Fr. 1, 2) langkettigen Aldehyden und Wachsestern (Fr. 5) treten Thiosterole auf (Fr. 2), die bisher in der Umwelt nicht beschrieben wurden.

Lineare Phenylalkane (auch lineare Alkylbenzole, LAB genannt) traten hauptsächlich als Herstellungsrückstände von linearen Alkylbenzolsulfonaten (LAS) auf, die als Detergentien in

Waschmitteln und Haushaltsreinigern Verwendung finden. Da LAB keine natürlichen Quellen haben, sind sie als anthropogene Marker z. B. für Kläranlageneinleitungen geeignet. Halbquantitative Abschätzungen mit 5-Phenylundecan als Marker haben für die Oder erhöhte Werte stromabwärts der Städte Raciborz, Wroclaw und Glogow ergeben.

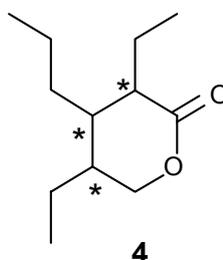
Weitere in Odersedimenten aufgetretene anthropogene Substanzen sind Alkylphenoethoxylate (APEO), die entsprechenden Carboxylate (APEC), sowie ihre Abbauprodukte Octyl- (OP) und Nonylphenole (NP), isomere Octyl- und Nonylphthalate (Weichmacher), die synthetischen Moschusduftstoffe Galaxolid (HHCB) und Tonalid (AHTN) sowie ein im Zusammenhang mit diesen Untersuchungen erstmals in der Umwelt identifiziertes Oxidationsprodukt des Galaxolids, Galaxolidon.

## Wasser

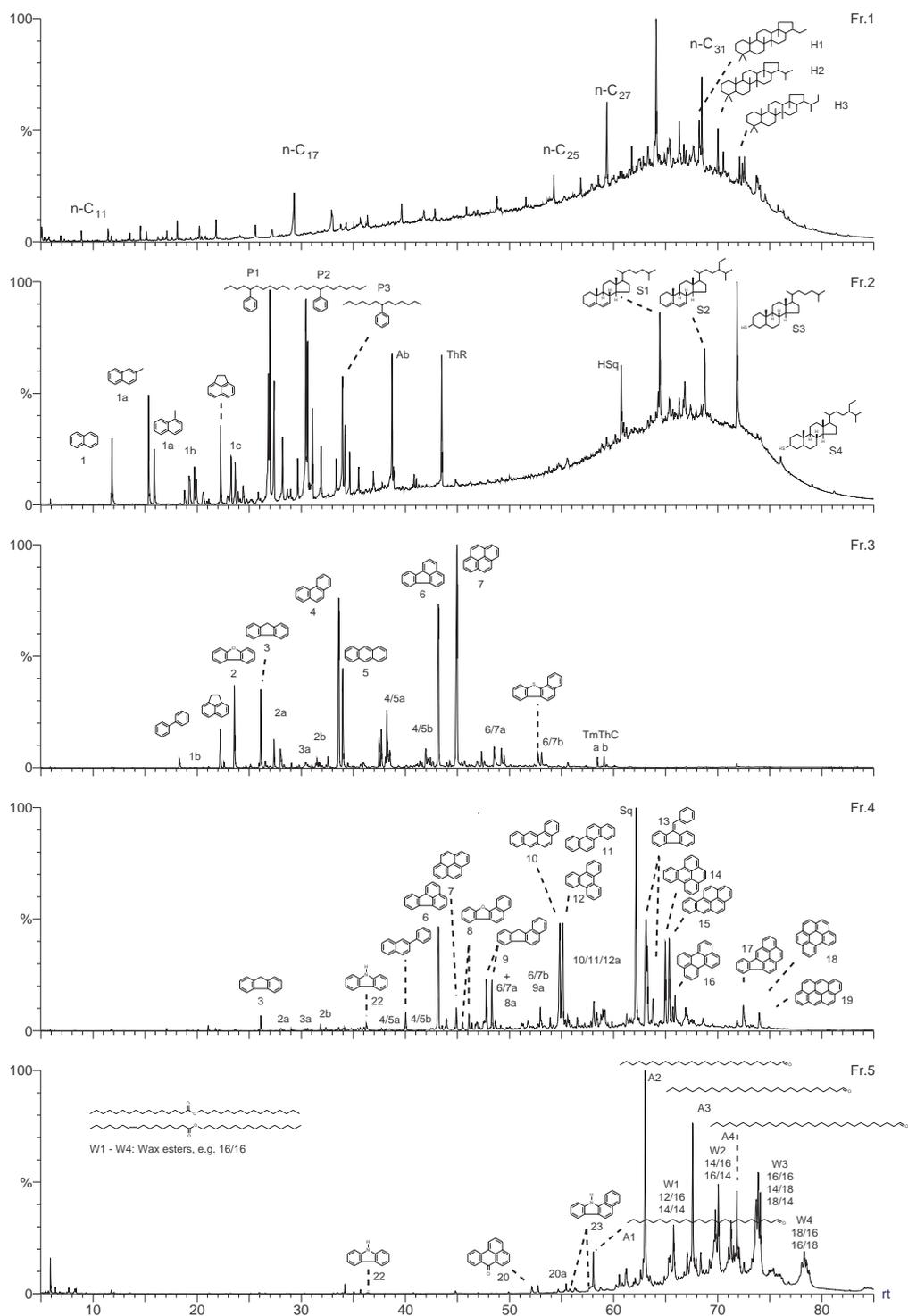
Obwohl das Ausmaß und die Zusammensetzung der Belastung mit organischen Substanzen in Wasser und Sediment sehr verschieden ist, konnten viele Substanzklassen in beiden Kompartimenten, wenn auch in sehr verschiedenen Konzentrationen, nachgewiesen werden.

Unter den Triterpenoiden im Odersystem können Cholesterol und die davon abgeleiteten Faekalsterioide Coprostanol ( $5\beta$ -Cholestan- $3\beta$ -ol) und Coprostanon ( $5\beta$ -Cholestan-3-on) als Marker für unzureichend geklärte Abwässer dienen (SUBBIAH ET AL 1974, DAWSON UND BEST 1975). Andere Marker, wie Phenylalkane (LAB) wurden bereits erwähnt (EGANHOUSE 1986, EGANHOUSE ET AL 1983). Die wesentlich toxischeren *iso*-Nonylphenole (NP), Abbauprodukte von Nonylphenoethoxylaten (NPEO) (GIGER ET AL 1984, RENNER 1997), stammen aus der Anwendung von NPEO als nichtionische Tenside in Haushalt and Industrie (BLACKBURN UND WALDOCK 1995, BENNIE 1999). Abgesehen von direkten Emissionen aus Produktionsstätten haben NP und LAB also die gleichen Quellen. NP sind verhältnismäßig stabil in der Umwelt, sie bioakkumulieren (AHEL UND GIGER 1993) und ihre Toxizität sowie ihre östrogenen Effekte sind Gegenstand einer Reihe von Untersuchungen (COMBER ET AL 1993, GRANMO ET AL 1989, JOBLING UND SUMPTER 1993).

Antiandrogene Wirkungen werden auch bei den ebenfalls in der Oder gefundenen Phthalat-Weichmachern vermutet (GANGOLLI 1982, LAMB ET AL 1987, MYLCHREEST 1998, BRUNS-WELLER UND PFORDT 2000). Für Phthalat- und Adipat-Weichmacher wird 2-Ethylhexanol in großen Mengen als Alkoholkomponente eingesetzt, bei dessen Synthese aus Butanal 3,5-Diethyl-4-*n*-propyltetrahydropyran-2-on **4** als unerwünschtes Nebenprodukt entsteht.

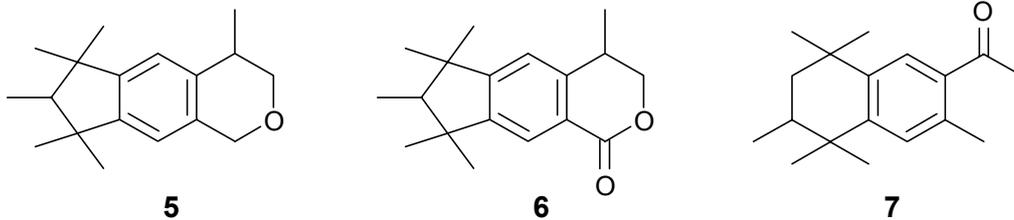


Das verbreitete Auftreten dieser Substanz nicht nur in der Oder, sondern auch in Elbe und Rhein deutet auf die Produktion dieser Weichmacher als mögliche Quelle hin.

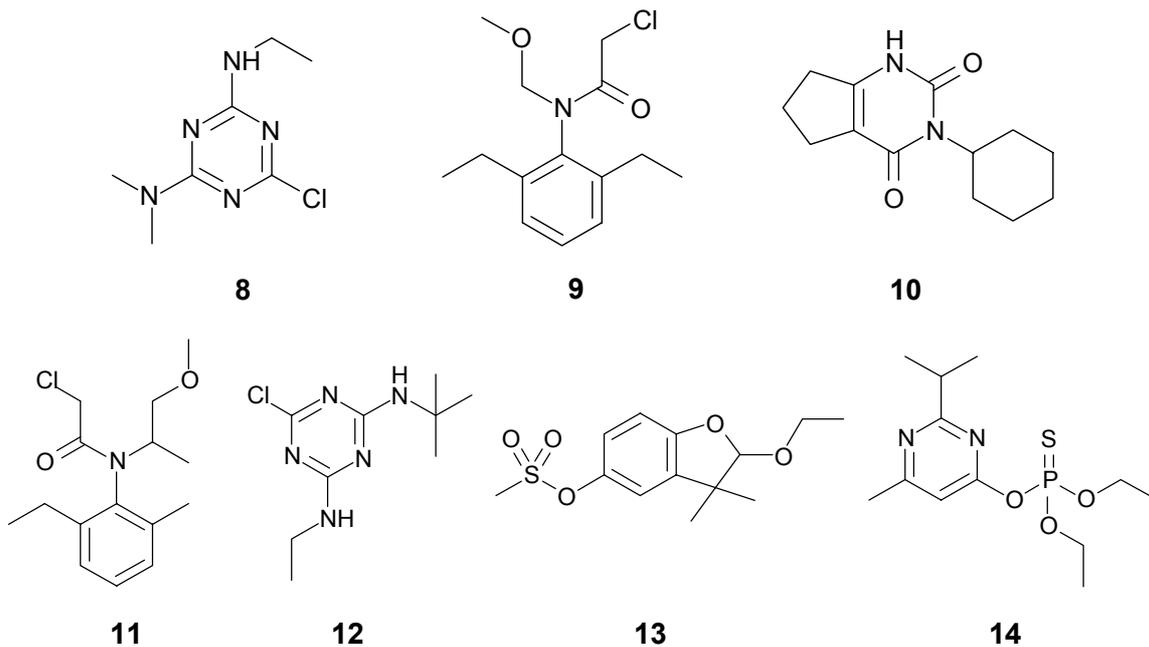


**Abbildung 14: Chromatogramme eines Odersediments aus Brzeg Dolny (OR15BD, Fraktionen 1-5). 1 Naphthalin (a, b etc. Methyl-, Dimethyl- etc.), 2 Dibenzofuran, 3 Fluoren, 4 Phenanthren, 5 Anthracen, 6 Fluoranthren, 7 Pyren, 8 Benzonaphthofuran, 9 Benzfluoren, 10 Benzanthracen, 11 Chrysen, 12 Triphenylen, 13 Benzofluoranthen, 14 Benzo[e]pyren, 15 Benzo[a]pyren, 16 Perylen, 17 Indenopyren, 18 Benzo[ghi]perylen, 19 Dibenzo[def,mno]chrysen, 20 7*H*-Benz-[de]anthracen-7-on, 22 Carbazol, 23 Benzcarbazol, A Aldehyde, Ab Abietan, H Hopane, HSq Hexahydrosqualen, S1 S2 Steradiene, S3 S4 Thiosterole, TmThC a Isomer von b 3,3,7-Trimethyl-1,2,3,4-tetrahydrochrysen, ThR Tetrahydroreten, W Wachsester**

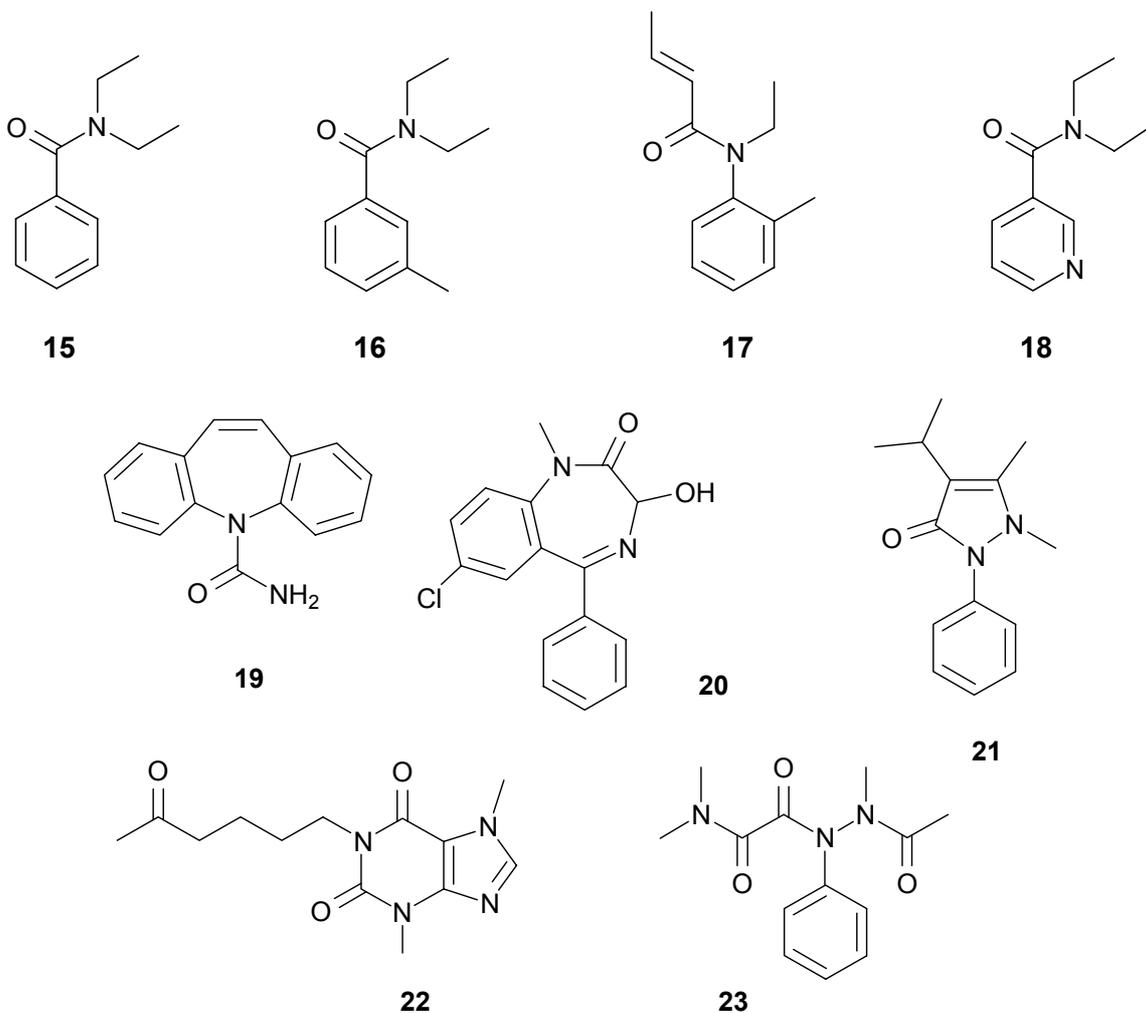
Unter den in der Oder gefundenen polycyclischen Moschusduftstoffen stellen Galaxolid **5**, sein Oxidationsprodukt Galaxolidon **6** und Tonalid **7** die wichtigsten Komponenten dar, eine Beobachtung, die auch für die Elbe und andere Gewässer gilt und mit den Produktionsmengen polycyclischer Moschusduftstoffe korreliert. Darüber hinaus traten bei Raciborz zusätzlich Phantolid und Chrysolid auf.



In der Oder häufige Pestizide waren Atrazin **8** und Alachlor **9**. Atrazin, Alachlor und Lenacil **10** traten auch in der unteren Nysa Klodzka (OT09NK) auf. In einigen Fällen wurden darüber hinaus Metolachlor **11**, Terbutylazin **12**, Ethofumesate **13** und Diazinon **14** nachgewiesen.

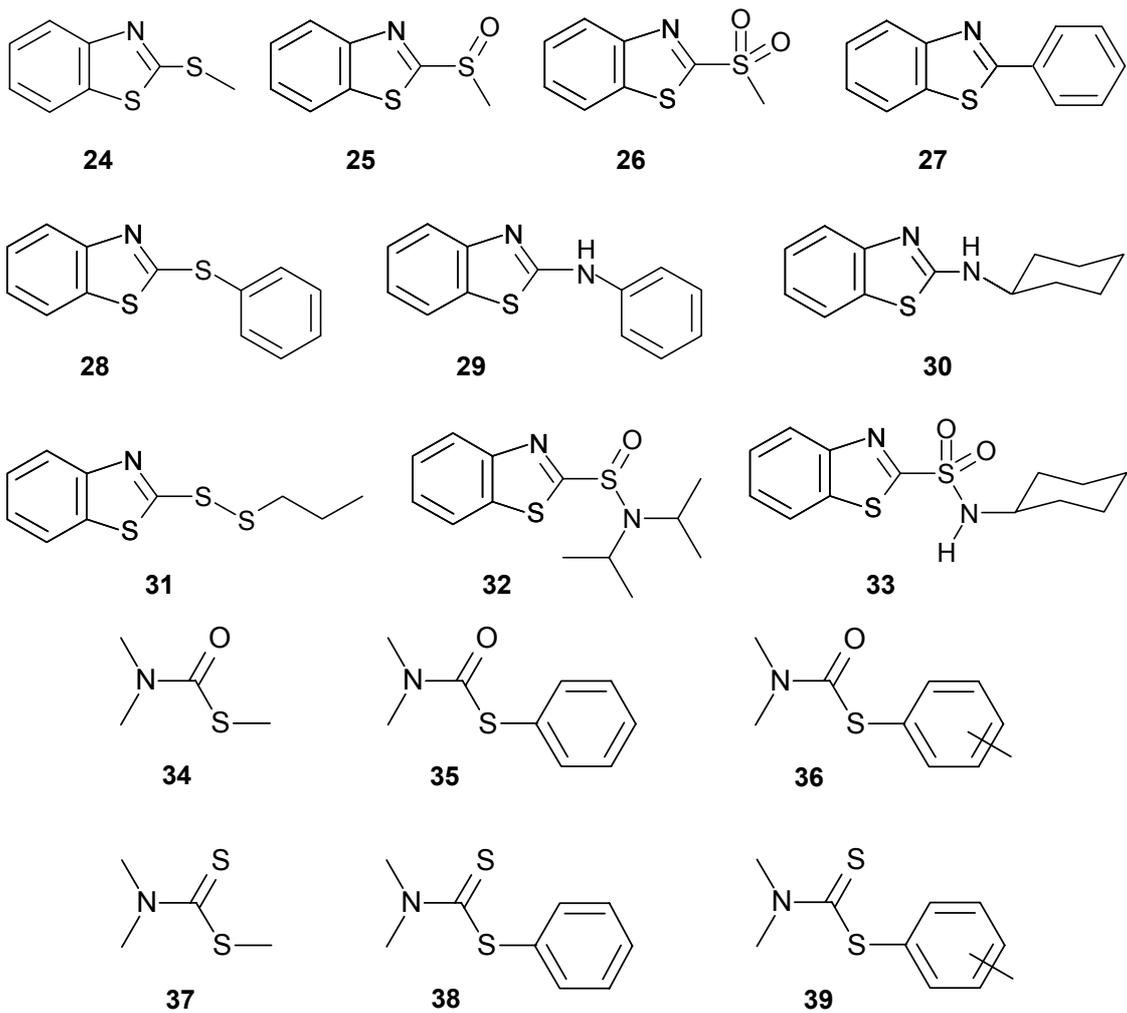


Im Vergleich zu diesen Pestiziden extrem hohe Gehalte von *N,N*-Diethyl-3-methylbenzamide (DEET) **15** wurden 1997 in der oberen Oder festgestellt. DEET wird als Insektenschutz hauptsächlich gegen Mücken verwendet. Die großen Mengen in der Oder deuten jedoch eher auf eine Quelle hin, die nicht direkt mit seiner bestimmungsgemäßen Anwendung zusammenhängt. Darüber hinaus wurden die strukturell verwandten Benzamide *N,N*-Diethylbenzamid **16**, *N,N*-Diethylnicotinamid **18** und das Acarizid *N*-Ethyl-*N*-*o*-tolyl-crotonamid, (Crotamiton) **17** im Oderwasser identifiziert.

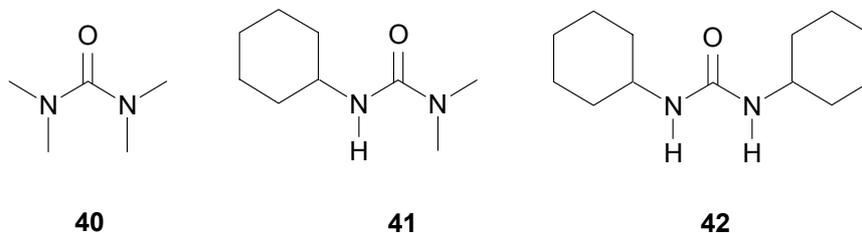


Auf verschiedenen Wegen z. B. als Emissionen aus ihrer Herstellung, Krankenhaus- und Haushaltsabwässern sowie landwirtschaftlichen Anwendungen in Tierzucht und Tiermast gelangen Substanzen aus pharmazeutischen Produkten in die Umwelt (RICHARDSON UND BOWRON 1985, EMUDIANUGHE ET AL 1983, STUMPF ET AL 1996). In der stark belasteten Strzegomka wurden die Pharmaka Carbamazepin **19**, Temazepam **20**, Pentoxifyllin **22** und Propyphenazon **21** nachgewiesen. Darüber hinaus war Carbamazepin in der gesamten und Pentoxifyllin in der oberen Oder um Raciborz vertreten. Dioxopyramidon **23**, das uns auch aus der Elbe bekannt ist, stellt ein Oxidationsprodukt des Aminophenazons (Pyramidon®) dar, das in Weseuropa nicht mehr verwendet wird. Aufgrund seiner hohen Wasserlöslichkeit ist Dioxopyramidon analytisch nicht leicht zu erfassen und sein Nachweis in nur wenigen Proben bedeutet daher nicht, dass es nur selten vorkommt.

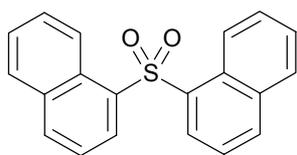
Die Strzegomka erwies sich als extrem mit Benzothiazolderivaten kontaminiert. Insgesamt wurden 17 Benzothiazole der Strukturgruppen **24** - **33** identifiziert, viele darunter bisher unbekannt in der Umwelt. Die Hauptkomponenten mit Konzentrationen oft über 10 µg/L im Wasser waren 2-Methylthiobenzothiazol **24**, seine Oxidationsprodukte 2-(Methylsulfonyl)- **26** und 2-(Methylsulfinyl)-benzothiazol **25**, N-Cyclohexyl-(2-benzothiazolyl)-sulfonamid **33**, 2-Phenyl- **27** und 2-Phenylthiobenzothiazol **28**. Für weitere Einzelheiten wird auf den Abschlussbericht des IOP-Teilprojekts 2 „Spurenanalyse organischer Schadstoffe, Nontarget Screening“ verwiesen.



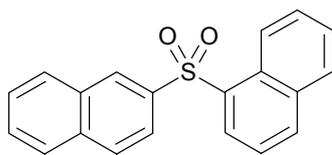
Eine zweite Gruppe hochkonzentrierter Industriechemikalien in der Strzegomka waren *N,N*-Dimethylthio- **34** - **36** und Dithiocarbamate **37** - **39**. Bemerkenswerterweise wurde zudem *N,N*-Dimethylthiocarbamoylchlorid gefunden, das immerhin in Wasser langsam zersetzt wird, so dass erhebliche Einleitungen stattfinden müssen, wenn die Substanz überhaupt nachzuweisen war. Darüber hinaus kamen die Harnstoffderivate **40** - **42** vor.



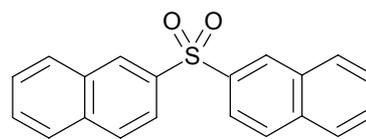
Diphenylsulfon konnte in der gesamten Oder nachgewiesen werden und am Belastungsschwerpunkt Brzeg Dolny wurden die bereits aus Untersuchungen des Elbesystems (SCHWARZBAUER 1997) als Umweltkontaminanten bekannten Dinaphthylsulfone **43** - **45** festgestellt.



43

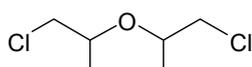


44

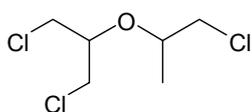


45

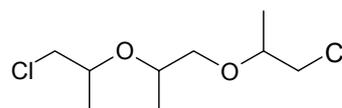
Chlororganische Substanzen, charakteristisch für die Emissionen der chemischen Industrie in Brzeg Dolny waren Tetrachlorethan, Tetrachlorethen, 1,2,3-Trichlorpropan, Tetra- und Pentachlorbutadiene, Chlorbenzole, Chloranisole und Bis(chlorpropyl)ether **46 - 51**.



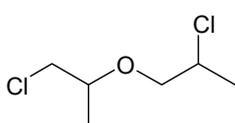
46



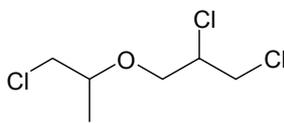
48



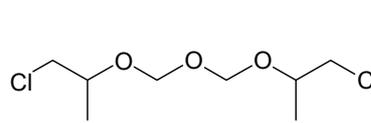
50



47



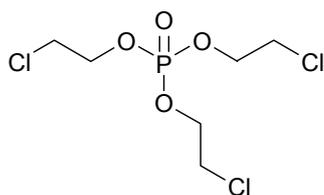
49



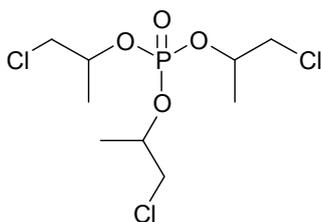
51

Die Chlorbis(propyl)ether **46 - 49** (sowie 1,2,3-Trichlorpropan) stellen unerwünschte Nebenprodukte industrieller Chlorhydrinchemie dar und waren aus Untersuchungen der Elbe bekannt. Erstmals als neue Umweltschadstoffe in der Oder identifiziert wurden bei Brzeg Dolny die Isomerengruppen der Chlorether **50** und der Chloracetale **51**.

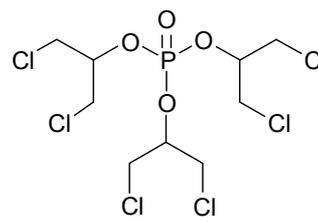
Andere mit Ethylenchlorhydrin, Chlorpropanol sowie Epichlorhydrin in Zusammenhang stehende, in Brzeg Dolny eingeleitete Substanzen waren die Phosphorsäureester des Chlorethanol **52**, Chlorpropanols **53**, Dichlorpropanols **54**, und des Chlorethanol sowie des Phenols **55, 56**.



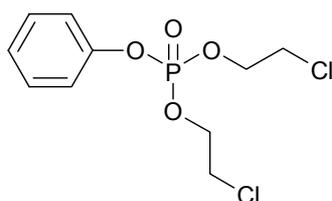
52



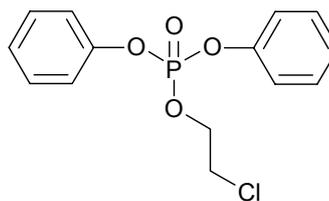
53



54



55



56

#### **4.5.6 Fazit**

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass die Belastung der Oder durch Kontaminationen mit PAK dominiert ist. Diese können sowohl natürlicher als auch anthropogener Herkunft sein. Die vor allem im Sediment des Oberlaufs sehr hohen Gehalte der 16 EPA-PAK sind auf den Einfluss des oberschlesischen Industriereviere sowie des Industriegebiets um Ostrawa zurückzuführen, wo die PAK sowohl durch direkte Einleitungen als auch über den Luftweg in die Oder gelangen. Die Konzentrationen anderer prioritärer organischer Schadstoffe (PCB, chlororganische Pestizide) sind regional z.T. erhöht, die Belastung der Oder ist jedoch als relativ unkritisch zu betrachten. Weitere Einzelheiten sind den Abschlussberichten der Teilprojekte 10, 11 und 12 zu entnehmen.

Die Ergebnisse des Non-target Screenings verdeutlichen die dringende Notwendigkeit die große Zahl synthetischer organischer Substanzen im Odersystem, von denen hier lediglich eine Auswahl vorgestellt wurde, hinsichtlich der Notwendigkeit ihrer Erfassung in Monitoringprogrammen und der Verringerung zu bewerten.

Als besonders problematisch sind dabei naturgemäß Substanzen anzusehen, über deren Auswirkungen in der Umwelt keine Kenntnisse vorliegen. Im Odersystem wurden in diesem Zusammenhang zwei herausragende Belastungsschwerpunkte festgestellt, an denen erstmals in der Umwelt identifizierte Substanzen neben bekannten Schadstoffen auffielen: Es sind dies Brzeg Dolny (OR15BD) und der Nebenfluss Strzegomka (OT12SB). Eine Reihe anthropogener Markersubstanzen, wie Phenylalkane, Alkylphenole, Alkylphenoethoxylate und Fäkalsteroiden können im Monitoring der Identifizierung von Emissionsquellen dienen.

Für die Überwachung der Wasserbelastung sollten eine Reihe „moderner“ Pestizide, hauptsächlich Herbizide sowie pharmakologisch wirksame Substanzen zumindest lokal in Monitoringprogramme aufgenommen werden. Beunruhigend sind die oben genannten Industriechemikalien, die durch direkte Einleitungen von Betrieben die Oder bzw. ihre Nebenflüsse verschmutzen, da über ihre Auswirkungen in der Umwelt wenig bekannt ist. Einige, z. B. Chlroalkyl- und Chlorarylphosphate sowie Chlorpropylether sind nachgewiesenermaßen mutagen bzw. cancerogen.

#### **4.6 Metallorganyle in den Sedimenten der Oder**

Die ökotoxikologische Wirkung der Schwermetalle hängt wesentlich von ihrer Verfügbarkeit und damit ihrer Zustandsform ab. Einige Elemente wie Quecksilber, Zinn, Blei und Arsen bilden metallorganische Verbindungen, deren Toxizität sich von der der freien Metallionen unterscheidet. Um die Stoffkreisläufe umfassend aufzuklären, ist es daher notwendig, neben den Gesamtgehalten auch die Konzentrationen einzelner Spezies zu untersuchen. Deshalb wurden im Rahmen des IOP die Bestimmung der gegenüber den Schwermetallionen toxischeren Zinn- und Quecksilberorganyle in das Untersuchungsprogramm einbezogen.

#### **4.6.1 Zinnorganische Verbindungen**

Zinn, das bereits seit mehr als 5000 Jahren elementar oder in seinen ungiftigen anorganischen Verbindungen vom Menschen verarbeitet wird, findet in Form seiner metallorganischen Verbindungen erst seit den letzten 50 Jahren industrielle Anwendung (BLUNDEN, S.J. ET AL., 1984). Zinnorganische Verbindungen werden als Licht- und Wärmestabilisatoren für Kunststoffe sowie als Biozide, vor allem in Antifoulingfarben für Schiffsrümpfe verwendet. Das in Schiffsanstrichen verwendete Tributylzinn gehört zu den ökotoxischen Substanzen mit östrogenen Wirkung. Mit Ausnahme der Methylzinnverbindungen, die durch Biomethylierung entstehen können, sind alle übrigen Zinnspezies anthropogenen Ursprungs (GUARD ET AL. 1981). Basisprodukt mit breiter Anwendungspalette ist überlicherweise Tributylzinn (TBT). In Gewässer wird TBT kontinuierlich durch den Abrieb des Anstrichs von Schiffsrümpfen, durch Abwässer der Hersteller und Anwender, z.B. von Papierfabriken eingetragen.

Die Erfassung der Belastung der Oder mit zinnorganischen Verbindungen wurde im Rahmen des IOP nach Entwicklung der benötigten leistungsstarken Analytik durchgeführt.

Im folgenden wird die Belastung exemplarisch für die Probennahme Mai 2000 auf Basis der Klassifizierung der ARGE-Elbe (ARGE 1999) für einzelne Flussabschnitte dargestellt und diskutiert.

##### **Belastung des Oberlaufs**

Wie Abbildung 15 zeigt, wurden punktuell Monobutylzinn (MBT)- und Dibutylzinn (DBT)-belastete Sedimente gefunden. Beide Substanzen stellen Abbauprodukte des TBT dar.

Im Süden weisen die Nebenflüsse Bierawka (OT04BI) und Klodnica (OT05KL) höhere MBT- und DBT- Konzentrationen auf. Diese Flüsse entwässern das Kerngebiet des Oberschlesischen Industriegebiets mit seinen Steinkohlevorkommen. Hier befinden sich auch Betriebe der Eisen- und Stahlerzeugung sowie der chemische Industrie. Die nachgewiesenen Zinnorganyle DBT und MBT lassen als Quelle eine PVC-Produktion wahrscheinlich erscheinen. Dibutylzinn ist hier der übliche Stabilisator. Nördlich von Krapkowice (OR05KR) findet sich ebenfalls eine Sedimentbelastung. In diesem Bereich ist chemische Industrie und auch eine Papierfabrik ansässig. Beide kommen als mögliche TBT Quelle in Frage. Die übrigen punktuellen Belastungen mit MBT oder DBT liegen im Bereich der schiffbaren Oder mit zahlreichen Schleusen und anderen Schifffahrtseinrichtungen und stellen wohl TBT-„Altlasten“ dar.

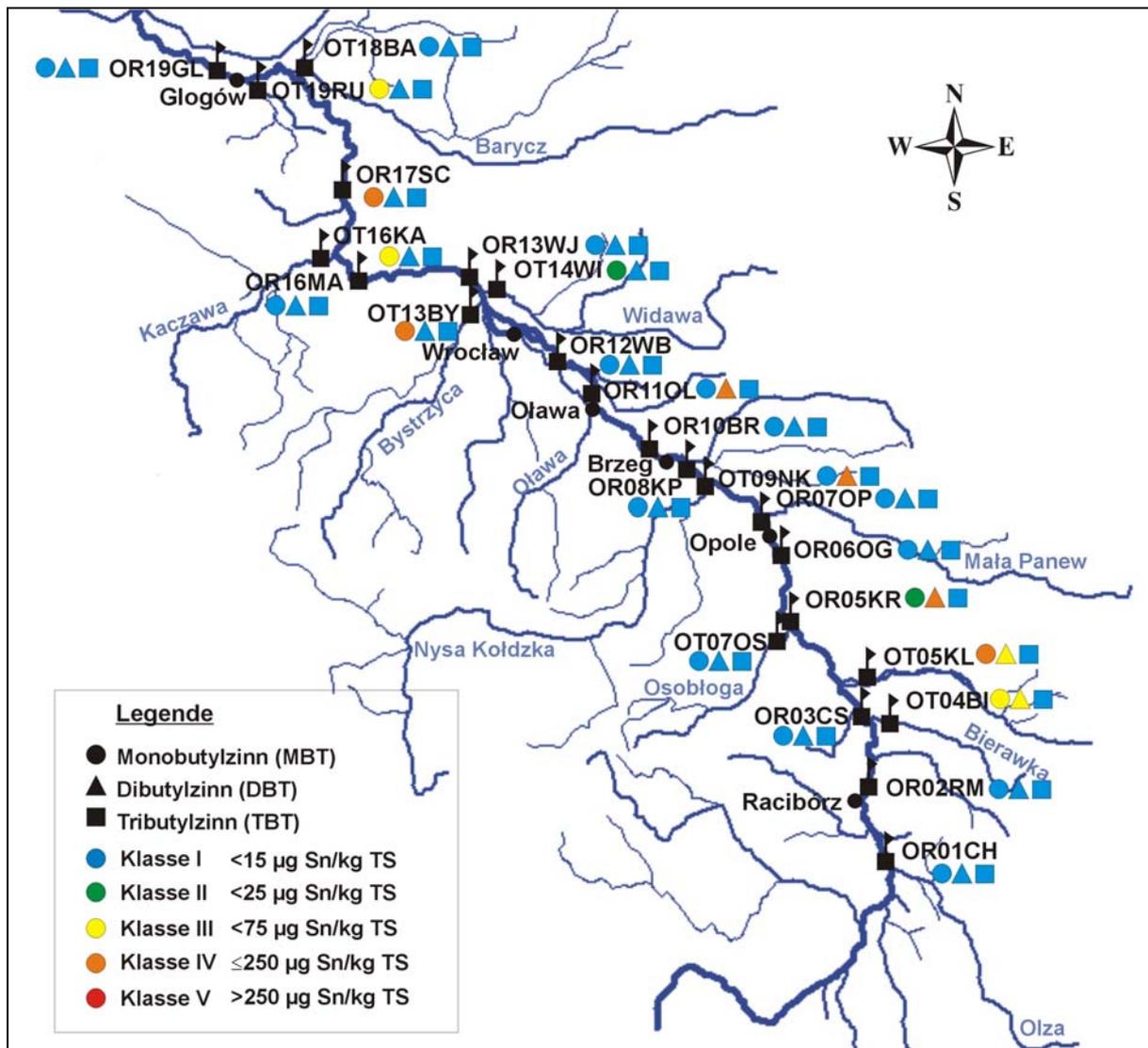


Abbildung 15: Zinnorganyle im Oderoberlauf im Mai 2000

### Belastung des Oder-Mittellaufs

Abbildung 16 zeigt die Probenpunkte mit den ermittelten Gehalten an Organozinnverbindungen.

In der Hohensaaten-Friedrichstaler-Wasserstraße wurden im kleinen Hafen vor der Schleuse zur Westoder (OT34HW) deutlich erhöhte Konzentrationen an MBT und DBT nachgewiesen. Auch am Zufluss der Warthe (OT32WA) wurden erhebliche Mengen Dibutylzinn gefunden. Mögliche Quelle könnten auch hier Abbauprodukte der Antischleimmittel im Abwasser der Papierfabrik in Kostrzyn (Küstrin) sein. Sehr hohe Gehalte an Monobutylzinn  $529 \mu\text{g Sn/kg TS}$  und geringe Gehalte an Dibutylzinn wurden bei Eisenhüttenstadt (OR28EI) nachgewiesen, was möglicherweise auf den Einfluss der zu DDR-Zeiten dort angesiedelten Petrochemie und der damit verbundenen Chemieindustrie zurückgeführt werden kann. Weitere Belastungen (bis Klasse IV und V) wurden in der Region Sulechów/ Zielona Góra, Glogow sowie bei Nietkow gefunden. Ursachen dürften die dort ansässigen Chemiebetriebe und die Schifffahrt sein.

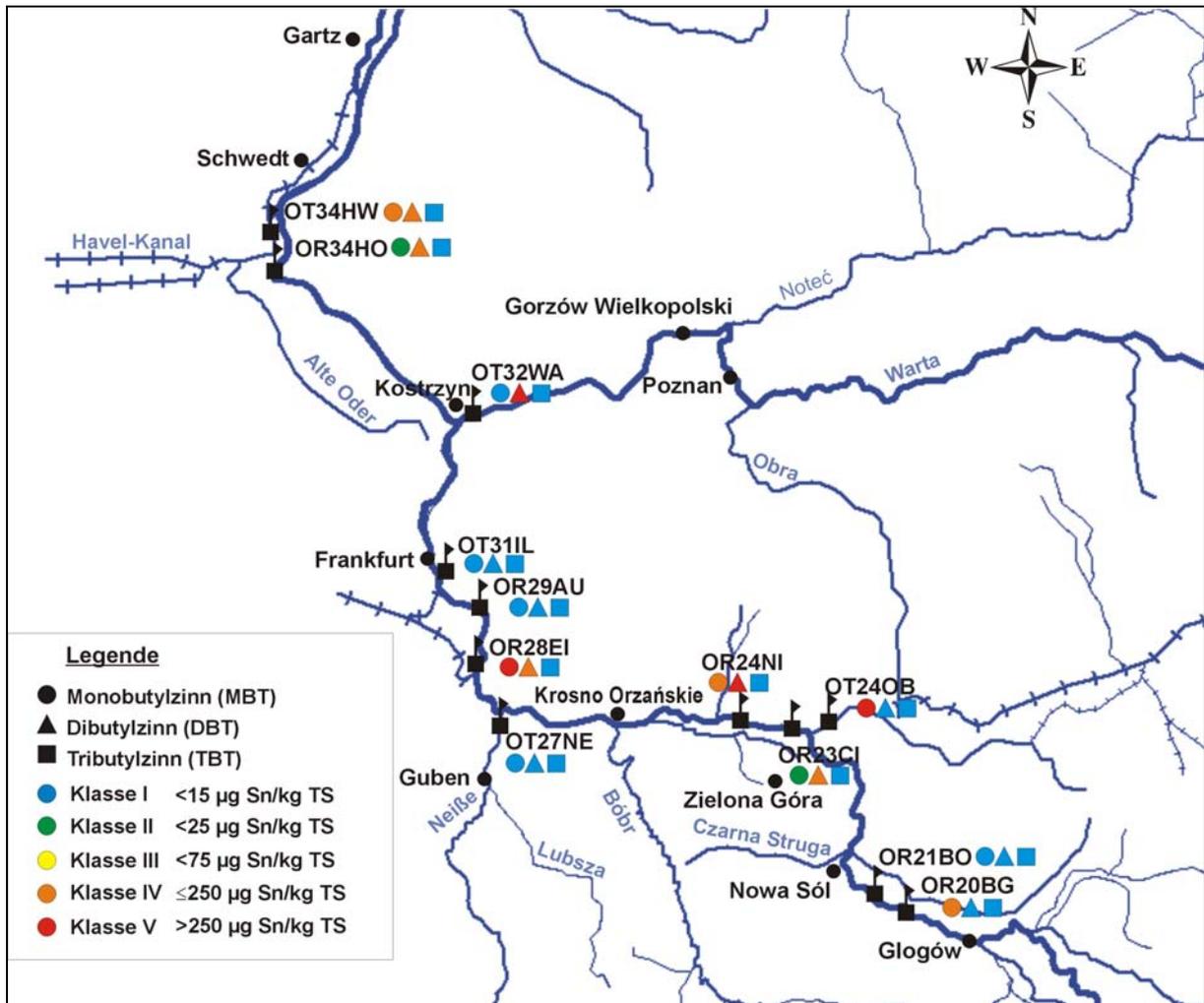


Abbildung 16: Zinnorganyle im Odermittellauf im Mai 2000

### Belastung des Oder-Haffs

Das Oderhaff mit seiner Hafenmetropole Stettin ist hinsichtlich der Belastung mit Butylzinnverbindungen von besonderem Interesse, denn Häfen sind in mehrererlei Hinsicht für die Untersuchung von OZV- Gehalten von Bedeutung. Zum einen werden oft vor Ort große Mengen an TBT eingetragen, vor allem über Abwässer von Werften und Farbpartikel, die bei der Säuberung von Schiffsrümpfen frei werden und durch die Auslaugung von Antifoulinganstrichen der dort verkehrenden Schiffe. Zum anderen handelt es sich bei Hafenbecken um Stillwasserbereiche, in denen sich Schwebstoffpartikel, die stark schadstoffbefrachtet sein können, bevorzugt ablagern. Außerdem liegt das Haff im Ästuar- Bereich der Oder, die TOC- reichen und anoxischen Sedimente können OZV besonders gut anreichern und sind hochpersistent.

Diese Faktoren führen im allgemeinen zu einer außergewöhnlich hohen Belastung von Hafensedimenten, insbesondere mit TBT. Durch die regelmäßige Ausbaggerung der Hafenbeckeneinfahrten und die Umlagerung von Sedimenten im Rahmen von Unterhaltungsmaßnahmen ist die Gefahr groß, dass TBT aus den Hafensedimenten wieder zurück ins Wasser gelangt und dort toxisch auf aquatische Organismen wirkt.

Den im Rahmen dieser Arbeit ermittelten Stand der Belastung im Sommer 2000 zeigt die Abbildung 17.

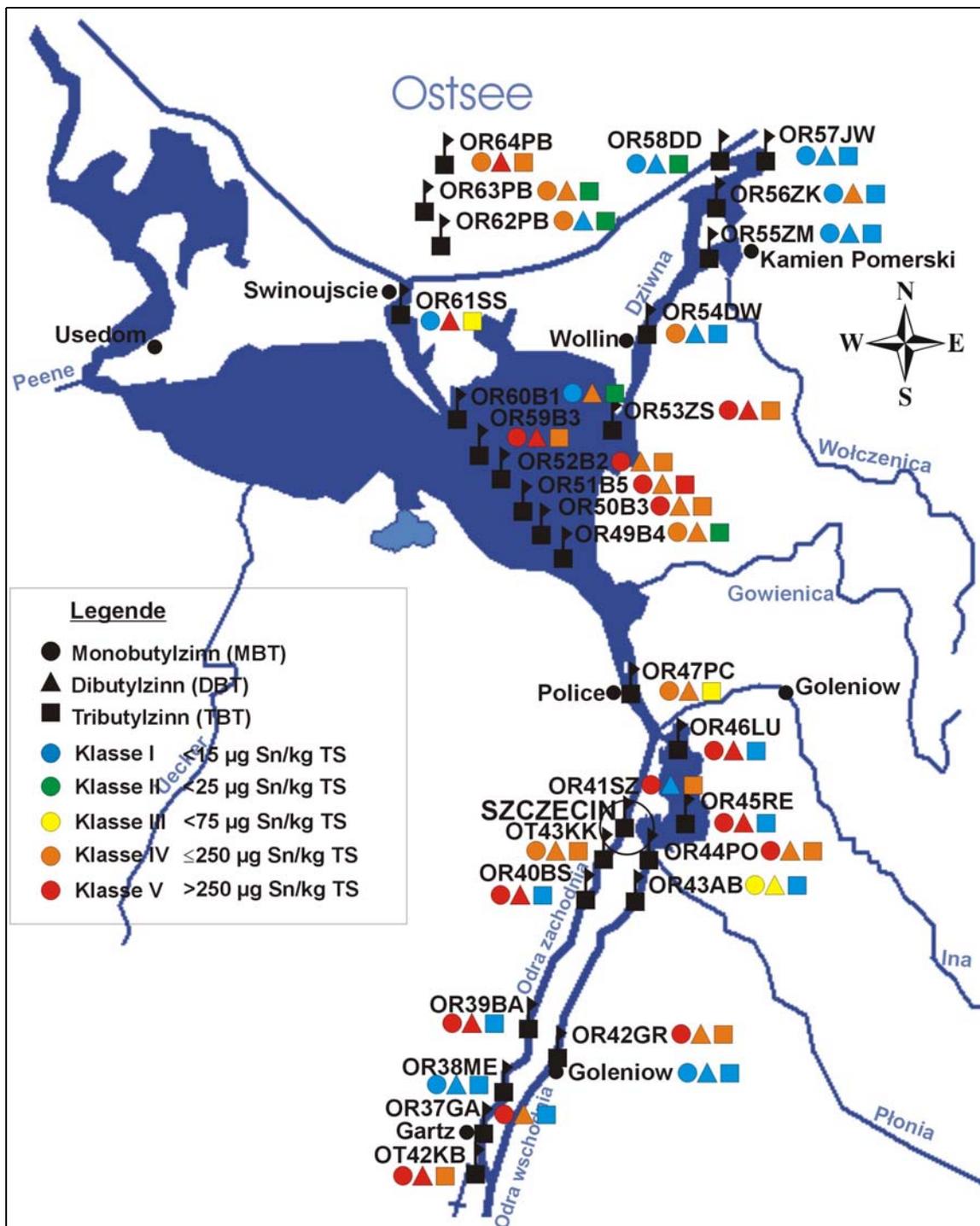


Abbildung 17: Zinnorganyle im Oderhaff im Mai 2000

Tatsächlich wurden im Haffbereich der Oder z. T. extrem hohe Organozinngehalte bestimmt. Der Spitzenwert wurde bei Lubczyna (OR46LU) in Form der TBT- Abbauprodukte MBT

(1,3 mg Sn/kg TS) und DBT (0,7 mg Sn/kg) bei einer Gesamtmenge von 2 mg Sn kg TS gemessen.

Darüberhinaus wurden sehr hohe TBT-Werte entlang der Fahrwasserbegrenzungsbojen im Osthaff gefunden (OR50B3 bis OR59B3). Dort betrug die TBT-Konzentration zwischen 204 und 255 µg Sn/kg TS. Das bei Unterhaltungsmaßnahmen der Fahrrinne anfallende Baggergut dürfte damit nach den Empfehlungen der ARGE- Elbe erst nach einer Auswirkungsprognose, in der ermittelt wird, ob Gefahren für die Umwelt am Ort der Deponierung entstehen, umgelagert werden (Klasse IV). Das Sediment bei den Bojen 5/6 (OR51B5) wäre von einer Umlagerung ausgeschlossen (Klasse V).

Folgt man der Oder Richtung Ostseemündung, so nehmen die Gehalte an OZV bei Swinoujscie wieder ab, hier ist die Oder recht schmal, es gibt keine strömungsberuhigten Zonen, Sedimentation findet weniger statt.

In der Ostsee nach der Mündung werden auf der Schifffahrtsroute wiederum recht hohe Gehalte gemessen, die im Durchschnitt der Klasse IV zuzuordnen sind.

Abseits der Schifffahrtsroute entlang der Dziwna zur Ostsee, nördlich von Wollin, waren die Gehalte an OZV gering. Zudem waren nur MBT und DBT nachweisbar.

Vom Haff ausgehend, stromaufwärts im Papenwasser, findet sich bei Police (OR47PC) ebenfalls eine recht hohe Belastung.

Weiter stromaufwärts teilt sich die Oder in Ost- und Westoder. Die Ostoder fließt durch den Damm'schen See (Jezioio Dabie), wo Spitzenwerte zwischen 350 und 1300 µg Sn/kg TS an Mono- und Dibutylzinn gemessen wurden (OR46LU, OR45RE, OR44PO). Die Belastung mit TBT ist gering. Im See befinden sich große strömungsberuhigte Zonen, so dass das „TBT-Langzeitgedächtnis“ hier besonders nachhaltig funktioniert.

In den Sedimenten der Westoder (Odra zachodnia) finden sich im Bereich des Stettiner Hafens (OR41SZ) hohe MBT- (287 µg Sn/kg TS) und TBT- Werte (178 µg Sn/kg TS). Auch die Sedimente des Kanals Kurowski erreichen die Klasse IV und sind hinsichtlich ihrer Umlagerung problematisch.

Sehr hohe MBT und DBT- Belastung der Klassen IV und V findet man noch an drei weiteren Probennahmepunkten der Westoder (OR40BS, OR39BA, OR37GA) und an der Zufahrt zum Kanal Beltze. Die Westoder wird stark vom Schiffsverkehr genutzt. Bei Gartz (OR37GA) und Gryfino (OR39BA, OR42GR) gibt es regelmäßig verkehrende Autofähren.

Insgesamt betrachtet ist die Belastung mit OZV im Unterlauf der Oder sehr hoch. Belastungen von mehr als 300 µg Sn/kg TS werden heute an der Elbe nur im Umfeld von Werften in Hamburg und Cuxhaven beobachtet (ARGE Elbe 1999). In deutschen Nordseehäfen werden jedoch auch noch höhere Konzentrationen im Sediment gefunden, dort ist aber das Tributylzinn die dominierende Verbindung.

Im Oderhaff und dessen Einflussgebiet dominieren dagegen die TBT- Abbauprodukte Monobutylzinn und Dibutylzinn. Dies deutet daraufhin, dass die Spitze der Kontamination auch in Polen bereits überschritten ist und der aktuelle Eintrag an TBT abgenommen hat. Diese Beobachtung wird derzeit weltweit gemacht (ARGE Elbe 1999) und dürfte auch in Polen an der Umstellung der Antifoulinganstriche auf die weniger TBT- emittierenden Self Polishing Copolymers (SPC) liegen. Anzumerken ist allerdings, dass die Reduktion der Belastung mit OZV in Polen von hohem Niveau ausgeht, so dass es sicher noch einige

Jahre dauern wird, bis sich die Situation der in westeuropäischen Flüssen angeglichen hat. Hinsichtlich der Abbauraten gibt es keine gesicherten Erkenntnisse. Außerdem differieren sie in Abhängigkeit von den Umgebungsbedingungen stark, so dass über einen möglichen Zeitraum nur spekuliert werden kann.

Die aktuellen Messergebnisse zeigen jedenfalls, dass die Umlagerung von bei Unterhaltungsmaßnahmen im Hafenbereich anfallendem Baggergut problematisch ist. Die Belastung der Sedimente muss in die beiden höchsten Klassen des Bewertungsschemas der ARGE- Elbe eingeordnet werden. Es wird danach zumindest eine Auswirkungsprognose erforderlich.

### Belastung der Warthe

Der größte Nebenfluss der Oder, die Warthe, weist kaum Belastungen mit Organozinnverbindungen auf. Abbildung 18 zeigt die klassifizierte Messwerte entlang des Flusses.

Auffällig ist lediglich die sehr hohe punktuelle Konzentration von DBT (351  $\mu\text{g Sn/kg TS}$ ) neben kleineren Mengen MBT und TBT im Sediment von Biedrusko (WA08BD) hinter Posen (Poznan). Dort befindet sich eine Papierfabrik. Bei der Papierfabrikation wird TBT als Biozid gegen den Zellulose – Abbau durch Insekten, Pilze und Bakterien eingesetzt.

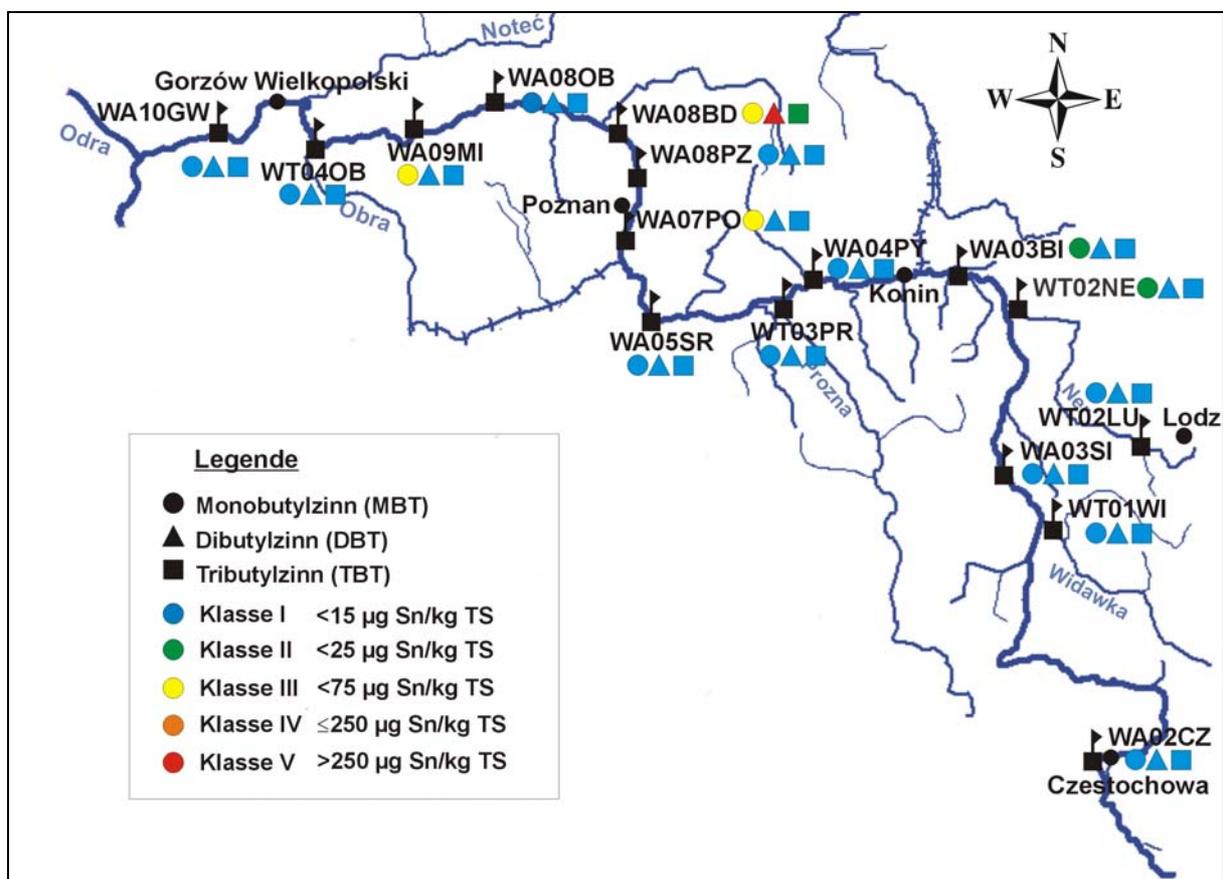


Abbildung 18: Zinnorganyle in der Warthe im Mai 2000

## 4.6.2 Methylquecksilber in der Oder

Auch die verschiedenen Quecksilberspezies weisen stark unterschiedliche Giftigkeiten auf. Während elementares Quecksilber oral aufgenommen praktisch ungiftig ist und im Mittelalter sogar als Abführmittel benutzt wurde, zeigen quecksilberorganische Verbindungen die höchste Humantoxizität. Organische Quecksilberverbindungen wurden aufgrund ihrer bioziden Eigenschaften als Saatbeizmittel und Fungizide, aber auch in Schiffsanstrichen verwendet und wurden über Abwässer und Abrieb in die Umwelt eingetragen. Aufgrund ihrer hohen Toxizität ist ihr Einsatz jedoch seit Jahren stark eingeschränkt bzw. gänzlich verboten.

In die Natur eingetragene Quecksilberverbindungen unterliegen einer Reihe von abiotischen und biotischen Umwandlungen, bei denen sich aus anorganischen Quecksilberspezies Organoquecksilberverbindungen bilden können. Von besonderer Bedeutung ist dabei die Bildung des extrem toxischen Methylquecksilber(II), das sich in der Nahrungskette aquatischer Systeme stark anreichert. Andere organische Quecksilberverbindungen werden nur in der Nähe von Industriebetrieben gefunden, die solche Verbindungen verarbeiten. Die Speziation der Quecksilberalkyle reduziert sich deshalb im wesentlichen auf die Bestimmung von Methylquecksilber.

Auch für seine Bestimmung wurde im Rahmen des IOP zunächst eine spezielle Analytik entwickelt. Untersucht wurden Sedimente der Probenahmen August und November 1997. Die ermittelten Gehalte sind in der Tabelle 21 zusammengestellt, und soweit das möglich war, den Gesamtquecksilbergehalten der Fraktion gegenüber gestellt.

**Tabelle 21: Methylquecksilber(II)-Gehalte in Sedimenten der Oder (die angegebenen Fehler stellen das Vertrauensintervall für P=95% und f=3 dar) im Vergleich zu den Gesamtquecksilbergehalten, (n.b.-Gehalte nicht bestimmbar)**

Probenort	Kennzeichnung im IOP	MeHg <sup>+</sup> [µg Hg/kg TS]	ges Hg [mg/kg]
<b>Probennahmekampagne 09/97</b>			
Wroclaw	WW1WI	1,4 ± 0,4	n.b.
Wroclaw	O9B	2,9 ± 0,4	n.b.
Glogow	GC01Br	6,0 ± 1,9	n.b.
Czerna	Cz3Od	6,6 ± 1,0	1,49
<b>Probennahmekampagne 11/97</b>			
Chalupki	OR 1 CH	5,5 ± 1,2	0,871
Opole	OR 07 OP	2,6 ± 0,3	2,00
Glogow	OR 19 GL	24,1 ± 3,9	3,54
Eisenhüttenstadt	OR 27 EI	0,9 ± 0,2	3,64
Kostrzyn	OR 32 KK	9,2 ± 0,3	2,95
Westoder, Gartz	OR 37 GA	2,2 ± 0,2	2,62
Westoder, Gryfnio	OB 38 ME	1,6 ± 0,2	1,82
Westoder, Bridge Skosnica	OR 40 BS	5,1 ± 0,4	2,12
Stettiner Haff, Brama II	OR 52 BII	0,6 ± 0,4	1,09
Swina Swinoujscie	OR 61 SS	6,6 ± 0,2	n.b.

Bei Hintergrundgehalten für Quecksilber von unter 0,05 mg/kg (HELIOS-RYBICKA ET AL. 1998) ist für Methylquecksilber(II) von natürlichen Gehalten von bis zu 0,5 µg/kg auszugehen. Lediglich im Stettiner Haff wird mit 0,6 µg/kg ein Wert in diesem Bereich gefunden. Ansonsten liegen die Gehalte im gesamten Flusslauf höher, wobei im Mittellauf bei Glogow mit 24,1 mg/kg im Trockensediment während der Probennahmekampagne 11/97 die höchsten Gehalte ermittelt wurden. Dies korreliert mit den Gesamtgehalten, die unter industriellem Einfluss (z.B. Chloralkalielektrolyse bei Brzeg Dolny, in diesem Bereich ebenfalls erhöht sind. Ebenso wie die Gesamtquecksilbergehalte gehen auch die Konzentrationen an Methylquecksilber(II) unterhalb der Warthemündung zurück.

Die in der Oder ermittelten Methylquecksilber(II)gehalte sind mit denen der Mulde bei Dessau zu vergleichen (POTGETER 1998).

#### 4.7 Schadstoffbelastung in Fischen

Fische werden häufig als Bioindikatoren für die Verschmutzung mit Schwermetallen und anderen toxischen oder gefährlichen Substanzen benutzt (JOHNELS ET AL., 1967; PORTMANN, 1972; STATHAM ET AL., 1976). Deshalb wurde auch die Bestimmung der Schadstoffbelastung in Fischen in das Untersuchungsprogramm des IOP aufgenommen.

Anfang der 70er Jahre wurde die wissenschaftliche Untersuchung der erwähnten Substanzen in Fischen und anderen im Ästuar der Oder lebenden Organismen begonnen (CHODYNIECKI ET AL., 1975). Unterschiede im Verschmutzungsgrad zeigten sich bei den Ergebnissen der Hydrobiontenforschung und insbesondere im Plankton, wo die Kontamination mit sinkender Distanz zur Ostsee sank. Einige Unterschiede wurden bei Untersuchungen von Fischgeweben beobachtet (PROTASOWICKI, 1985; CIERESZKO, 1993). Im Ergebnis jahrelanger Forschungen wurde festgestellt, dass der Gehalt an Quecksilber, Zink und  $\Sigma$  (DDT + Abbauprodukte) in einigen Hydrobionten konstant abnahm. Andererseits erhöhte sich der Gehalt an Cadmium, Blei und PCBs. Die anderen untersuchten Xenobiotika (Cu und  $\gamma$ -HCH) zeigten keine signifikanten Veränderungen (PROTASOWICKI, 1985; CIERESZKO, 1993).

Das Ziel der gegenwärtigen Studien war es, den Bioakkumulationsgrad einiger Schwermetalle und chlororganischer Substanzen in ausgesuchten Fischarten aus dem Oderfluss zu ermitteln.

Dabei wurden insgesamt 130 Fische untersucht, die in den Jahren 1996 bis 2000 in Międzyodrze (unterer Oderlauf) und in der Umgebung von Wrocław (oberer Oderlauf) gefangen wurden. Darunter waren: Rotaugen - *Rutilus rutilus* (34), Rotfeder - *Scardinius erythrophthalmus* (10), Brachsen - *Abramis brama* (16), Güster - *Blicca bjoerkna* (28), Zope - *Abramis ballerus* (10), Karpfen - *Cyprinus carpio* (10), Rapfen - *Aspius aspius* (5) und Barsch - *Perca fluviatilis* (17). Für die chemische Analyse wurden Proben von Muskeln, Leber, Nieren und Kiemen genommen. In allen Proben wurden Schwermetallkonzentrationen (Hg, Cd, Pb, Cu, Zn) bestimmt. Chlorierte Kohlenwasserstoffe ( $\gamma$ -HCH,  $\Sigma$ DDT, PCB) wurden nur in Muskeln, Leber und Kiemen von Fischen aus Międzyodrze untersucht.

### 4.7.1 Die Schwermetallbelastung in Fischen

Die Ergebnisse von ausgesuchten Schwermetallkonzentrationen sind in Abbildung 19 dargestellt.

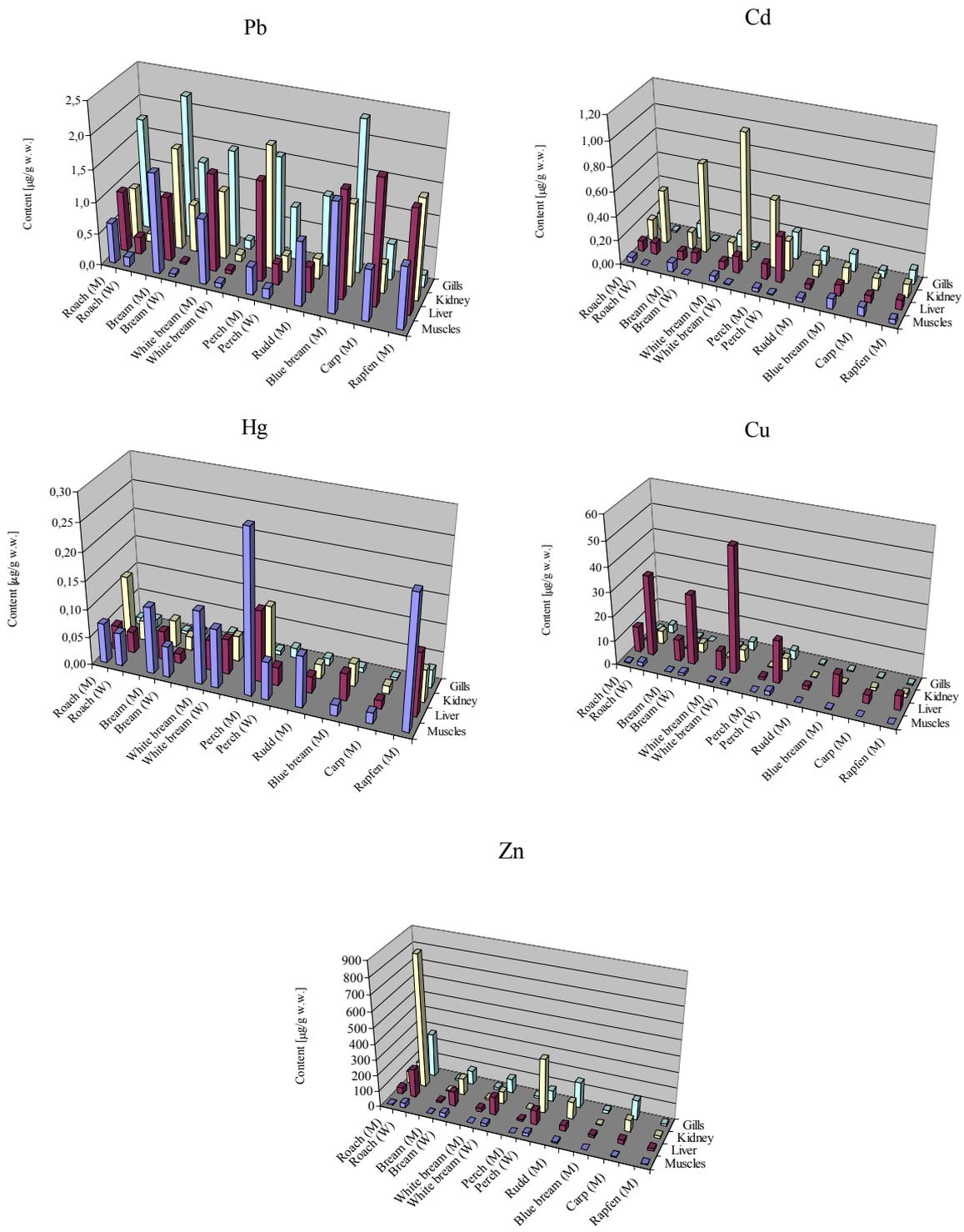
Die höchsten **Blei**gehalte wurden in Kiemen gemessen, was darauf hindeutet, dass das Element in den meisten der untersuchten Fischarten durch das Atmungssystem absorbiert wurde. Ebenfalls hohe, und manchmal sogar höhere Bleikonzentrationen wurden in Leber und Nieren festgestellt. In den Fällen, in denen die Metallkonzentration in Nieren über der der Muskeln liegt, kann festgestellt werden, dass die „Beseitigungsprozesse“ (Reaktion mit Metallothioneinen) gegenüber der Akkumulierung überwiegen. Bei allen untersuchten Fischarten waren die Bleikonzentrationen bei Międzyodrze höher als bei Wrocław, was mit der höheren Belastung der Sedimente des Mittel- und Unterlaufs der Oder korreliert.

Die höchsten **Cadmium**gehalte wurden in den Nieren beobachtet, die in Fischen und anderen Wirbelorganismen die Zielorgane darstellen. Bei den meisten Arten wurde in den Nieren der Fische aus der Wrocław-Region mehr Cadmium akkumuliert als in denen aus Międzyodrze. Dagegen ist das Cadmiumniveau im Muskelgewebe relativ niedrig. Diese Tatsache, zusammen mit einer hohen Metallkonzentration in den Kiemen, lässt vermuten, dass das Element durch das Atmungs- oder das Nahrungssystem aufgenommen wurde und in Form von Metallothioneinen in den Nieren akkumuliert wird.

**Quecksilber** hingegen wurde am stärksten im Muskelgewebe angereichert. Eine Ausnahme bilden die höheren Quecksilberkonzentrationen in den Nieren des Rotauges sowie in der Leber der Zope aus Międzyodrze (unterer Flusslauf). Bei allen Arten waren die Quecksilbergehalte bei den Fischen aus Międzyodrze höher als bei denen aus Wrocław, was wiederum mit der Schadstoffsituation in den Sedimenten korreliert. Außerdem gibt es deutliche Unterschiede zwischen den Arten. So wurden die höchsten Konzentrationen in den Muskeln von Barsch und Rapfen festgestellt.

Im Gegensatz zu Quecksilber, Cadmium und Blei, die als toxische Metalle bekannt sind, ist **Kupfer** ein lebenswichtiges Element für Tiere, so auch für Fische. Während der Untersuchungen wurden die höchsten Kupferkonzentrationen in der Leber gefunden. Dies ist wiederum auf die auf Kupferionen ansprechenden, in der Leber bereitgestellten Metallothioneine zurückzuführen. Die höchsten Gehalte des Elements wurden in Fischen aus der Nähe von Wrocław gemessen. Das wird besonders deutlich, wenn man die Metallgehalte im Lebergewebe vergleicht.

**Zink** ist wie Kupfer ein essentielles Spurenelement. Zwischen den Organen wurden große Unterschiede hinsichtlich der Zinkverteilung festgestellt, was insbesondere bei Rotauge und Barsch aus der Oder bei Wrocław deutlich wurde, bei denen sehr hohe Gehalte in den Nieren festgestellt wurden. Ähnlich wie bei Kupfer wurden auch bei Zink höhere Anreicherungen bei Fischen aus dem oberen Flusslauf der Oder festgestellt. Hinsichtlich des Anreicherungsgrads gab es Unterschiede zwischen den Fischarten.



**Abbildung 19: Schwermetallgehalte in Fischen aus Międzyodrze (M) und aus der Oder bei Wrocław (W). Roach-Rotauge, Bream-Brasse, White bream-Güster, Perch-Barsch, Rudd-Rotfeder, Blue bream-Zope, Carp-Karpfen, Rapfen-Rapfen**

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Schwermetallgehalte in den Organen der Fische sehr unterschiedlich sind und in Abhängigkeit von der Fischart variieren. Im allgemeinen wurden die höchsten Quecksilbergehalte in Muskeln, die höchsten

Cadmiumgehalte in Nieren, die höchsten Bleikonzentrationen in Kiemen gemessen. Die höchsten Gehalte an Kupfer und Zink wurden gewöhnlich in Lebergeweben nachgewiesen.

Alle Organe von Fischen aus der Międzyodrze-Region hatten mehr Quecksilber und Blei angereichert als die aus der Oder bei Wrocław. Für Kupfer und Zink war das Verhältnis umgekehrt. Wohingegen das Verhältnis der Cadmiumkonzentration vom betrachteten Organ abhing – in der Umgebung von Wrocław gab es eine höhere Konzentration in Nieren und Kiemen, während seine Konzentration in Muskeln geringer ausfiel als in Fischen derselben Spezies, die in Międzyodrze gefangen wurden. In Lebergeweben zeigten sich diese Unterschiede nicht so explizit.

#### 4.7.2 Belastung der Fische mit chlororganischen Substanzen

Die Gehalte an Lindan ( $\gamma$ -HCH), der Summe der DDT sowie der polychlorierten Biphenyle (PCB) in verschiedenen Organen odertypischer Fischarten sind in Abbildung 20 dargestellt.

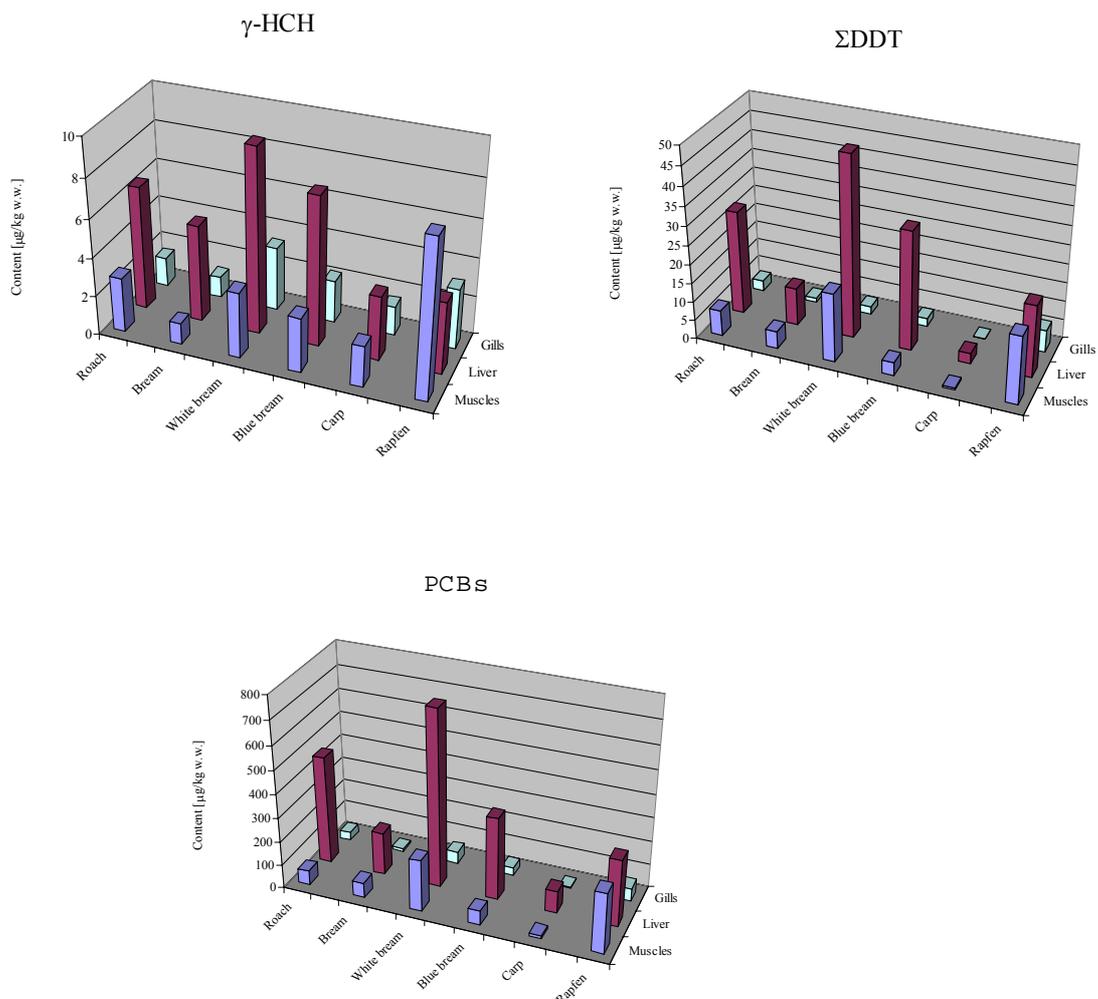


Abbildung 20: Gehalt an polychlorierten Kohlenwasserstoffen in Fischen aus Międzyodrze

Die höchsten Gehalte an **Lindan** wurden in Lebergeweben gefunden. Dabei wies der Güster die höchsten Konzentrationen auf. Muskeln und Nieren der meisten Spezies wiesen weit niedrigere Mengen dieses Xenobiotikums auf. Nur in Muskelgeweben des Rapfens waren die Verhältnisse umgekehrt – Muskeln reichernten durchschnittlich doppelt soviel Lindan an wie Leber und Kiemen.

**DDT** wurde in den Fischen überwiegend in der Leber abgelagert, während relativ niedrige Konzentrationen in Muskeln und Kiemen festgestellt wurden. Die höchsten Gehalte wurden im Lebergewebe des Güsters gefunden. Auch im Falle von DDT bildeten die Organe des Rapfens eine Ausnahme, da dort die Konzentration der Verbindung in Muskeln und Leber zweimal höher lag als in Kiemen.

Die **PCB** zeigten eine ähnliche Verteilung in den Organen der untersuchten Fische wie DDT.

Die höchsten Werte von chlorierten Kohlenwasserstoffen in den analysierten Fischen wurden generell in Lebergeweben gefunden, weniger in Muskeln und Kiemen. Eine Ausnahme bildeten die Anreicherungen von Lindan in den Organen des Rapfens.

### 4.7.3 Fazit

Die Unterschiede im Gehalt an Schwermetallen und chlorierten Kohlenwasserstoffen in Fischgeweben waren abhängig von der Spezies und der Art des untersuchten Organs. Die Quecksilber- und Bleikonzentrationen waren in den Organen der Fische aus dem Unterlauf höher als bei denen aus der Region um Wrocław. Für Kupfer und Zink waren die Relationen umgekehrt. Dagegen waren die Verhältnisse bei Cadmium nicht so eindeutig und hingen hauptsächlich von dem untersuchten Organ ab. In der Region um Wrocław wurde in Nieren und Kiemen ein höherer Cadmiumgehalt festgestellt, während die Konzentration in Muskelgeweben niedriger war und die Unterschiede der Konzentrationen in Lebergeweben von der Fischart abhingen.

Insgesamt lagen die im verzehrfähigen Muskelgewebe bestimmten Gehalte an Cadmium und Quecksilber unterhalb der Höchstmengen und Richtwerte, die für Fische des Süßwasserbereichs angegeben werden (ARGE 1999/2000). Diese liegen bei 0,1 bzw. 0,5 mg/kg FS (Frischsubstanz). Die zulässige Höchstmenge für Blei beträgt 0,5 mg/kg FS. Dieser Wert wurde von den im Unterlauf der Oder im Muskelgewebe einiger Fischarten (Brasse, Güster, Zope) gefundenen Konzentrationen übertroffen. Die Gehalte der bestimmten chlororganischen Verbindungen waren durchweg unterhalb der Höchstmengen, die bei Lindan bei 0,5 mg/kg FS, bei DDT bei 1 mg/kg (RÜCKSTANDS-HÖCHSTMENGENVERORDNUNG 1999) und bei Einzel-PCB bei 0,2 mg/kg FS (Nr. 28,52,101) und 0,3 mg/kg FS (Nr. 138,153) liegen (ARGE 1999/2000).

Weitere Details sind dem Abschlussbericht des Teilprojekts 11 „Speziation von Schwermetallen in Sedimenten und Verhalten von chlorierten Schadstoffen“ zu entnehmen.

## 4.8 Radioaktivität in der Oder

Neben den genannten Parametern wurde auch die  $\gamma$ -Radioaktivität in den Sedimenten der Oder bestimmt. Radioaktivität ist eine Eigenschaft von bestimmten, in der Natur vorkommenden Stoffen, die bereits seit der Entstehung der Erde vorhanden sind. Zu Ihnen gehören Uran-238, Thorium-232 sowie Kalium-40. Diese haben eine große physikalische Halbwertszeit, mit der sie kontinuierlich in ihre Tochternuklide zerfallen, die ihrerseits z. T. wiederum zerfallen können. Bei diesen natürlichen Prozessen wird radioaktive Strahlung frei, die mit Hilfe eines geeigneten Detektors registriert werden kann. Außerdem können Radionuklide durch kosmische Strahlung in der Atmosphäre erzeugt werden und von dort in bodennahe Schichten gelangen. Dadurch wird ein weiterer Beitrag zur natürlichen Radioaktivität geleistet (C-14).

Natürliche Radionuklide kommen in unterschiedlichen Konzentrationen in Kohlen, Phosphaten, Kupfer-, Silber- und Golderzen vor und gelangen im Zuge des Bergbaus und der Verhüttung an die Oberfläche und können sich dort verbreiten (FÖRSTER 1990).

Diese natürliche Radioaktivität kann aber durch anthropogene Prozesse überlagert werden. So ist seit Beginn des Industriezeitalters eine verstärkte Emissionen natürlicher Radionuklide über Schornsteine, Abwasser- und Zechengräben festzustellen (AURAND 1974). Auch die unkontrollierte Verwertung von Reststoffen, in denen Radionuklide angereichert sein können, kann zu einer Erhöhung der Strahlenexposition führen.

Darüber hinaus haben umfangreiche Kernwaffenversuche Ende der 50'er und Anfang der 60'er Jahre zu einer globalen Verteilung künstlicher radioaktiver Stoffe (wie beispielsweise Cäsium-137) geführt (WEISH, GRUBER 1986). Ein wesentlicher Eintrag ist auch dem Unfall des Kernkraftwerks Tschernobyl 1986 zuzuschreiben, der über große Regionen zu einer Erhöhung der Strahlenbelastung beigetragen hat.

Im Rahmen des IOP wurde die  $\gamma$ -Radioaktivität der Sedimente entlang des gesamten Flusslaufs bestimmt. Es zeigt sich ein sehr einheitliches und unauffälliges Bild. In den Spektren wurden die Linien von Nukliden der natürlichen Uran- und Thoriumzerfallsreihen sowie die des Kaliums-40 gefunden und außerdem die des Cäsium-137, das hauptsächlich aus dem Unfall des Kernkraftwerks Tschernobyl stammen dürfte. Die spezifische Radioaktivität, das heißt die auf die Sedimentmasse bezogene Aktivität der Einzelnuclide in Bq/kg, liegt in der Größenordnung, wie sie auch für die Elbe angegeben wird (ARGE-Zahlentafeln). Weitere Details sind dem Abschlussbericht des Teilprojekts 4 „Zusammensetzung der Schwebstoffe“ zu entnehmen.

## 4.9 Bewertung von Referenzgebieten für Odersedimente

Für die Charakterisierung des Ökosystems Oder sind Ergebnisse chemischer, morphologischer, biochemischer, biologischer und toxikologischer Untersuchungen kombiniert zu betrachten. Diese komplexe Betrachtungsweise ist erforderlich, um der Dynamik und Dimension der Wechselwirkungen von Sedimenten und Schwebstoffen im Gewässer in adäquater Weise zu entsprechen.

Eine Einschätzung derartig großer Flusssysteme ist nur durch die Auswahl repräsentativer Gebiete zu leisten, die es gestatten, aus den räumlichen und temporären Variabilitäten der Fallbeispiele Verallgemeinerungen für das gesamte Flussgebiet vornehmen zu können. Die flussgebietsbezogene Betrachtung (EU-RAHMENRICHTLINIE 2000) soll sich auf Haupttypen der Belastung

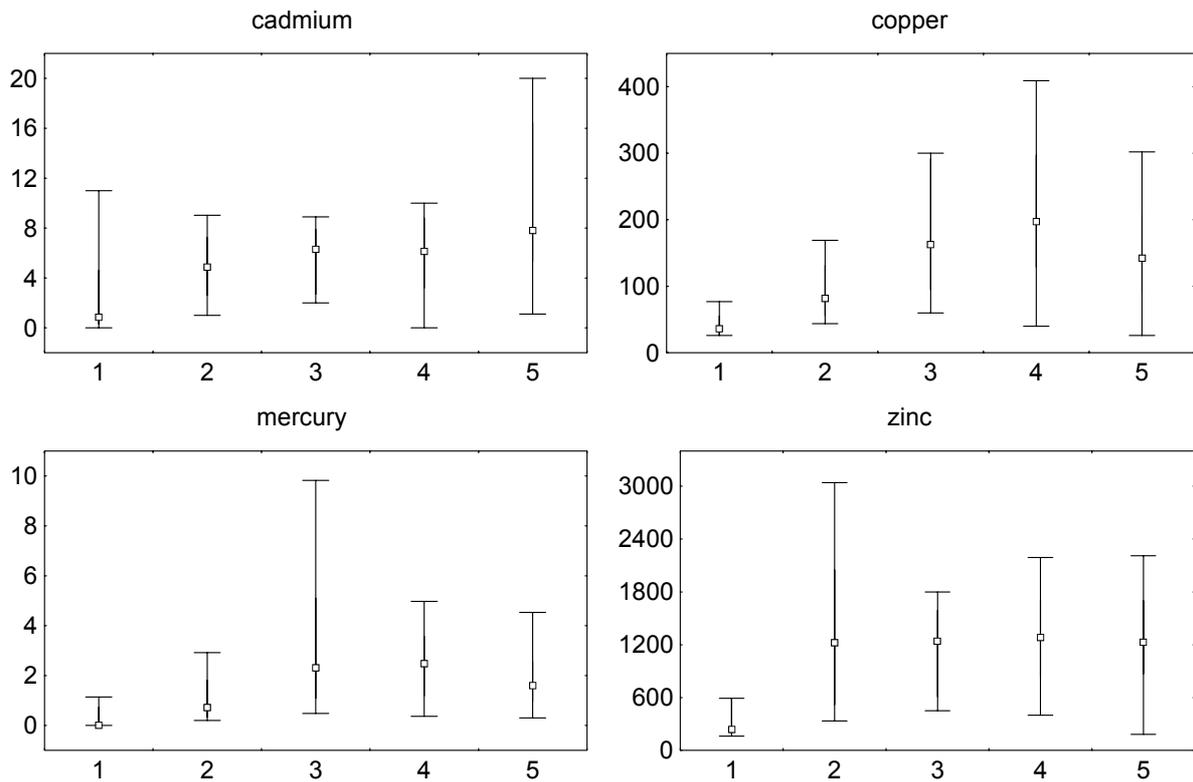
- anthropogen belastet,
- diffus belastet und
- natürlicher Hintergrund

konzentrieren, die für das Einzugsgebiet charakteristisch sind. Die Belastungsquellen im Flussgebiet wie Schwerindustrie, Landwirtschaft, städtische Ballungszentren sollen in abgestufter Weise erfasst und für die Bewertung einem naturnahen Referenzabschnitt gegenübergestellt werden. Dazu wurden durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde IOP-Teilprojekt 7 „Bewertung von Referenzgebieten für Sedimente und Bestimmung der partikulär gebundenen Schadstofffrachten in das Stettiner Haff“ unter Einbeziehung des Oderquellgebiets Spezialuntersuchungen durchgeführt.

#### **4.9.1 Großräumige Schadstoffverteilung in den Sedimenten - die Oder im Längsverlauf**

Anhand von Übersichtsuntersuchungen wurden die typischen Schadstoffe der Oder für die Sedimente bestimmt. Im zweiten Schritt wurden anhand dieser typischen Schadstoffe auf der Grundlage von Längsschnitten die folgenden fünf Beispielgebiete ermittelt, die durch die in Abbildung 21 und Abbildung 22 dargestellten Schadstoffverteilungen charakterisiert sind.

- 1 Quellgebiet (km 0 – 20).
- 2 Oberhalb Glogow, beeinflusst durch das Oberschlesische Industrievier (km 20 – 300).
- 3 Raum um Glogow mit dem Niederschlesischen Industriegebiet (km 315 – 410).
- 4 Bis zur Warthemündung (km 550 – 615).
- 5 Unterhalb der Warthe bis Widuchowa (km 627 – km 704).



**Abbildung 21: Ausgewählte Schwermetallgehalte [µg/g] in Sedimenten (< 20 µm) von Oderabschnitten (Median; Box: 10%, 90%, 1: km 0 – 20, 2: km 20 – 300, 3: km 315 – 410, 4: km 550 – 615, 5: km 627 – 704)**

Die Teilgebiete lassen sich wie folgt beschreiben:

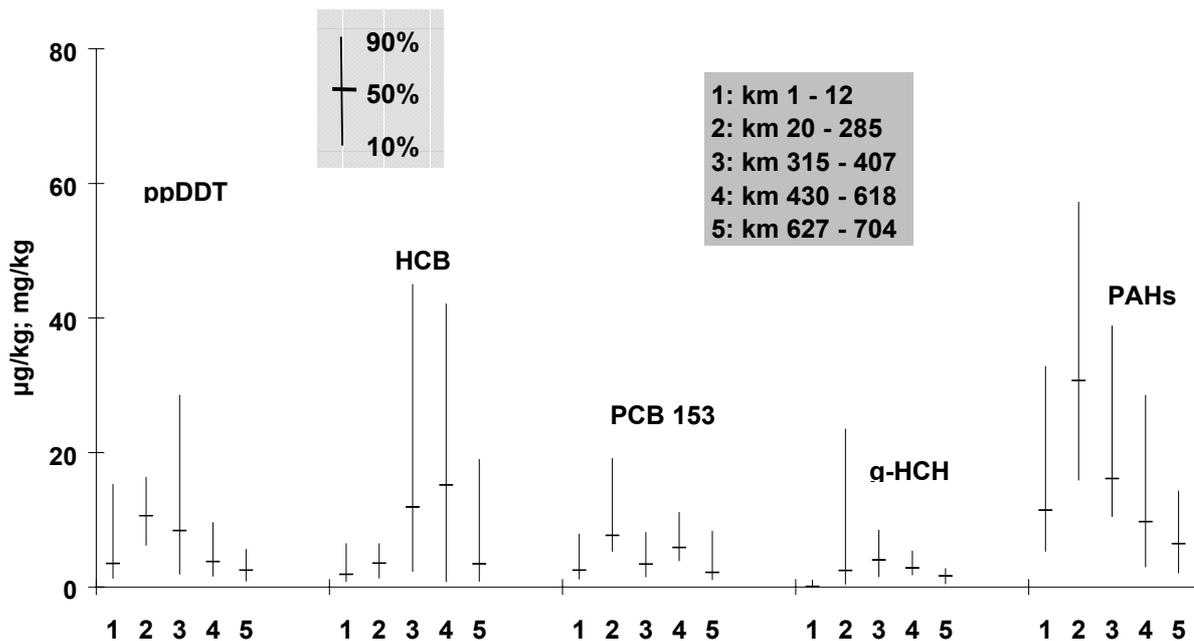
#### - Quellgebiet

Die Sedimente aus dem Quellgebiet weisen die geringsten Elementkonzentrationen auf. Dennoch überschreiten bereits hier die P90-Werte von Cadmium (4,6 mg/kg), Nickel (54 mg/kg) und Zink (592 mg/kg) die jeweiligen Zielvorgaben der LAWA für Schwebstoffe. Im Quellgebiet fällt insbesondere die hohe PAK-Konzentration mit einem Maximum von 58 mg/kg auf. Als Hauptursache kommt atmosphärische Deposition von Emissionen aus dem Oberschlesischen Raum in Betracht.

#### - Oberhalb Glogow

Oberhalb Glogow nehmen vor allem die Konzentrationen der für diffuse Einträge charakteristischen und allgegenwärtigen Elemente Cadmium auf 7,2 mg/kg und Zink auf 2050 mg/kg (P90- Werte) zu.

Unterhalb des Quellgebietes werden bis zur Einmündung der Warthe in einzelnen Abschnitten die Zielvorgaben (vgl. Tabelle 6) beim  $\gamma$ -HCH und beim HCB überschritten. Im Oberschlesischen Industriegebiet haben Steinkohlebergbau, Kokereien, metallurgische und chemische Industrie auf dem Weg der atmosphärischen Deposition zu einer großflächigen Kontamination der Böden in den Industriestädten wie Zabrze geführt (BODZEK ET AL. 1998), was sich u.a. in einer signifikanten PAK-Belastung der Odersedimente widerspiegelt.



**Abbildung 22: Ausgewählte Organische Schadstoffe in Sedimenten von Oderabschnitten (Median; Box: 10%, 90%) (PAK [mg/kg], DDT, HCB, PCB 153,  $\gamma$ -HCH [ $\mu$ g/kg])**

#### **- Raum Glogow**

Im Raum Glogow steigen, bedingt durch den dort ansässigen Kupferbergbau und die Kupfermetallurgie, die Gehalte an Kupfer von 130 auf 290 mg/kg und die an Quecksilber von 1,8 auf 5,1 mg/kg (P90-Werte) weiter stark an. Für HCB liegt der Belastungsschwerpunkt wie für das  $\gamma$ -HCH im Gebiet um Glogow.

#### **- Oberhalb Warthemündung**

Im Abschnitt oberhalb der Warthemündung erreichen die P90-Werte für Kupfer (300 mg/kg) und Blei (320 mg/kg) ihre Maximalwerte. Die Lausitzer Neiße, die in diesem Abschnitt in die Oder mündet, beeinflusst die Metallgehalte und deren Verteilungsmuster in den flussab entnommenen Odersedimenten nicht.

#### **- Unterhalb Warthemündung**

Der Anstieg der Cadmiumkonzentration in den Sedimenten von 9 mg/kg oberhalb auf 16 mg/kg (P90- Werte) unterhalb der Warthemündung weist auf Cd-Einträge aus dem Warthegebiet (Elektronikindustrie in Poznan) hin. Die Konzentrationen an Arsen, Kupfer und Quecksilber nehmen unterhalb der Warthemündung ab. Offensichtlich sind die Warthesedimente geringer als die flussauf entnommenen Odersedimente mit diesen Metallen verunreinigt.

In diesem Abschnitt tritt auch eine Verringerung der Sedimentbelastung durch die meisten prioritären organischen Schadstoffe ein. Mit Ausnahme von HCB und  $\gamma$ -HCH werden vergleichbar niedrige oder sogar geringere Konzentrationen als im Quellgebiet (1) gefunden. Für PCB 153 und die PAK werden die Zielvorgaben durchgängig überschritten (P90 > 5  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ),

#### 4.9.2 Ökotoxische Wirkung der Odersedimente

Zur Abschätzung der ökotoxischen Wirkung, die von den Sedimenten dieser Beispielregionen ausgeht, wurden zwischen Quellgebiet und Widuchowa von November 1997 bis Oktober 1999 die Porenwässer und Eluate von insgesamt 24 Odersedimenten untersucht. Abbildung 23 zeigt die Ergebnisse, die sich auf das Quellgebiet, die Region um Glogow und auf Widuchowa unterhalb der Warthemündung konzentrierten.

Als Testorganismen wurden Leuchtbakterien, Grünalgen und Daphnien eingesetzt. Für die Übersichtsdarstellung wurden die pT-Werte der einzelnen Tests addiert. Ihre Werte lagen zwischen 0 und 8. Nur drei Sedimente zeigten überhaupt keinen Effekt, bei allen anderen trat in mindestens einem Test eine signifikante Wirkung auf.

PAK können auf alle drei eingesetzten Testorganismen toxisch wirken, werden allerdings bei der Elution nur in geringem Maße mobilisiert. Schwermetallionen sind giftig für Grünalgen und Daphnien, Herbizide wirken im Algentest.

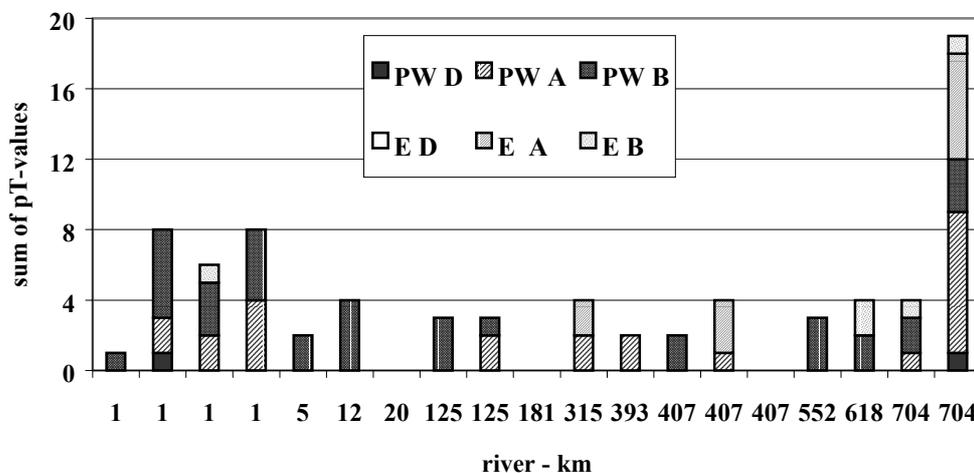


Abbildung 23: Ökotoxische Wirkung von Oder Sedimenten im Längsschnitt (PW – Porenwasser; E – Eluat; D – Daphnien; A – Algen; B – Bakterien)

Zum Gesamtergebnis tragen Porenwässer und Eluate gleichermaßen bei. Meist überwiegen die Wirkungen der Porenwässer, die in allen Untersuchungsgebieten wiederholt algentoxische Effekte auslösten.

Im Quellgebiet wurden pT-Werte von 1-8 ermittelt. Alle Porenwässer zeigten im Leuchtbakterientest einen Effekt, auch im Algentest traten mehrfach signifikante Wirkungen auf. Charakteristisch für das Quellgebiet sind im Vergleich der drei ökotoxikologisch

untersuchten Regionen die höchsten PAK-Gehalte (s. Abbildung 22), die Hauptverursacher der toxischen Wirkung darstellen.

Im Abschnitt um Glogow wurden geringere toxische Effekte beobachtet als im Quellgebiet. Die nachweisbaren Wirkungen waren hier fast ausschließlich dem Grünalgentest zuzuordnen und zeigten sich in Porenwässern und Eluaten. Wiederholt trat bei Proben dieses Abschnitts eine Überlagerung wachstumsfördernder und –hemmender, d.h. eutrophierender vs. toxischer Wirkungen auf, die schwer zu differenzieren sind. Nach anfänglicher Förderung des Algenwachstums in der Originalprobe wurden in den 1:2-Ansätzen auf diese Verdünnungsstufe beschränkte Hemmeffekte sichtbar. Als mögliche Ursache für die toxischen Effekte kommen Schwermetallionen in Betracht, deren Konzentration unterhalb des Quellgebiets deutlich ansteigt (s. Abbildung 21). Im Gebiet um Glogow wurden vergleichsweise hohe Gehalte an Quecksilber festgestellt.

Die Proben aus Widuchowa wiesen insgesamt die nachhaltigste toxische Wirkung aller drei Abschnitte auf. Auffällig ist für dieses Untersuchungsgebiet die wiederholt beobachtete Hemmwirkung von Porenwasser im Daphnientest sowie die höchste Toxizität der Eluate. Eine mögliche Erklärung dafür ist die abweichende Sedimentzusammensetzung. Es treten hier die höchsten Cadmium- und Phosphorgehalte auf. Die Nährstoffbelastung ist Ausdruck intensiver Landwirtschaft und damit wahrscheinlich auch einer verstärkten Anwendung von Pflanzenschutzmitteln.

### **4.9.3 Bewertung der Ergebnisse**

In den Untersuchungen konnten unter Berücksichtigung der Sedimente 5 charakteristische Beispielregionen identifiziert und charakterisiert werden. Sie sind durch bestimmte Schadstoffmuster gekennzeichnet, die zu einer differenzierten toxikologischen Wirkung führten. Keine dieser Regionen ist ohne anthropogenen Einfluss und es ist daher zu vermuten, dass dort keine Referenzökosysteme im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie gefunden werden können. Bereits der Quellbereich der Oder ist durch diffuse Einträge beeinflusst, die zu Cd-, Zn- und Ni-Konzentrationen (P90-Wert) geführt haben, die deutlich oberhalb der geogenen Hintergrundwerte nach Turekian und Wedepohl liegen. Ebenfalls hoch sind die Gehalte der PAK, möglicherweise durch atmosphärischen Eintrag aus dem ober-schlesischen Industriegebiet.

Aufgrund vorhandener Mineralisationen im Oberlauf der Oder ist davon auszugehen, dass die globalen Hintergrundwerte gemäß dem Tongesteinsstandard keine Gültigkeit haben. Um die Metallbelastung jedoch oderspezifisch bewerten zu können, ergibt sich die Notwendigkeit analog der Vorgehensweise an der Elbe weitere Untersuchungen zur Bestimmung odertypischer Hintergrundgehalte anzuschließen und die Wirkung der diversen nachgewiesenen Fremdchemikalien genauer abzuklären.

Weitere Details sind dem Abschlussbericht des IOP-Teilprojekts 7 „Bewertung von Referenzgebieten und Abschätzung des partikulären Schadstoffeintrags in das Haff“, das bei der BFG Außenstelle Berlin bearbeitet wurde, zu entnehmen.

## **5 Untersuchungen zur Schadstoffdynamik in der Oder**

Verteilung, Toxizität und Verfügbarkeit von Schwermetallionen in Ökosystemen hängen aber nicht nur von ihrer Gesamtkonzentration ab. Schadstoffkonzentrationen allein reichen daher nicht zur Beschreibung einer Gewässersituation aus, sondern müssen durch Betrachtungen der Schadstoffdynamik ergänzt werden.

So werden die Mobilität und das mit den Schwermetallanreicherungen verbundene Gefährdungspotential wesentlich von der chemisch-mineralogischen Assoziation und den herrschenden physikalisch-chemischen Grundbedingungen bestimmt. Zu den Faktoren, die die Mobilisierung von kontaminierten Feststoffen und den daran gebundenen Schadstoffen in wässrigen Systemen beeinflussen, zählen die Korngrößen- und mineralogische Zusammensetzung des Feststoffs, der pH-Wert, das Redoxpotenzial, der Salzgehalt des Systems und die chemische Form der Schwermetalle. Bezüglich der möglichen Freisetzung von Metallionen aus Feststoffen sind Änderungen des pH-Werts und des Redoxpotenzials von besonderer Bedeutung (PLANT UND RAISWELL 1983, FÖRSTNER ET AL 1990, BOURG 1995, HELIOS RYBICKA ET AL 1998).

Um die Bindungsfestigkeit von Schwermetallionen in aquatischen Feststoffen bestimmen zu können, wurden sequenzielle chemische Extraktionen entwickelt, die die Metallionen hinsichtlich ihrer Bindung charakteristische Feststoffphasen, wie Fe/Mn-Oxidhydrate, Sulfide, Carbonate unterscheiden (CALMANO 1989, TESSIER ET AL 1979, KERSTEN UND FÖRSTNER 1986). Dazu werden die Feststoffe nacheinander mit einer Reihe von Extraktionslösungen steigender Aggressivität behandelt, die charakteristische Phasen in Lösung bringen.

Direkte Methoden wie z.B. Röntgenbeugung (XRD), electron microprobe und Rasterelektronenmikroskopie/energieaufgelöste Mikroanalyse (SEM/EDX) liefern genauere (HELIOS RYBICKA 1989, ELSASS ET AL 1991, HELIOS-RYBICKA ET AL 1994, PRANGE UND JANTZEN 1995) Informationen. Allerdings sind alle diese Methoden nicht nachweisstark und versagen, wenn die Metalle in Mikromengen bzw. Spuren vorliegen.

Insgesamt können jedoch durch den kombinierten Einsatz von sequentieller Extraktion und SEM-EDX wertvolle Rückschlüsse auf das Mobilisierungspotential von Schadelementen abgeleitet werden.

### **5.1 Untersuchungen an Sedimenten**

Sedimente stellen das Langzeitgedächtnis eines Flusssystemes dar. Ihrer Charakterisierung kommt daher bei Bewertungen der Gewässergüte besondere Bedeutung zu.

#### **5.1.1 Schwermetallgehalte in verschiedenen Korngrößenfraktionen**

Üblicherweise werden aus Gründen der Vergleichbarkeit die Schwermetallbelastungen von Flusssedimenten durch die Gehalte der Fraktion  $< 20 \mu\text{m}$  charakterisiert. Ihre Bedeutung für das Gesamtsediment schwankt jedoch von Probenpunkt zu Probenpunkt. Der Anteil liegt bei den Odersedimenten zwischen 1 und 80%.

In Tabelle 22 sind für je drei Sedimente aus Chalupki und Glogow die Anteile von weiteren 5 verschiedenen Korngrößenfraktionen dargestellt.

**Tabelle 22: Gehalt der Korngrößenanteile [Gew %], Probennahme Mai 2000**

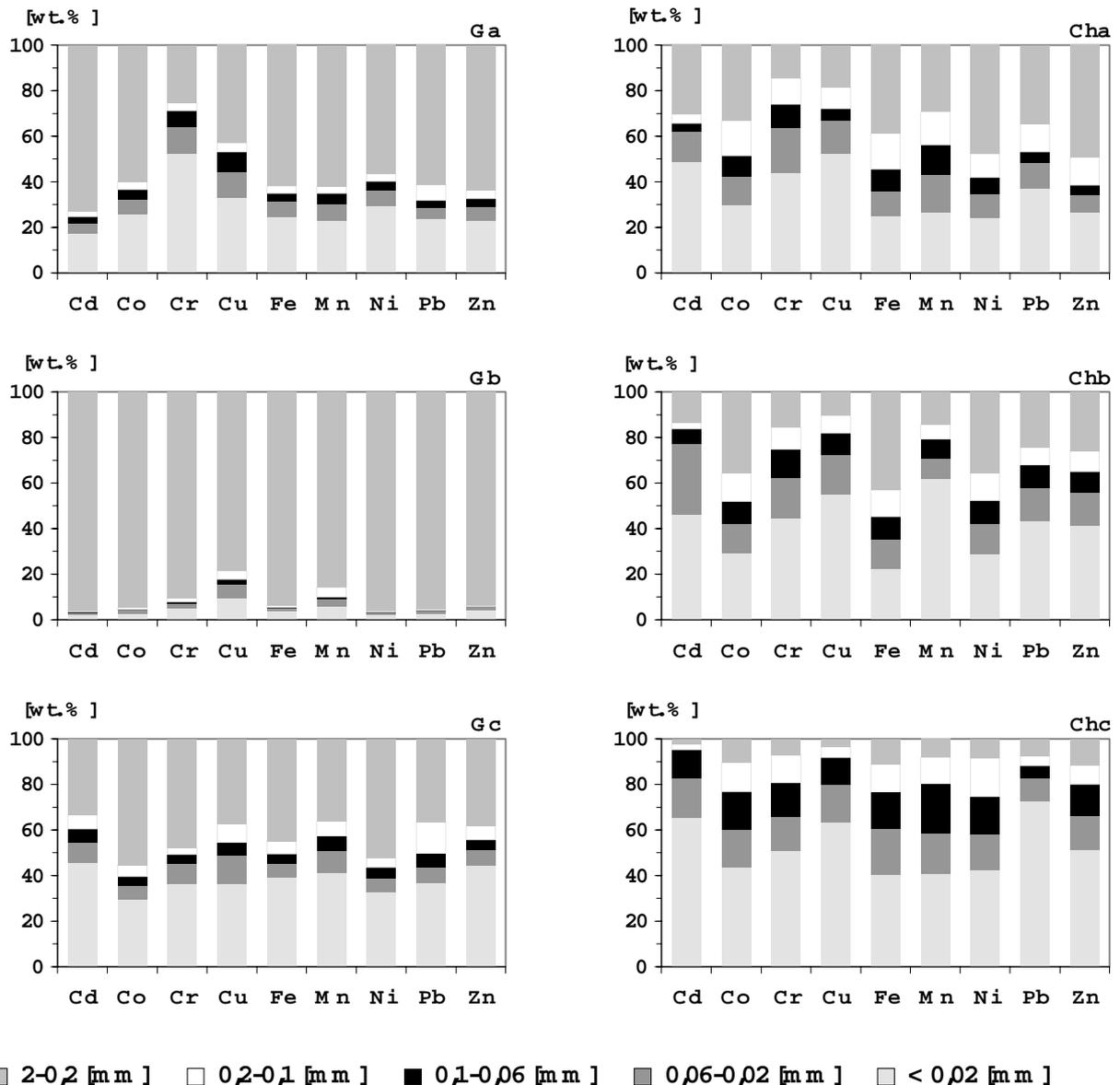
Korngrößenfraktion [mm]	2-0,2	0,2-0,1	0,1-0,06	0,06-0,02	<0,02
Chalupki - Cha	68,8	12,6	5,6	5,2	7,8
Chalupki - Chb	76,1	7,9	4,4	5,1	6,5
Chalupki - Chc	26,8	16,3	14,7	16,9	25,4
Glogów - Ga	95,4	1,5	0,5	0,7	1,9
Glogów - Gb	99,3	0,3	0,1	0,1	0,2
Glogów - Gc	92,5	2,9	0,6	0,9	3,1

Die Ergebnisse verdeutlichen die schwankende korngrößenmäßige Zusammensetzung der Odersedimente. Die darauf bezogenen relativen Anteile an der Gesamtschwermetallbelastung sind in Abbildung 24 zusammengestellt.

Die Rolle der Fraktion < 20 µm hängt vom Schadmetall und vor allem vom Anteil der Fraktion am Gesamtsediment ab. Die Anteile der in der feinkornfraktionengebundenen Gehalte am Gesamtmetallgehalt sind generell hoch und liegen für die Sedimente bei Chalupki zwischen 23 und 73 % (bei einem Feinkornanteil zwischen 6,5 und 25,4 %) und für die Sedimente bei Glogow, die nur einen sehr geringen Feinkornanteil von 2 bis 3 % aufweisen immerhin noch zwischen 18 und 52 %.

Eine Ausnahme bildet das Sediment Gb, dessen Feinkornanteil nur 0,2 % beträgt.

Bei allen Proben wurden mit zunehmender Korngröße des Sediments abnehmende Schwermetallgehalte beobachtet. Die anthropogen überprägten Elemente wie Cd, Zn, Pb, Cu sind besonders stark an die Feinkornfraktion < 20 µm gebunden. Die Feinkornfraktion kann somit auch in der Oder als Indikator für Metallverschmutzung benutzt werden.



**Abbildung 24: Beitrag der einzelnen Korngrößenfraktionen zum Gesamtmetallgehalt in den Sedimenten von Chalupki und Glogow**

### 5.1.2 Untersuchungen zur Mobilität der Metallionen

In den Sedimenten gebundene Metallionen sind ihrer Umwelt nicht für alle Zeit entzogen. Unter veränderten Umweltbedingungen, z.B. Aufwirbeln bei Flutereignissen, Ablagerung von Flutsedimenten an Land, können sie unter dem Einfluss geänderter Redoxverhältnisse und/oder des pH-Werts wieder freigesetzt werden. Die ökotoxikologische Wirkung der Metallionen hängt deshalb nicht nur von ihrem Anreicherungsverhalten, sondern auch von ihrem Freisetzungsverhalten ab. Um darüber Informationen zu erhalten, wurden an ausgewählten Sedimenten das Hauptpuffervermögen sowie die pH-abhängige Schwermetallfreisetzung bestimmt. Des weiteren wurden Modellversuche zur Schwermetallfreisetzung unter geänderten Redoxverhältnissen durchgeführt und die Bindungsformen der Metalle im Schwebstoff und Sediment ermittelt.

### 5.1.2.1 Puffervermögen von Sedimenten

Zur Bestimmung des Hauptpuffervermögens, das die Sedimente hinsichtlich ihrer Fähigkeit, pH-Änderungen zu tolerieren (CALMANO 1988) charakterisiert bzw. wird das Sediment als 10%ige Suspension in destilliertem Wasser bzw. 0,1 M Salpetersäure geschüttelt. Aus der Differenz der in beiden Lösungen gemessenen pH-Werte ergibt sich das Hauptpuffervermögen. Tabelle 23 beschreibt die Verhältnisse.

Tabelle 23: Puffervermögen der Odersedimente (Mai 2000)

Sediment	Hauptpuffervermögen ( $\Delta$ pH)
Raziborz Miedonia (OR02RM)	5,45
Opole (OR07OP)	5,93
Mala Panew (OT08MP) (Nebenfluss)	5,80
Brzeg (OR10BR)	6,24
Wroclaw Bartozsowice (OR12WB)	5,37
Brzeg Dolni (OR15BD)	6,95
Glogow (OR19GL)	6,49
Aurith (OR29AU)	4,98

Die Differenzen sind größer als 4 pH-Einheiten. Damit gelten alle untersuchten Odersedimente als gering gepuffert. Mit pH-Wert-Differenzen von 6,5 und 7 haben die Sedimente bei Glogow und Brzeg Dolni nur eine sehr geringe Pufferkapazität. Die höchste Pufferkapazität besitzt das Sediment von Aurith.

Die Sedimente sind also nur in eingeschränktem Umfang in der Lage, pH-Änderungen abzufangen und es ist zu erwarten, dass Säureeintrag, z.B. durch die Einleitung von Sickerwässern aus Bergbauhalden und Mülldeponien oder saurer Regen eine starke Wirkung auf die Schwermetallmobilität ausüben.

Modellexperimente, bei denen ausgewählte Sedimente mit Lösungen verschiedener pH-Werte behandelt wurden, belegten dies. Bei einem pH-Wert von 1 werden 84 bis 100 % des gebundenen Zinks, 63 bis 79 % des Cadmiums, 56 bis 79 % des Kupfers 60 bis 72 % des Bleis aus den Sedimenten freigesetzt.

Auch bei pH-stat-Versuchen (Behandlung bei pH 4,5) zeigte sich gegenüber den standardisierten Extraktionsbedingungen eine Erhöhung der Mobilität von Zink, Nickel und Arsen um die Faktoren 50, 25 bzw. 10.

Damit ist bei einer Lagerung der Odersedimente an Land mittelfristig mit einer erheblichen Schwermetallmobilisierung zu rechnen.

### 5.1.2.2 Bindungsformen der Schwermetalle

Die chemischen Formen diverser Metallionen und von Arsen wurden mit der 6-stufigen Extraktionsmethode nach KERSTEN UND FÖRSTNER (1986) bestimmt. Direkte

Untersuchungen mittels Rasterelektronenmikroskopie (SEM) -EDX ergänzten diese Studien (HELIOS RYBICKA UND WILLSON 2000).

Abbildung 25 zeigt die Ergebnisse der sequenziellen Extraktion von Sedimenten (Feinkornfraktion < 20 µm), die während der Probennahmen 11/97, 05/98, 11/98, 06/99 an verschiedenen Stellen der Oder genommen wurden.

Auffällig ist wiederum die schwache Bindung von Zink und Cadmium, die bis zu 50 % austauschbar und carbonatisch gebunden waren. Ebenso wurde Mangan hauptsächlich in den mobilen Formen: carbonatisch, austauschbar und leicht reduzierbar; bis 80 % gefunden. Die Verteilung von Blei und Kupfer ähnelt der von Eisen. Große sulfidisch/organische Anteile für Pb und Cu wurden in den Sedimentproben aus der Oder direkt unter Glogów-Legnica – dem Cu-Abbau- und Verarbeitungsgebiet – gefunden.

Jahreszeitliche Unterschiede traten bei der Elementverteilung nicht auf. Die austauschbaren Fraktionen der Metallionen waren: 8 % Zn und 20 % Mn, aber nur bis zu 2 % Cu und Pb. Diese Anteile entsprechen den Mengen 92, 287, 4, und 2 mg/kg und sind somit wesentlich niedriger (Cu, Pb und Mn) bzw. ebenso groß (Zn) wie die geochemischen Hintergrundwerte (TUREKIAN UND WEDEPOHL 1961).

Die mittels Rasterelektronenmikroskopie und energieauflösender Mikrosonde (SEM-EDX) durchgeführten Untersuchungen bestätigten die Ergebnisse. Nickel, Chrom, Kupfer und Zink wurden in der schwereren Fraktion der Sedimente in Kombination mit Fe-Oxiden, Silikaten und Carbonaten gefunden. In den Schwebstoffen wurden Arsen signale in Kombination mit Eisensignalen festgestellt, was auf eine Bindung des Elements an Eisenhydroxide deutet. Das gleiche gilt für Zink und Kupfer, die ebenfalls in Kombination mit Si-Al-Phasen und Carbonaten gefunden wurden.

In vielen Sedimenten der Oder herrschen gemäß der ermittelten Eh/pH-Werte anoxische Verhältnisse, unter denen die Schwermetalle in der Regel relativ fest im Sediment fixiert sind. Oxidationsprozesse z.B. bei Flutereignissen bzw. Baggerarbeiten können zur Verschiebung der Redoxverhältnisse und damit zur leichteren Verfügbarkeit der Schadelemente führen (KERSTEN 1989). Dies konnte auch für die Odersedimente nachgewiesen werden, die im naturbelassenen anoxischen Zustand und nach der Oxidation mittels sequentieller Extraktion untersucht wurden. Insbesondere bei Cadmium und Zink wurde eine Verschiebung in Richtung leichter verfügbarer Bindungsformen festgestellt.

In nachfolgenden Modellversuchen, bei denen die Sedimente durch Suspension in sauerstoffreichem Wasser oxidiert wurden, wurde eine Freisetzung von 15 bis 20 % des gebundenen Gesamtgehalts an Zink festgestellt. Von Cadmium, Nickel, Cobalt und Arsen wurden bis zu 4 % freigesetzt, während eine Kupfer- bzw. Bleifreisetzung nicht auftrat (FEUERBORN 2000).

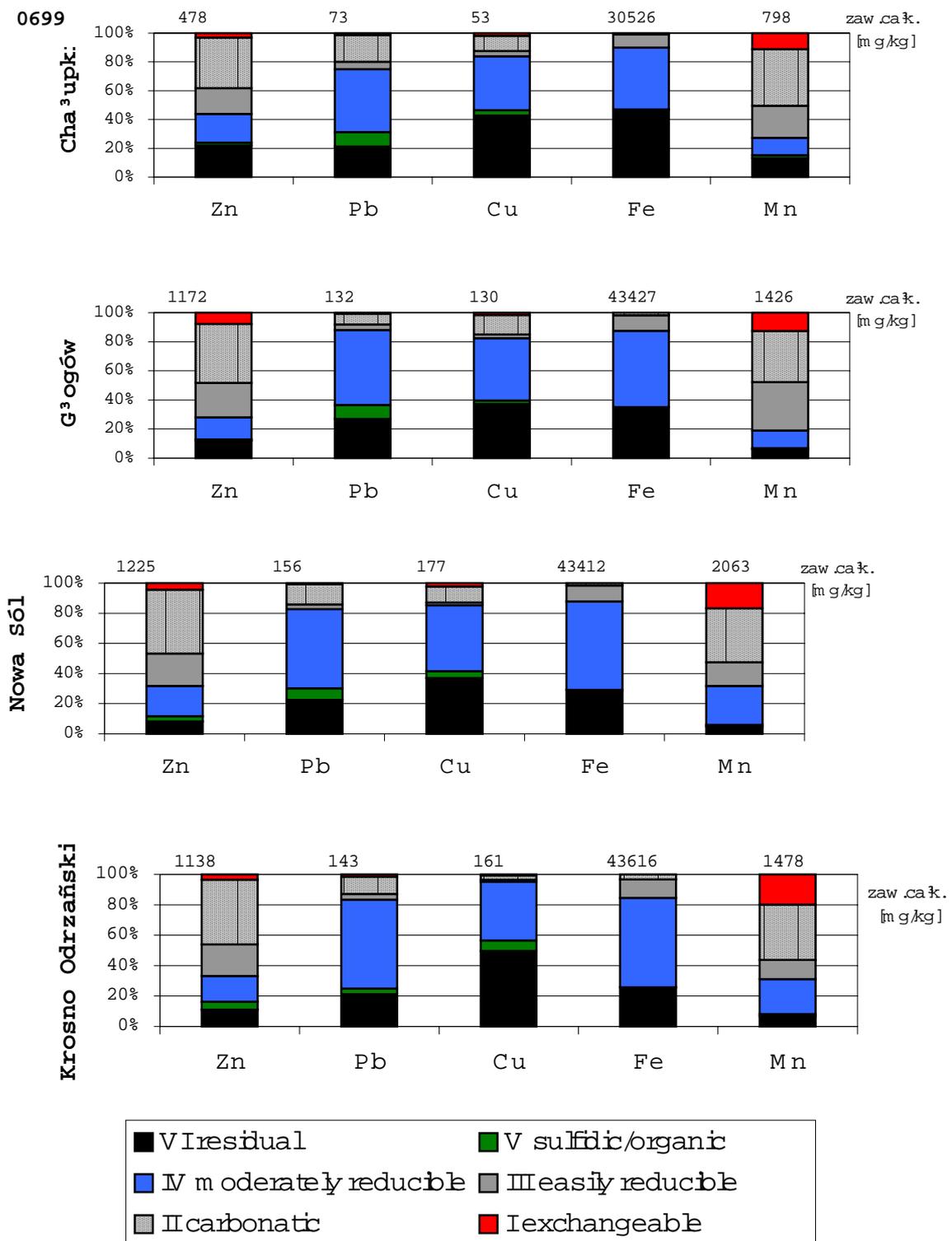


Abbildung 25: Verteilung der Schwermetalle zwischen den Hauptbestandteilen der Odersedimente. Ergebnisse der sequentiellen chemischen (06/99)

### 5.1.3 Mobilität von Nährstoffen

Aufgrund von unterschiedlichen biologischen Prozessen, und von Diffusionsvorgängen und der damit verbundenen An-/Abreicherung von Nährstoffen in Porenwässern leisten die Sedimente verschieden große Beiträge zur kurzfristigen Freisetzung speziell von Stickstoff. Ein erhöhter Nährstofftransport wurde z. B. während der Flut im Sommer 1997 beobachtet, was zum Teil mit der Freisetzung von Nährstoffen aus den Sedimenten in Zusammenhang gebracht wurde. Zur Abklärung des Freisetzungspotentials wurden an der BfG Berlin Untersuchungen gemäß DIN 38414-S4 sowie dem pH-stat-Verfahren durchgeführt. Sediment und Porenwasser wurden dabei getrennt betrachtet.

Die Odersedimente zeigten ein unterschiedliches verfahrensspezifisches Verhalten bezüglich der Eluierbarkeit von P- und N-Verbindungen. Mit dem Verfahren nach DIN 38414-S4 werden  $N_{\text{ges}}$ -Gehalte in den Eluaten zwischen ca. 1 - 20 mg N/L, mit dem pH-stat-Verfahren sogar  $N_{\text{ges}}$ -Gehalte von bis zu 40 mg N/L analysiert. Im Mittel wurden infolge der Absenkung des pH-Werts auf 4,5 ca. 50% mehr Stickstoff aus den Sedimenten freigesetzt, während die Beiträge aus dem Porenwasser vergleichbar sind.

Im Gegensatz dazu war die Mobilität von Phosphorverbindungen im pH-stat-Verfahren bei pH 4,5 im Mittel um ca. 50-60% geringer als nach der DIN-Methode. In Extremfällen sind in Eluaten von Odersedimenten bis zu 0,3 mg P/L (pH-stat) bzw. 0,9 mg P/L (DIN 38414-S4) gefunden worden.

Die bei pH 4,5 allgemein höhere Mobilisierung der N-Verbindungen aus dem Feststoff lässt sich auf Lösungsvorgänge von Hydroxiden und Ionenaustausch zurückführen. Ammoniumkationen können bei pH 4,5 durch Ionenaustausch in die flüssige Phase freigesetzt werden. Unter den Bedingungen der pH-stat-Versuche (pH-PW, pH-Sd) werden hohe Mengen an Eisen und Mangan mobilisiert. Möglicherweise wird unter diesen Bedingungen die Mobilität des Phosphors durch Fällung beeinträchtigt.

Der Eluatstickstoff von Odersedimenten stammte beim Verfahren nach DIN 38414-S4 durchschnittlich zu 45% aus dem Porenwasser (DIN-PW) und 55% aus der Trockenmasse des Sediments (DIN-Sd). Beim Eluatphosphor liefert das Porenwasser im DIN-Verfahren dagegen nur ca. 20%. Zwischen den Beispielgebieten existieren aufgrund der unterschiedlichen Porenwasserzusammensetzungen erhebliche regionale Unterschiede in diesen Beiträgen.

Die kurzfristige Mobilisierbarkeit von Nährstoffen aus Odersedimenten bei Widuchowa weist jahreszeitliche Trends auf. In den Wintermonaten zwischen November und März war die Mobilität von N und P geringer als in den wärmeren Monaten mit erhöhter Bioaktivität. Die höheren Nährstoffgehalte der Eluate in den Sommermonaten waren überwiegend auf steigende Nährstoffgehalte in den Porenwässern zurückzuführen. In Abhängigkeit von den Redoxbedingungen war Ammonium der Hauptbestandteil der N-Verbindungen in den Eluaten.

#### 5.1.4 Fazit

Viele Faktoren beeinflussen die Mobilisierung von Metallionen und Nährstoffen aus Sedimenten von Flusssystemen. Einer ist die Korngröße. Die Abtrennung der feinen (< 20 µm) Fraktion des Sediments eliminiert einige negative Effekte. Die Abnahme der Heterogenität des Sediments führte zu einer Vorkonzentration der Metallionen im Vergleich zu den gröberen Fraktionen bzw. dem Gesamtsediment. Aus den erhaltenen Ergebnissen geht hervor, dass bei einem großen Anteil der groben Fraktion sein Beitrag zur Gesamtmenge an Schwermetallionen im Sediment berücksichtigt werden muss.

Hinsichtlich der möglichen Freisetzung der Metallionen aus Flusssedimenten erwies sich eine Änderung des pH und Eh von herausragender Bedeutung. Die Pufferkapazität der Sedimente ergab eine erste Charakterisierung der Mobilität der Metallionen. Die Odersedimente sind im allgemeinen gering gepuffert. Eine Reduzierung des pH-Werts z.B. bei Aufwirbelung der Sedimente und Ablagerung an Land führt daher zu einer Freisetzung insbesondere von Cadmium und Zink.

Bei den Bindungsformen der aus den Sedimenten extrahierten Metallionen wurden signifikante Unterschiede beobachtet. Ausgehend von ihrem geochemischen Verhalten können sie in zwei Gruppen eingeteilt werden:

- sehr mobile Elemente wie Cd, Zn, Mn, As und z.T. Cu,
- Metalle, die stark an mineralische Phasen der Feststoffe gebunden sind: Pb, Cr, Ni und Fe.

In den kontaminierten Sedimenten liegen die Schwermetalle zu einem großen Anteil in den mobileren Formen vor. Besonders in suspendiertem Material spielt die carbonatische Fraktion im Akkumulationsprozess der Metalle eine wichtige Rolle (HELIOS-RYBICKA UND ADAMIEC 2001).

Der genaue Weg, auf dem Cu, Zn und Pb von der Lubin-Legnica Kupferabbau- und -verarbeitungsindustrie in die feine Fraktion der Odersedimente gelangt sind, ist nicht bekannt. Wahrscheinlich werden die löslichen Metallionen – unter Umständen im Wasser des Flusses selbst – in schwerer lösliche Spezies umgewandelt, die durch Fe-Oxidhydrate bzw. Alumosilikate (Lehmpartikel) adsorbiert werden. Weiterhin deutet die SEM-Untersuchung der Sedimente darauf hin, dass der partikelgebundene Transport von Cu und Zn eine wichtige Rolle spielt. Die Wiederfindung von Sulfiden aus dem Bergbau- und Verarbeitungsabfall in tiefer liegenden Flussregionen verdeutlicht dies.

Untersuchungen zum Verhalten der Metallionen während der Flut (Deposition von Flutsedimenten an Land) haben gezeigt, dass infolge der Oxidationsprozesse, einige Metallionenarten in mobilere Formen überführt und freigesetzt wurden. Die extrem mobile, ionenaustauschbare Metallfraktion in den Flutsedimenten wurde mit der Zeit immer geringer (HELIOS RYBICKA UND STREBONSKA 1999) oder späteren (HELIOS RYBICKA ET AL 2000) Untersuchung. Dies deutet darauf hin, dass ein Teil des am ehesten bioverfügbaren Metalls aus den Flutsedimenten freigesetzt wurde. Die Ergebnisse der sequenziellen Extraktion bestätigen auch die Ergebnisse früherer Untersuchungen. Obwohl die Flutsedimente atmosphärischen Bedingungen ausgesetzt waren, lagen Cu, Zn und Pb zum Teil noch in den immobilen organisch-sulfidischen Formen vor.

Auch für Nährstoffe sind die Odersedimente eine potentielle Quelle, aus der sie kurzfristig in großen Mengen freigesetzt werden und zu einer temporären Belastung der Wasserphase beitragen können.

Weitere Details sind den Abschlussberichten der Teilprojekte 3 „Chemische Speziation, Akkumulation und Freisetzung von Schwermetallen in Schwebstoffen und Sedimenten“, 5 „Verhalten der Schwermetalle und Organometallverbindungen in Schwebstoffen, Sedimenten und Huminfraktionen“ und 7 „Bewertung von Referengebietern für Sedimente und Bestimmung der partikulär gebundenen Schadstofffrachten in das Stettiner Haff“ zu entnehmen.

## **5.2 Die Schwebstoffe**

Schwebstoffe stellen das Bindeglied zwischen den gelösten Schwermetallionen und dem Sediment dar. Ihnen kommt beim Schadstofftransport entscheidende Bedeutung zu.

Um eine repräsentative Menge an Flussschwebstoffen für die Analytik zu erlangen, wurden vorrangig Schwebstoffgroßproben (180 L pro Lokalität) entnommen. Die angeführten Ergebnisse beziehen sich größtenteils auf diese Probenart.

### **5.2.1 Bindungsformen der Metallionen**

Die Bindungsformen der Schwermetallionen wurden nach dem bei den Sedimenten beschriebenen Verfahren in Proben vom Mai 2000 untersucht, die 15 verschiedenen Punkten der Oder entstammten. Der Schwebstoffgehalt lag zwischen 10 und 120 mg/L.

Die Ergebnisse sind in Abbildung 26 dargestellt.

Die Anteile der mobilsten Schwermetallfraktionen (austauschbare und carbonatische Fraktion) waren in den untersuchten Oderschwebstoffen hoch. Sie betragen für Zink bis 68 %, für Cadmium bis 54 %, für Mangan bis 65 % und für Kupfer bis 32 %. In der Carbonatfraktion wurden die höchsten Anteile für Zn, As, Cd und Mn gefunden – bis 49 % bei Oder-Opole, 37 % bei Kaczawa, 52 % bei Oder-Cigacice und 78 % bei Klodnica.

Arsen war hingegen vorwiegend in der moderat reduzierbaren Fraktion zu finden, was auf eine relativ feste Bindung an Eisenoxidhydrate deutet.

Am festesten gebunden waren Blei, Chrom und Kupfer, die mit den leicht und mäßig reduzierbaren Fraktionen von Mangan- und Eisenoxidhydraten assoziiert waren. Die Anteile dieser Fraktionen betragen bis zu 80 %.

Die Ergebnisse verdeutlichen ein Gefährdungspotential der Oderschwebstoffe aufgrund der bestehenden Freisetzungsmöglichkeiten von Cadmium und Zink. Nach einer Ablagerung der Schwebstoffe auf Überflutungsflächen ist mittelfristig mit einer Mobilisierung insbesondere von Zink und Cadmium zu rechnen, da dann die Bindungsstrukturen oxidiert bzw. ausgewaschen werden.

Aber auch die relativ hohen immobilen Anteile von bis zu 45 % Zink und (in einigen Proben) bis zu 18 % Cadmium verdienen Aufmerksamkeit. Diese Anteile können bis in die Ostsee transportiert und unter den dort herrschenden Bedingungen mobilisiert werden.

Auch hier bestätigten die mittels Rasterelektronenmikroskopie und energieauflösender Mikrosonde (SEM-EDX) durchgeführten Untersuchungen die obigen Ergebnisse. In den Schwebstoffen wurden Arsen signale in Kombination mit Eisensignalen festgestellt, was auf seine Bindung an Eisenhydroxide deutet. Das gleiche gilt für Zink und Kupfer, deren Signale ebenfalls in Kombination mit denen von Si-Al-Phasen und Carbonaten gefunden wurden (weitere Details siehe Abschlussbericht Teilprojekt 3 „Chemische Speziation, Akkumulation und Freisetzung von Schwermetallen in Schwebstoffen und Sedimenten“).

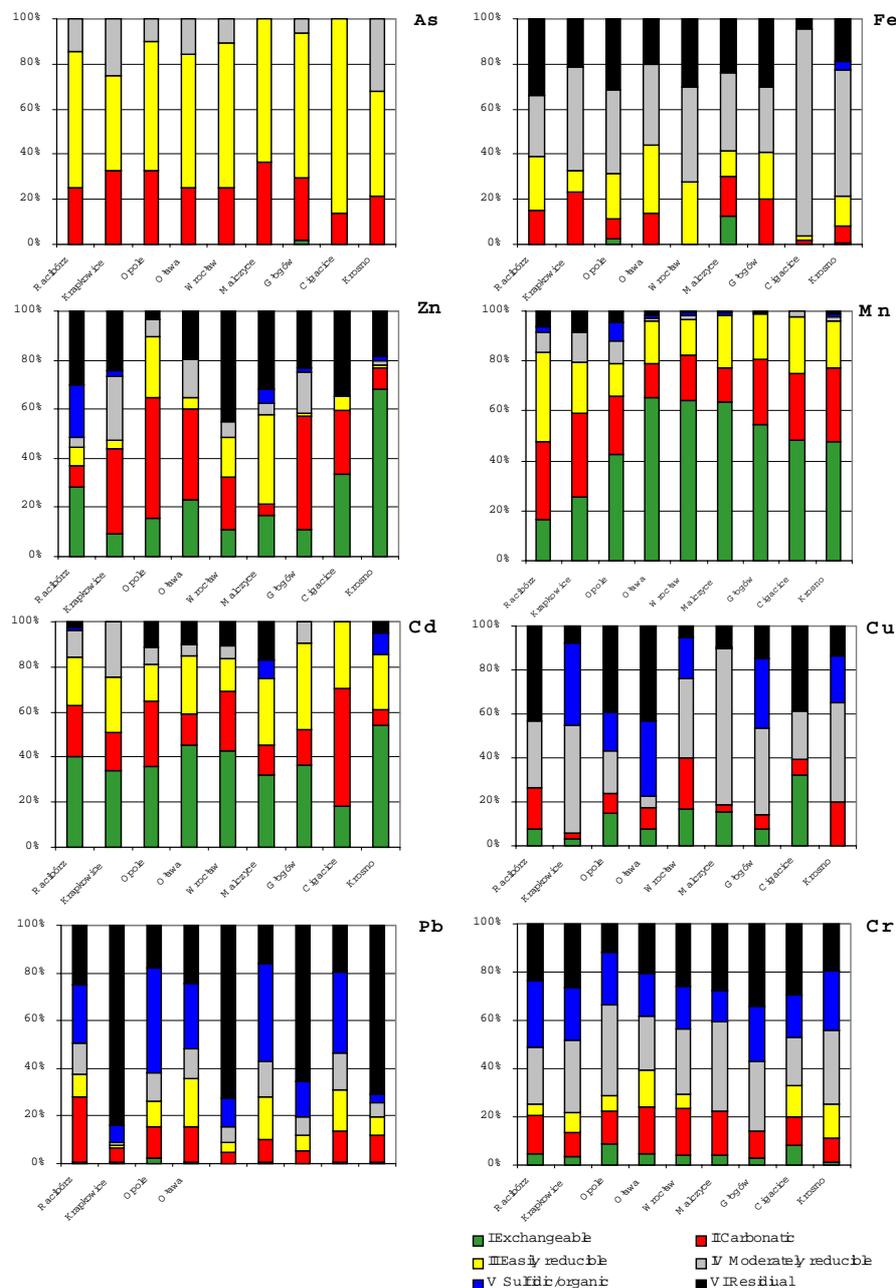


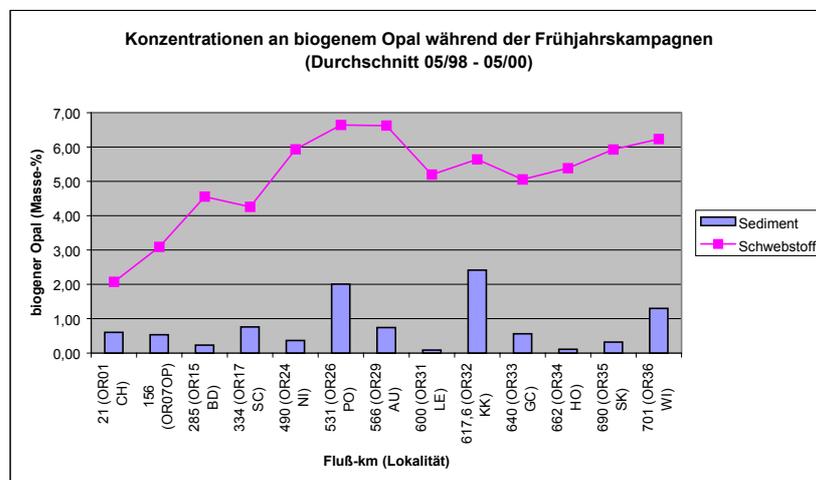
Abbildung 26: Verteilung der Metallionen zwischen den Hauptbestandteilen der Schwebstoffe, Ergebnisse der sequentiellen Extraktion (Mai 2000)

## 5.2.2 Mineralogische Charakterisierung der Schwebstoffe

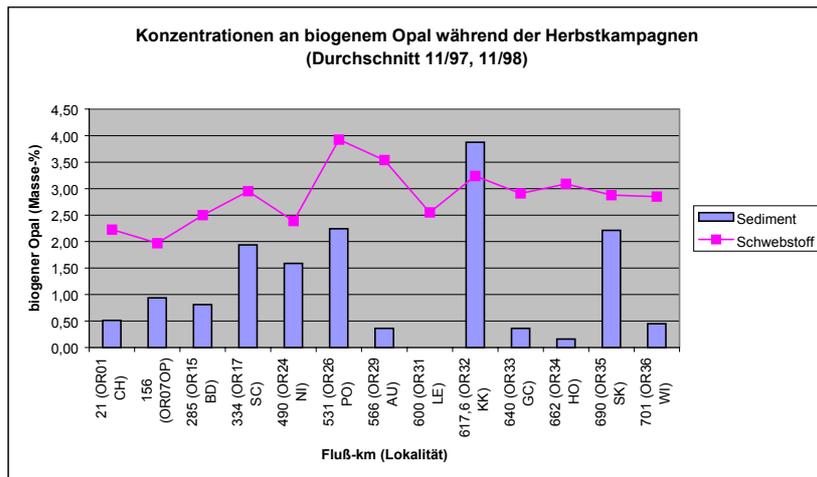
Die ermittelten **Schwebstoffkonzentrationen** verringerten sich in Fließrichtung, wobei der Mittellauf um Nietkow stets erhöhte Gehalte aufwies. Die durchschnittlichen Gehalte der einzelnen Kampagnen variierten dabei zwischen 18 (11/97) und 30 mg/L (05/00). Die in biologisch aktiven Phasen entnommenen Proben (05/98, 06/99, 05/00) waren durch erhöhte Konzentrationen geprägt, was die wichtige Rolle der biologischen Primärproduktion bei der Genese fluviatiler Schwebstoffe unterstreicht.

Dieser saisonale Trend wurde auch bei den C-/S- Parametern deutlich. Die Konzentration an **Gesamtkohlenstoff** in den Schwebstoffen stieg in Fließrichtung, wobei der laterale Verlauf während der Frühjahrsbeprobungen, die durch erhöhte Gesamt-(TC)-kohlenstoffgehalte gekennzeichnet sind, besonders deutlich in Erscheinung trat. Die analysierten TC-Konzentrationen wiesen für die einzelnen Kampagnen Durchschnittswerte von 9,3 (11/97) und 10,4 Masse-% (05/00) auf. Die **TOC**-Analysen zeigten, dass über 95% des partikulären Kohlenstoffs organogener Natur waren. Bemerkenswert waren die erhöhten Kohlenstoffgehalte in den Schwebstoffen der Warthe (durchschnittlich 14,8 Masse-%). Erwartungsgemäß wiesen die Schwebstoffe verglichen mit den Sedimenten höhere Kohlenstoffkonzentrationen auf.

**Biogener Opal** stellt einen quantitativ wichtigen Bestandteil der partikulären Phase dar (HENNING ET AL. 2000). In den Abbildung 27 und Abbildung 28 sind die im Schwebstoff und Sediment ermittelten Gehalte für die unterschiedlichen Jahreszeiten gegenübergestellt.



**Abbildung 27: Laterale Entwicklung der Gehalte an biogenem Opal in den Odersedimenten und -schwebstoffen während der Frühjahrskampagnen. Durchschnittskonzentrationen 05/98, 06/99 und 05/00**



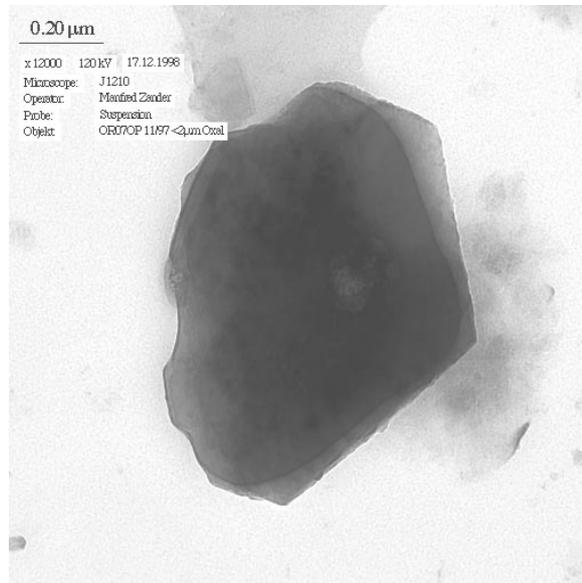
**Abbildung 28: Laterale Entwicklung der Gehalte an biogenem Opal in den Odersedimenten und -schwebstoffen während der Herbstkampagnen. Durchschnittskonzentrationen 11/97 und 11/98**

Auch die Gehalte an biogenem Opal waren durch einen Anstieg in Fließrichtung gekennzeichnet - ein lateraler Trend, der auch bei diesem Parameter im Frühjahr besonders deutlich wird. Bedingt durch die im Frühjahr zu verzeichnende Massenentfaltung von Diatomeen, wiesen die "Frühjahrsproben" ein deutlich höheres Konzentrationsniveau als die "Herbstproben" auf. Die analysierten Durchschnittskonzentrationen der einzelnen Kampagnen schwankten zwischen 5,3 (11/98) und 16 Masse-% (05/98). Generell waren die Gehalte an biogenem Opal in den Schwebstoffen höher als in den Sedimenten, wobei sich bei der saisonalen Konzentrationsentwicklung ein gegenläufiger Trend abzeichnete. So waren die Opalgehalte der "Herbstedimente" durch vergleichsweise hohe Werte gekennzeichnet, was in direktem Zusammenhang mit der Sedimentation und Anreicherung diatomitischer Skelettsubstanz abgestorbener Kieselalgen steht.

Der **anorganische Anteil** der Schwebstoffe, der hauptsächlich aus Quarz, Opal, Plagioklas, Orthoklas und Tonmineralen besteht, war vorrangig der Korngröße < 20 µm zuzuordnen. Die **Korngrößenanalyse** ergab, dass diese Fraktion mit Durchschnittsgehalten der einzelnen Kampagnen von 67 Masse-% (05/00) bis 84 Masse-% (11/97) eindeutig dominiert. Der anorganische Anteil der Sedimente, der eine ähnliche mineralische Zusammensetzung aufweist, hat überwiegend Feinsandcharakter, wobei aber auch Proben mit erhöhtem Anteil an schluffig-tonigem Material vorkommen.

Viele Komplexverbindungen und Schwermetalle werden bevorzugt von Tonmineralen adsorbiert (MASON & MOORE 1985). Besonders Smektite der Montmorillonit-Beidellit-Reihe und die Vermiculite besitzen ein beachtliches Adsorptionsvermögen. Mittels TEM-EDX wurden in der Tonfraktion < 2 µm folgende Tonminerale identifiziert: Montmorillonit, Mixed-Layer-Minerale (i.d.R. Montmorillonit/Illit-ML), Illit/Muskowit, Kaolinit (Abbildung 29), Seladonit. Optisch dominierend waren die Mixed-Layer-Strukturen. In dieser Mineralgruppe wurden die höchsten Kationenaustauschkapazitäten mit 2,4 meq/g ermittelt. Häufige Nichttonminerale in dieser Fraktion waren Quarz, biogener Opal (Diatomeenreste) und Fe-Mn-Überzüge auf Partikeln. An ausgewählten Schwebstoffproben wurde der

Tonmineralbestand semiquantitativ untersucht, wobei eine Dominanz von Glimmer/Illit festgestellt wurde (ca. 50%). Weitere Vertreter der analysierten Tonmineralparagenese waren Kaolinit (15 - 35%), Smektit/Wechselagerungsminerale (10-35%) und Chlorit (10-15%).



**Abbildung 29: Hypidiomorph ausgebildeter Kaolinit der Probe Opole - OR 07 OP 11/97**

Die **Schwerefraktion** (0,4 bis 1,2 Masse-%) der untersuchten Schwebstoffproben setzte sich zusammen aus:

- transparenten Schwermineralen (geogen)
- opaken Schwermineralen (geogen) und Schwerepartikeln (meist anthropogene Schlacken)
- opaken Flugaschkugeln (anthropogen) Pyritframboiden (geogen-biogen)
- verkrusteten Partikeln (z.T. mikrobiell-authigen).

In den Schwebstoffproben wurden zwei geogene Schwermineralassoziationen gefunden:

- Amphibol - Rutil - Ilmenit - Zirkon
- Amphibol - Epidot - Ilmenit – Granat.

Es wurden in den Überflutungssedimenten Juli/August 1997 die geogene Schwermineralassoziation Amphibol - Granat - Zirkon - Epidot beobachtet. Eigenständige Minerale der toxischen Schwermetallionen wurden nicht gefunden.

Die **anthropogene Fraktion** bestand aus den meist opaken xenomorphen Schlacken und aus opaken rundlichen Flugaschkugeln. Sie sind in den Sedimenten mengenmäßig etwas häufiger als in der Schwerefraktion der Schwebstoffe auf. Eine Zuordnung zu bestimmten verursachenden Technologien bzw. Emittenten (Braun- und Steinkohlenkraftwerke, Stahlproduktion, Hausbrand) war mit diesen Ergebnissen nicht möglich. Es kann aber festgestellt werden, dass ihr Anteil ebenso wie der der Schwebstoffe selbst geringer ist als in vergleichbaren Sedimenten der Elbe und Saale (HENNING u. a. 1996, 1997, 2000). Weiterhin

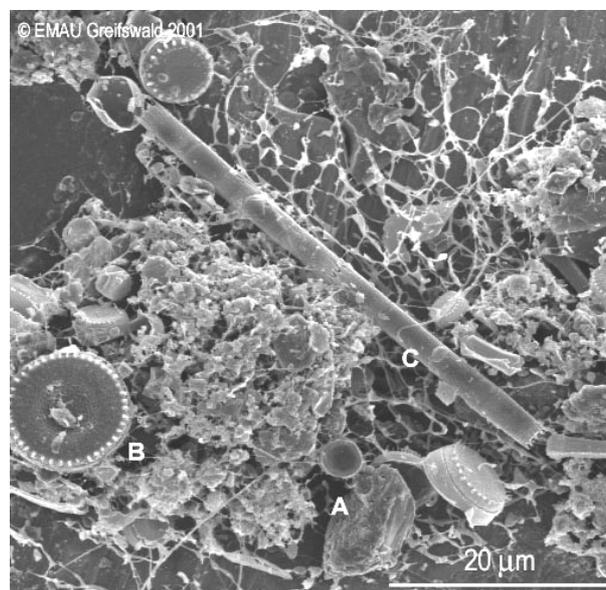
kann festgestellt werden, dass toxische Schwermetallionen, wenn überhaupt, dann nur als Spuren in diesen anthropogenen Bestandteilen der Sedimente zu finden sind.

### 5.2.3 Schwebstoffstrukturen

Die Schwebstoffstrukturen in der Oder wurden mit Hilfe einer neuen auf der Basis von Untersuchungen an der Elbe, der Saale, der Havel und anderen mittel-europäischen Fließgewässern entwickelten Nomenklatur bestimmt (HENNING 2001).

In den Schwebstoffen der Oder überwogen flächen- und volumenbezogen die organischen Bestandteile. Ihr Masseanteil dagegen war gering. Lateral betrachtet, überwog im Oberlauf der Feststofftransport durch geringer vernetzte Einzelkörner. In Fließrichtung nahm die Vernetzungsintensität zu und im Mittel- bis Unterlauf dominierten voluminösere, gerüstartige Netzstrukturen. Ein saisonaler Vergleich der Internstrukturen zeigte, dass die Netzdichte und der Vernetzungsgrad in den Schwebstoffen des Frühjahrs vergleichsweise hoch war.

Die herausragende Bedeutung der Flocken als Hauptform des Transports der suspendierten Feststoffe konnte erneut festgestellt werden. Als anorganische Bestandteile der Feststoffe wurden bislang vor allem Silikate gefunden, die in das gerüstartige Netz organischer Schleime unterschiedlicher Genese fest eingebunden waren. Sie stellten einen wesentlichen Faktor für die Besiedelung mit Mikroorganismen und damit für die Flockenbildung dar (Abbildung 30).



**Abbildung 30:** Cryo-SEM-Aufnahme vom Schwebstoff der Lokalität Lebus (OR31 LE 05/98). Deutlich zu erkennen ist die Fixierung anorganischer (A - Mineralkorn) und biogener (Diatomeen: B - *Stephanodiscus* sp.; C - *Aulacoseira granulata*) Komponenten in einem dichtmaschigen Netz organischer Schleime

## 5.2.4 Diatomeenzusammensetzung

Die mikroskopische Analyse planktischer und periphytischer **Diatomeenassoziationen** ermöglichte Aussagen zur Populationsdynamik der Kieselalgenflora im Odersystem sowie zu ökologisch relevanten Parametern, wobei saisonale, laterale und habitatspezifische Variationen zu erkennen waren. Zumeist wiesen die ermittelten **Diversitätsindizes** planktischer Gemeinschaften auf relativ ausgeglichene Frequenzen der einzelnen Taxa innerhalb der entsprechenden Zönosen hin.

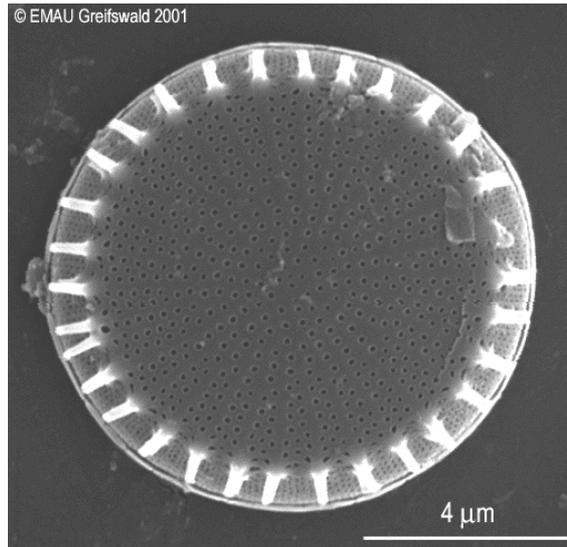
Quantitativ wichtige Species planktischer Assoziationen waren *Navicula lanceolata*, *Fragelaria crotonensis*, *Asterionella formosa*, *Aulacoseira granulata*, *Cyclotella meneghiniana*\*, *Cyclotella radiosa*\* und *Stephanodiscus hantzschii*\* (Abbildung 31), wobei etwa ab Opole eine deutliche Erhöhung des Anteils der genannten zentralen Taxa(\*) zu verzeichnen war. Die periphytischen Assoziationen waren durch etwas stärkere Variationen in der Artenzusammensetzung gekennzeichnet.

Durch die Analyse entsprechender Indikatortaxa (nach SLADĚČEK 1986 und 1996) bestätigte sich der in Kapitel 4.2 beschriebene **Saprobiegrad**. Die Einstufung des untersuchten Flussabschnitts als  $\beta$ -mesosaprobies Gewässer (Gewässergüteklasse II = mäßige Belastung mit leicht abbaubarer, organischer Substanz und guter Sauerstoffversorgung) (LAWA 1998a) wurde anhand planktischer und periphytischer Diatomeenzönosen belegt.

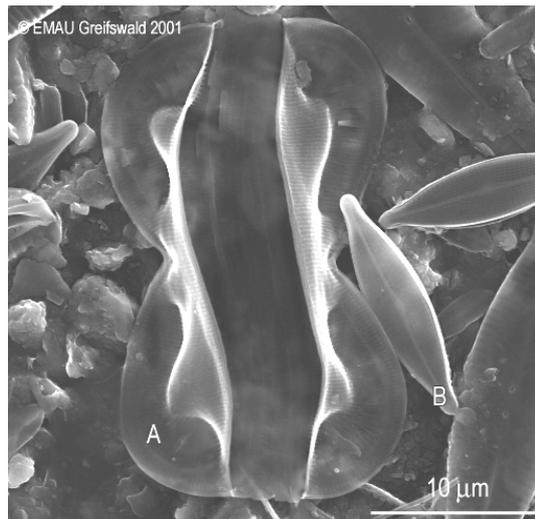
Die biologische Wirkung des Salzgehalts konnte ebenfalls durch die Analyse von Diatomeengemeinschaften indiziert werden, wobei die Berechnung des Halobie-Index nach HUSTEDT (1957) Anwendung fand. Der laterale Verlauf dieser Indizes zeigte dabei einen deutlichen Trend. Bei allen Kampagnen war ein starker Anstieg der Werte nördlich des Olza-Zuflusses feststellbar. Rechtsseitige Nebenflüsse im Oberlauf entwässern z.T. das Kohlerevier Rybnik und bringen dadurch eine erhebliche Elektrolytfracht (hauptsächlich Chlorid und Sulfat) in die Oder ein. Bedingt dadurch kommt es zu charakteristischen Verschiebungen im Artenspektrum der enthaltenen Diatomeenflora, was sich hauptsächlich im erhöhten Anteil halophiler Taxa (z.B. *Entomoneis paludosa* var. *subsalina* – Abbildung 32) äußert.

Verdeutlicht wird diese signifikante Veränderung durch erhöhte Halobie-Indices mit maximalen Werten im Bereich Olza-Zufluss bis Opole. Nördlich von Opole verringerten sich die Halobie-Indices in Fließrichtung wieder. Auf der Grundlage der Halobie-Indices ließ sich der Oberlauf nördlich der Olza bis Opole und der Abschnitt Brzeg Dolny bis Polecko in den Grenzbereich zwischen  $\beta$ -oligohalober (Süßwasser mit mittlerem bis hohem Elektrolytgehalt) bis  $\alpha$ -oligohalober (gering versalzt) Qualitätsstufe einordnen, was speziell durch die periphytischen Diatomeengemeinschaften deutlich wird. Die übrigen Bereiche hatten  $\beta$ -oligohaloben Charakter (Süßwasser mit mittlerem bis hohem Elektrolytgehalt).

Beide Species gelten als gute Halobie-Indikatoren und bevorzugen elektrolytreichere Gewässer.



**Abbildung 31: SEM-Aufnahme einer *Stephanodiscus hantzschii* aus dem Plankton von Aurith (05/2000). Diese Species gilt als äußerst tolerant gegenüber organischer Belastung**



**Abbildung 32: SEM-Aufnahme einer *Entomoneis paludosa var. subsalina* (A) und *Navicula capitatoradiata* (B) aus dem Periphyton von der Olza (05/1998)**

### 5.2.5 Schwebstofftransport

Der Transport der Oderschwebstoffe erfolgt überwiegend in Form von Schwebstoffflocken und nicht als Einzelpartikel, wobei eine dynamische Wechselwirkung zwischen Transport, Sedimentation, Kompaktion, Resuspendierung und Flockenneubildung zu verzeichnen ist. Diese Vorgänge wiederholen sich im Flusslauf zyklisch.

Die Flocken wirken als „Transportvehikel“ (KAUSCH 1996) für Schwebstoffe, Schadstoffe, Bakterien, Viren und benthisch lebende Mikroorganismen, die dann zum Pseudoplankton zu rechnen sind. Die Transportwege vergrößern sich durch Absenkung der Sinkgeschwindigkeit nach dem „Fallschirmprinzip“.

Die Massenbilanzierung der durchschnittlichen **Schwebstofffracht** zeigt, dass an den untersuchten Lokalitäten des Mittellaufs etwa 200-300 kt Schwebstoff pro Jahr transportiert werden und sich die Frachtrate nördlich davon, vor allem durch den Zufluss der Warthe deutlich erhöht. Für die Lokalität Schwedt wurde mit 358 kt/a die maximale Schwebstofffracht der Oder ermittelt. In dieser Größenordnung ist die Schwebstofffracht in das Oderästuar zu erwarten. Diese Größenordnung stimmt mit der durch die BfG im Rahmen der kontinuierlichen Schwebstoffuntersuchung an der Station Schwedt bestimmten Schwebstoffmengen überein (MÜLLER, A. 2001).

Der Schadstofftransport in der Oder erfolgt zu einem erheblichen Anteil an die Schwebstoffe gebunden. Es wurden deshalb auch elementspezifische Schadstofffrachten berechnet, die in Kapitel 5.4 zusammenfassend dargestellt sind.

### **5.2.6 Fazit**

Die komplexe Auswertung aller ermittelten Parameter erbrachte Aussagen zur Charakteristik und Genese der Oderschwebstoffe, zum Transportmechanismus der Schwebstoffflocken, zu saisonalen und lateralen Trends relevanter Parameter. Desweiteren erfolgte anhand der Analyse des Diatomeenbestandes eine Bioindikation ökologisch relevanter Parameter.

Eine detaillierte Beschreibung der angewandten Methodik sowie eine ausführliche Darstellung und Interpretation, der im Rahmen des Teilprojekts 4 „Schwebstoffbeschaffenheit im Odersystem“ ermittelten Ergebnisse sind dem Abschlussbericht des IOP (HENNING ET AL. 2001) zu entnehmen.

## **5.3 Der Stoffhaushalt in den Polderflächen der Oder**

Am Ende des 19. Jahrhunderts wurde an der Oder begonnen, umfangreiche Maßnahmen zur Flussregulierung, für den Hochwasserschutz und zur Gewinnung von landwirtschaftlichen Nutzflächen auszuführen. Es wurden Flusspolder geschaffen, die in den Wintermonaten bzw. bei besonderen Ereignissen mit Wasser der Oder geflutet werden. Nach Abfluss des Wassers im Frühjahr konnte die landwirtschaftliche Nutzung, heute vorwiegend als Weideland erfolgen. Durch diese Maßnahmen werden die ursprünglichen geologischen und geochemischen Bedingungen und Prozesse in einem Flussauengebiet von dem raschen Wechsel Flutung und Trocknung überlagert. Die komplexe Dynamik dieser Vorgänge hat starke Milieuänderungen im Boden zur Folge. Damit verbunden sollten Auswirkungen auf die Fixierung und Mobilisierung von Elementen sein, wobei insbesondere die anthropogen in dieses System eingetragenen Schadelemente von Interesse sind. Die Möglichkeit, auf der Basis geochemischer Analysen zwischen geogenen und anthropogenen Substanzeinträgen differenzieren zu können, bildet einen methodischen Schwerpunkt in der Bewertung der Elementführung in Böden.

Gemäß Abbildung 33 befinden sich im Nationalpark „Unteres Odertal“ sechs Polder, die als Mittelpolder zwischen der Oder und der Hohensaaten-Friedrichstaler-Wasserstraße (HFW) bzw. als Randpolder bezeichnet werden und zwischen den Hauptwasserarmen und Talhängen liegen. Es sind dies:

Bezeichnung	Lage	Größe in ha
Lunow – Stolper Polder	MP, TP	1620
Fiddichow-Gatower Polder	MP, NP	1725
Criewener Polder	MP; NP	1480
Schwedter Polder MP, NP	MP, NP	1370
Friedrichstaler Polder	RP, TP	687
Staffel der Polder	RP	54,2

**MP: Mittelpolder, RP: Randpolder; NP: Nasspolder, TP: Trockenpolder**

In die Untersuchungen wurden die Polder Stolpe, Criewen, Schwedt und Gatow einbezogen.

Die Lage des Flächenniveaus der Polder unterhalb des Gewässerspiegels des Flusses führt zu einem erheblichen Drainagewasserzustrom in den Grundwasserbereich der Polder.

Durch die jährliche Überflutung der Flächen kommt es zum Eintrag von suspendiertem Material und von gelösten Stoffen in die Polder und zu schnellen Änderungen des geochemischen Milieus an der Oberfläche und im Boden.

### 5.3.1 Charakterisierung der Auenböden

An der mineralogischen Zusammensetzung der Böden sind vorwiegend Montmorillonit/Illit, Kaolinit und Quarz sowie in geringeren Anteilen Plagioklas, Kalifeldspat und Illit sowie organische Substanz beteiligt.

Granulometrische und analytische Untersuchungen der Auenböden zeigten, dass sich die erkennbaren substantiellen lokalen Unterschiede zwischen den Poldern zunächst vorwiegend auf Korngrößen-sortierungsprozesse zurückführen lassen. In Beziehung zu diesem Prozess steht die Verteilung lithophiler Elemente, die vom Wechsel milieubedingter Parameter kaum beeinflusst werden.

So zeigen die Auenböden der Polder gemäß Abbildung 34 eine enge Beziehung zwischen den Gehalten an  $Al_2O_3$  und  $TiO_2$  und erlauben eine Gliederung zwischen den verschiedenen Gebieten.

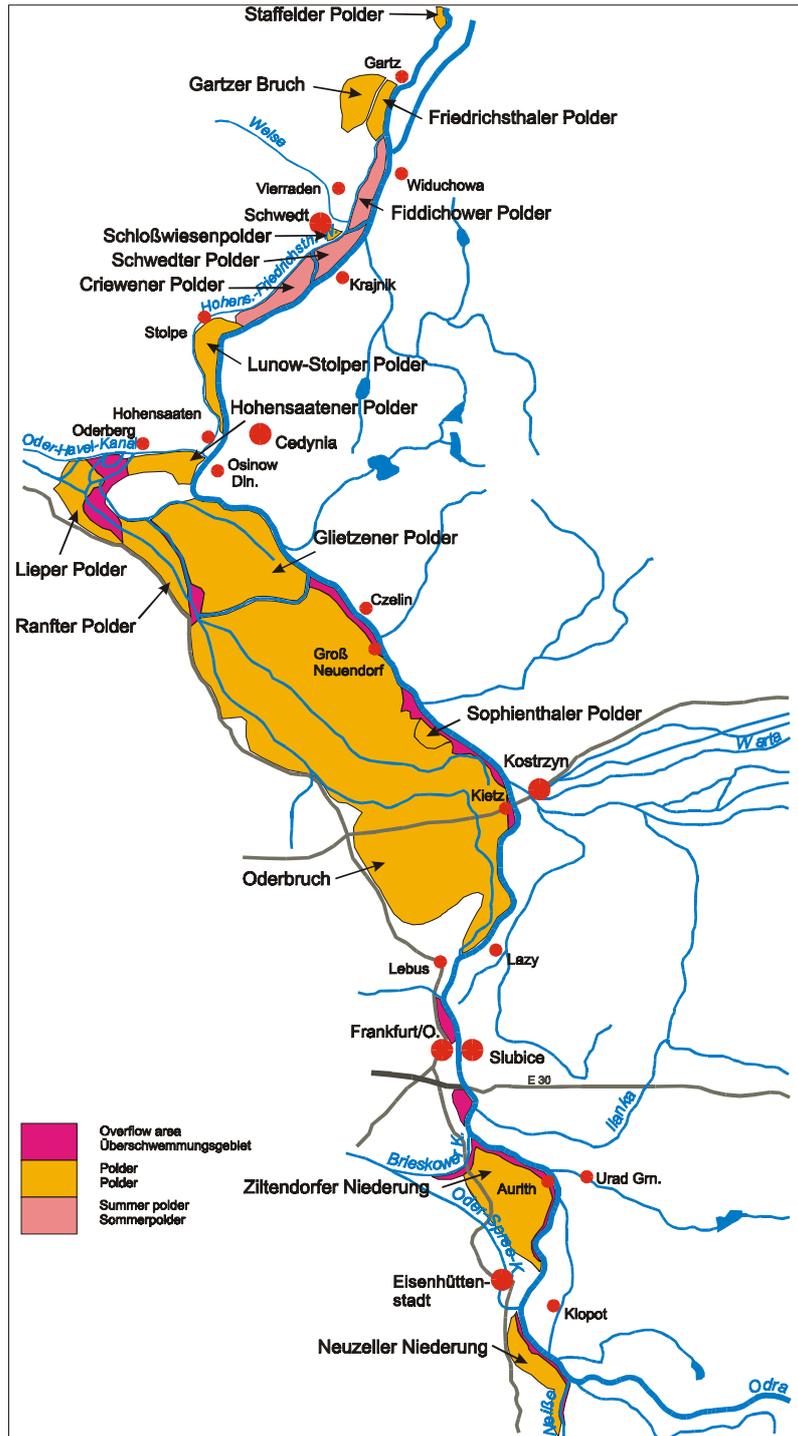
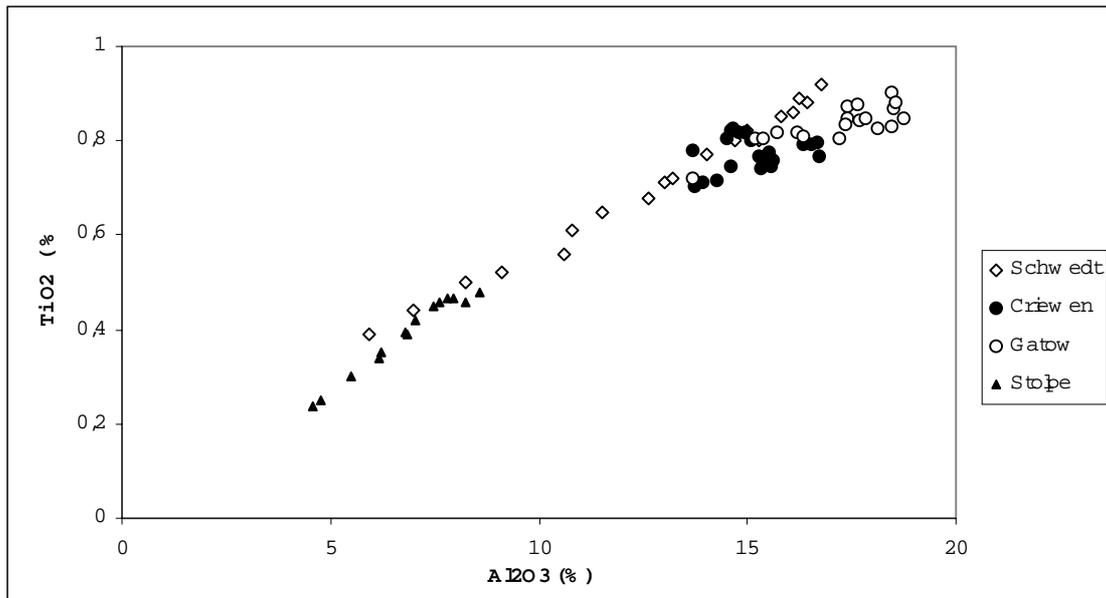


Abbildung 33: Die Polderflächen im Land Brandenburg (LUA Brandenburg 1998)



**Abbildung 34: Korrelation Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> – TiO<sub>2</sub> in den Böden der Polder**

Umweltrelevante Elemente wie As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn zeichnen sich unter natürlichen Bedingungen u.a. durch eine hohe Mobilität aus, was zur Verteilung der Elemente in verschiedene Bindungsformen mit unterschiedlichen Anteilen am Gesamtgehalt in einer Probe führt. Bevorzugte Bindungspartner für die Ionen dieser Elemente sind Tonminerale, organische Substanz und Eisenoxidhydrate. Diese Bestandteile zeigen in den Aueböden der Polder eine horizontal und vertikal stark wechselnde Verteilung, so dass sich nur aus Elementverhältnissen oder durch einen Bezug zum Glühverlust Aussagen über Beziehungen zwischen verschiedenen Proben oder zu Vorgängen der Elementverteilung ableiten lassen.

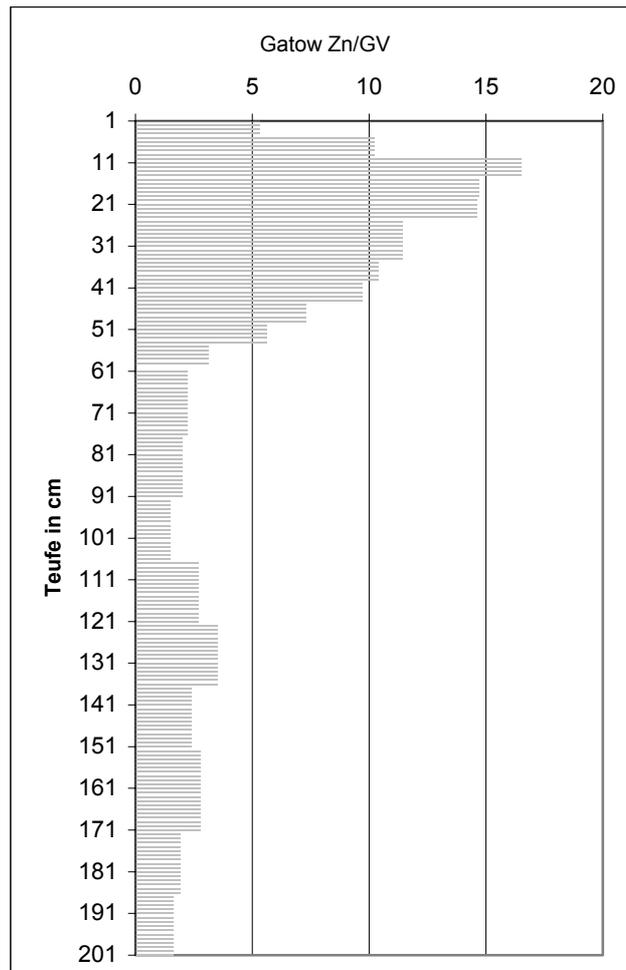
In den Nasspoldern wiesen die Tiefenprofile für die Elemente Cd, Pb und Zn in Relation zum Glühverlust bzw. als Elementverhältnisse eine typische Verteilung mit einem Maximum in einem Teufenbereich zwischen 10 und 50 cm auf, wie aus

Abbildung 35 hervorgeht.

Im Trockenpolder Stolpe waren diese tiefenabhängigen Änderungen nicht nachzuweisen. Dieser Polder wurde nach seiner weitgehenden natürlichen Verlandung ab etwa 1860 vor weiteren Überflutungen geschützt, so dass ein erhöhter Eintrag der genannten Elemente in die Nasspolder erst nach diesem Zeitpunkt eingesetzt haben kann und bis heute anhält.

Die Verhältnisse lithophiler Elemente wie Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>/SiO<sub>2</sub>, Rb/K, Th/Ti, Zr/Hf und Zr/Sc weisen diesen Trend der „anthropogenen Elemente“ nicht auf, so dass eine anthropogene Beeinflussung der Böden der Nasspolder bis in eine Tiefe von ca. 70 cm angenommen werden muss.

Für die sichere Bewertung der Umweltrelevanz von Spurenelementkonzentrationen ist die Berücksichtigung der lokalen geogenen Hintergrundwerte von grundsätzlicher Bedeutung. Auf der Basis der beschriebenen Verteilung von typischen lithogenen und umweltrelevanten Elementen konnten die nicht anthropogen beeinflussten Tiefenbereiche identifiziert werden.



**Abbildung 35: Das Zn:GV-Verhältnis in Abhängigkeit von der Tiefe**

Diese Vorgehensweise ist von besonderer Bedeutung, da in einem derartig „verwilderten“ Flussbereich die Tiefenprofile durch Umlagerungen von Material infolge Flussregulierungen oder Hochwasserereignissen gestört sein können. In die Berechnung der geogenen Hintergrundwerte wurden die Proben einbezogen, die vom Liegenden bis zum Hangenden bei vergleichbarer Lithologie etwa gleichbleibende Elementkonzentrationen ohne gerichtete Änderungen aufwiesen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 24 für die Korngrößenfraktion < 2 mm und < 20 µm zusammengefasst und dem Durchschnittsgehalt der oberen Erdkruste gegenübergestellt.

**Tabelle 24: Geogene Hintergrundwerte für die Polder an der unteren Oder für die Korngrößenfraktionen <2000 µm und <20 µm (Königswasserauszug) und der Durchschnittsgehalt der oberen Erdkruste nach WEDEPOHL (Angaben in mg/kg, für Al und Fe in [%])**

	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
<2000 µm	2,78	10,0	0,14	22	4,1	22	3,42	806	20	17	63
<20 µm	3,44	12,5	0,20	21	54	31	4,62	978	40	35	120
Obere Erdkruste	7,74	2,0	0,10	12	35	14	3,09	527	19	17	52

Auf der Basis dieser Hintergrundwerte wurden die „Anreicherungsfaktoren“ für die Oberflächenschicht der Polderböden berechnet. Sie sind in Tabelle 25 zusammengefasst.

**Tabelle 25: Kontaminationsfaktoren für die Bodenproben im Vergleich zu den regionalen geogenen Hintergrundwerten (Faktoren > 4 in Fettdruck)**

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
<b>&lt; 20 µm</b>									
Gatow (1) 0-3 cm	1,3	<b>6,9</b>	0,8	1,4	1,5	0,4	1,0	3,2	2,5
Schwedt (1) 0-3 cm	2,6	<b>14,9</b>	1,2	1,3	2,3	1,3	1,3	<b>5,3</b>	<b>4,3</b>
Criewen (1) 0-5 cm	1,3	<b>4,7</b>	1,4	1,2	1,3	1,6	1,3	1,9	2,4
Stolpe (1) 0-5 cm	0,5	1,7	1,1	0,7	0,6	0,4	0,6	1,0	1,1
<b>&lt; 2000 µm</b>									
Gatow (1) 0-3 cm	2,3	<b>9,1</b>	0,3	1,5	2,2	0,7	1,6	<b>5,2</b>	3,2
Schwedt (1) 0-3 cm	3,6	<b>18</b>	0,6	1,4	2,7	1,7	2,1	<b>7,9</b>	<b>6,3</b>
Criewen (1) 0-5 cm	1,5	<b>4,6</b>	0,5	1,1	1,3	1,8	1,5	2,6	3,4
Stolpe (1) 0-5 cm	0,5	1,3	0,2	0,6	0,6	0,4	0,6	1,2	0,5

Bemerkenswerte Kontaminationen in der Oberflächenschicht (0 bis 3 bzw. 5 cm Tiefe) der Böden ergeben sich vorwiegend für Cd und z.T. für Pb und Zn.

### 5.3.2 Stoffeinträge durch die jährliche Flutung

Durch die jährliche Überflutung erfolgt ein Materialeintrag in die Nasspolder. Aus Untersuchungen mit Sedimentfallen während der Flutungsphase wurde im Zeitraum von 1996 bis 2000 ein mittlerer Materialeintrag in den Polder Gatow von 2219 kg/ha, in den Polder Schwedt von 513 kg/ha und den Polder Criewen von 1081 kg/ha ermittelt. Die Flutungssedimente wiesen bedingt durch den hohen Anteil an organischem Material einen Glühverlust zwischen 30 und 60 % auf. Der geringe Gehalt an Tonmineralen erklärt sich aus der überwiegend sandigen Ausbildung des Einzugsgebiets und deren ständiger Ausschwemmung während der Hochwasserstände.

Die Spurenelementkonzentrationen der Überflutungssedimente wiesen gegenüber den geogenen Hintergrundwerten für die Elemente Mn, Cd, Pb und Zn sowie z.T. für Cu, Ni und Zn Anreicherungen auf, wie Tabelle 26 zeigt.

Der mengenmäßige Eintrag der Spurenelemente in die Poldersedimente variierte für Fe, Mn und Al im Bereich „kg/ha und Überflutung“ und für die Elemente Zn, Cu, Ni, Cr, V, As, Co, Cd im „g/ha und Überflutung“ (Tabelle 27).

**Tabelle 26: Anreicherungs-faktoren der Spurenelemente in den Überflutungssedimenten gegenüber der regionalen geogenen Hintergrundwerte**

	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
<b>Oderseite</b>											
Gatow	0,6	2,4	<b>22,0</b>	0,6	1,1	2,4	0,8	<b>4,3</b>	1,6	3,3	<b>6,6</b>
Schwedt	0,1	2,1	<b>4,2</b>	0,7	0,2	0,7	0,8	<b>7,1</b>	0,7	1,1	3,1
Criewen	0,5	3,4	<b>20,0</b>	1,1	2,9	2,9	1,1	<b>8,4</b>	1,9	<b>5,6</b>	10,3
<b>Poldermitte</b>											
Gatow	0,1	0,8	<b>5,5</b>	0,3	0,3	1,1	1,8	<b>4,0</b>	0,6	1,5	3,0
Schwedt	0,2	0,8	<b>7,5</b>	0,3	0,3	0,8	0,3	<b>5,5</b>	0,8	1,7	<b>4,5</b>
Criewen	0,1	1,0	<b>6,3</b>	0,3	0,2	0,7	0,2	<b>5,4</b>	0,6	0,6	1,9
<b>HFW-Seite</b>											
Gatow	0,1	0,5	<b>4,4</b>	0,2	0,3	1,0	0,7	1,2	0,8	1,2	2,4
Schwedt	0,2	0,6	<b>6,6</b>	0,3	0,5	0,9	0,4	<b>8,3</b>	1,1	2,0	<b>4,0</b>
Criewen	0,3	0,6	<b>5,4</b>	0,3	0,3	1,0	0,4	3,8	0,8	1,7	3,5

**Tabelle 27: Spurenelementeinträge in die Polder [g/ha u. Überflutung]**

	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn
<b>Gesamte Polder</b>												
Gatow	13136	22	2,6	18	45	73	80516	5214	42	73	38	538
Schwedt	8440	26	1,6	17	26	38	32069	12533	36	49	24	479
Criewen	15760	37	2,7	21	39	62	51325	10245	44	69	48	589

Auffällig waren die hohen Karbonatgehalte im Überflutungssediment (10 – 60 %). Die Ursache wird in einer biogenen Bildung in den Poldern während der ersten Algenblüte gesehen. Eng mit der Karbonatausfällung gekoppelt ist die Strontiumkonzentration, die streng mit den Gehalten an CaO korreliert.

Die Anreicherung von Mangan in den Flutungssedimenten der Polder ist ebenfalls mit der biogenen Kalkbildung verbunden und ein Ergebnis der sich dabei einstellenden unterschiedlichen Redoxbedingungen. Sie lässt sich als „Kalender der Mangan – Geochemie“ wie folgt zusammenfassen:

- Mitte Mai bis November: Mn- Fixierung.
- Mitte November bis Mitte Dezember: Mn-Mobilisierung innerhalb der sich füllenden, aber noch nicht ablaufenden Polder.

- Dezember bis Januar  
Einstellung eines dynamischen Gleichgewichts zwischen dem Mn-Gehalt im Wasser und im Boden bei pH um 7,3 und einer Sauerstoffsättigung zwischen 80 und 100 % nach beginnendem, aber begrenzten Mn-Austrag aus den Poldern (äußert sich u.a. durch erhöhte Mn-Konzentrationen in der HFW).
- Anfang März bis Mitte April  
Mn-Fixierung infolge erster Algenblüte und Beginn des Wachstums der Polderflora bereits unter dem Wasserspiegel, was von einer Erhöhung des pH auf 8,5 und einen Anstieg der Sauerstoffsättigung auf 130 % begleitet wird.
- Mitte April bis Mitte Mai  
Mn-Mobilisierung in abflusslosen Senken durch starkes Abfallen des Redoxpotentials infolge des Absterbens biologischer Materie und Temperaturerhöhung (Schlickphase) führt zu hoher Pflanzenverfügbarkeit des Mn. Bei Verbindung mit der Vorflut erfolgt ein Abfluss, was zur Erhöhung der Mn- Konzentration in der HFW führt.

Bei weiterer Eintrocknung erfolgt die Mn- Fixierung in den Senken.

### 5.3.3 Bodenwasser

Mit Saugkerzenanlagen wurde Bodenwasser an verschiedenen Positionen vor, während und nach der Überflutung in den Tiefen 50 cm, 100 cm und 150 cm gewonnen. Die Überflutung bewirkt eine Angleichung der Parameter pH, Eh, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und Temperatur im Tiefenverlauf und führte zum Anstieg des Sauerstoffgehalts sowie zur Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit. Der Schwebgehalt, der sich im Normalfall mit der Tiefe erhöht (von 2 mg/L in 50 cm Tiefe auf 11 mg/L in 150 cm Tiefe), nahm infolge der Zufuhr von sauerstoffhaltigem Wasser während der Flutung insbesondere in 150 cm Tiefe sehr stark und in 100 cm Tiefe etwas zu. Im Bereich von 50 cm Tiefe erfolgte eine Verringerung des Gehalts.

Die Gehalte der Hauptan- und kationen in den drei Teufen zeigten keine wesentliche Teufenabhängigkeit. Die Konzentrationen an gelösten Spurenelementen (Filtrat < 0,45µm) zeigten gemäß Tabelle 28 folgende Verteilung:

- in 50 cm Tiefe erreichten As und Pb die höchste Konzentration,
- in 100 cm Tiefe erreichte Co den höchsten Wert,
- in 150 cm Tiefe waren Fe und Mn stark angereichert, Ni und Al haben ihre höchsten Werte.

Die Elemente Zn, Cd, Cu und Cr wiesen eine relativ gleichmäßige Tiefenverteilung auf.

Eine ökotoxikologische Bewertung der Bodenwässer nach den Zielvorgaben der IKSE weist mit Ausnahme von Cr (in allen drei Teufen) und Pb (in 150 cm Tiefe) eine starke Kontamination insbesondere für As, Cd und Zn aus. Dagegen ist nach der Niederländischen Liste das Bodenwasser mit Ausnahme von Pb in 50 cm Teufe als gering bis nicht belastet zu bewerten.

**Tabelle 28: Gesamtpurenelementgehalte (gelöst + partikulär) im Bodenwasser [ $\mu\text{g/L}$ ] und Anteil des partikulären Transports am Gesamttransport [%]**

Teufe	50 cm		100 cm		150 cm	
	Gesamt- gehalt	partikulärer Anteil	Gesamt- gehalt	partikulärer Anteil	Gesamt- gehalt	partikulärer Anteil
<b>As</b>	13,7	1,8	9,5	58,9	8,8	26,5
<b>Cd</b>	3,5	18,9	2,7	19,2	5,9	1,3
<b>Cr</b>	16,8	61,5	3,7	38,3	3,0	25,1
<b>Cu</b>	21,2	34,2	25,2	24,6	28,9	4,4
<b>Ni</b>	37,7	16,4	61,0	7,1	98,1	0,6
<b>Pb</b>	84,4	52,0	89,0	46,9	13,2	53,1
<b>Zn</b>	220	26,5	545	9,0	352	0,7
<b>Al</b>	684	79,8	1167	43,0	1451	25,4
<b>Fe</b>	1665	80,1	8577	47,6	13860	22,0
<b>Mn</b>	595	6,6	8796	1,2	10565	0,4

Die Untersuchungen weisen den Einfluss des Überflutungswassers auf das Bodenwasser bis in eine Teufe von 150 cm nach. Damit werden während der Überflutungsphase Prozesse des vertikalen Stofftransports möglich. In der überflutungsfreien Zeit differenzieren sich die Bodenwässer in den einzelnen Tiefen, wobei die verschiedenen Elemente unterschiedlich betroffen sind.

### 5.3.4 Staubdeposition in den Poldern

Erhöhte Spurenelementkonzentrationen in der Oberflächenschicht der Böden in den Poldern Gatow und Schwedt gegenüber den südlicher gelegenen Poldern Criewen und Stolpe erforderten die Abschätzung atmosphärischer Einträge. Die Gewinnung der Staubproben erfolgte nach der Bergerhoff-Methode (VDI 2119 von 1996). Neben der Staubmenge wurden die Gehalte an Al, As, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb und Zn nach Lösen mittels Königswasser analysiert. Das geometrische Mittel der Staubdepositionsraten variierte positionsabhängig zwischen 1546 und 2150  $\text{mg/m}^2\cdot 30\text{d}$ . Die durchschnittliche Spurenelementdepositionen sind in Tabelle 29 zusammengefasst.

Für die Monate Juni und September ließ sich im Raum Schwedt ein erhöhter Eintrag an Spurenmetallen und dessen Abklingen nach Norden deutlich nachweisen. In den Monaten Juli und August waren keine richtungsabhängigen Änderungen festzustellen. Für die Monate Oktober und November zeichnete sich eine Umkehr der Verhältnisse mit geringen Abweichungen ab. Die Gehalte an Hauptkomponenten und Spurenelementen in den Stäuben ließen eine eindeutige Identifikation der Quellen nicht zu, zumal von den potentiellen Emittenten weder das Produktspektrum noch deren Konzentrationen bekannt sind.

**Tabelle 29: Durchschnittliche Spurenelementdeposition in den Poldern für Juni bis November 1999, Angaben in mg / m<sup>2</sup>\*30d**

<b>Element</b>	<b>arith. Mittelwert</b>	<b>geometr. Mittelwert</b>	<b>Standard- abweichung</b>	<b>Median</b>
alle Werte				
<b>Al</b>	3,74	3,59	5,96	3,55
<b>As</b>	0,16	0,02	0,87	0,02
<b>Cd</b>	0,01	0,00	0,01	0,00
<b>Cr</b>	0,04	0,01	0,05	0,02
<b>Cu</b>	0,28	0,18	0,45	0,19
<b>Fe</b>	12,59	7,56	17,26	8,60
<b>Mn</b>	1,17	0,37	2,22	0,62
<b>Ni</b>	0,19	0,10	0,35	0,12
<b>Pb</b>	0,29	0,18	0,36	0,21
<b>Zn</b>	2,01	1,08	3,50	0,92

### **5.3.5 Transfer Boden – Pflanze**

Die Nutzung der Nasspolder als Weideflächen warf die Frage auf, inwieweit sich die rasch wechselnden Eh-pH-Bedingungen im Boden und ihr Einfluss auf die Mobilität verschiedener Elemente in der Aufnahme durch die Pflanzen widerspiegeln. Analysen von Flutrasenproben, die zu verschiedenen Zeiten genommen wurden, sollten hierfür erste Hinweise erbringen. Besondere Aufmerksamkeit wurde bei der Probenvorbereitung der sorgfältigen Säuberung der Oberfläche gewidmet. Die Analyseergebnisse für den jeweiligen Boden, das Pflanzenmaterial sowie die berechneten Transferfaktoren (Konzentration in der Pflanze/Konzentration im Boden) sind in

Tabelle 30 zusammengefasst. Die Unterschiede in der Probenahmeposition (mikromorphologische Hochlage und Senke) sind nur für die Elemente Mn und Zn im Boden von Bedeutung. Die Konzentration der Elemente As, Cd, und Cr lag im Flutrasen unter der Nachweisgrenze, so dass keine Angaben über Transferfaktoren erhalten werden konnten. Ein Vergleich der Ergebnisse mit den Normalgehalten für Pflanzen (SCHEFFER, SCHACHTSCHABEL 1998) wies für keines der Spurenelemente eine Überschreitung des normalen Variationsbereichs auf.

Die höchsten Transferfaktoren ergaben sich bei den Elementen Cu, Zn, Mn und Ni. Rasch wechselnde Eh- und pH-Bedingungen wirkten sich allerdings vorwiegend auf die Mobilität des Mn aus. Da neben der Konzentration der Elemente im Boden deren Bindungsform einen weiteren Einflussfaktor für den Transfer in die Pflanze bildet, sind hierzu vertiefende Untersuchungen ebenso erforderlich wie die Einbeziehung weiterer Pflanzenspezies.

**Tabelle 30: Spurenelementkonzentrationen in Boden und Flutrasen (Angaben in mg/kg TS) aus dem Polder Gatow sowie die Transferfaktoren**

	<b>Al</b>	<b>Fe</b>	<b>Mn</b>	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
Boden in Senke	18600	30600	1640	23	1,1	44	34	23	130	232
Flutrasen	83	150	159	<0,5	<0,1	<0,1	17	2,4	0,8	59
Transferfaktor	0,0044	0,0049	0,0960				0,5	0,1	0,0061	0,254
Boden in Hochlage	28300	35300	438	26	0,84	56	44	28	118	155
Flutrasen	32	99	130	<0,5	<0,1	<0,1	13	3,0	1,0	55
Transferfaktor	0,0011	0,0048	0,297				0,232	0,093	0,0085	0,355

### 5.3.6 Fazit

Die auf lithogene Elemente erweiterte umweltgeochemische und mineralogische Analyse von Böden aus den Poldern sowie die Analyse von Wasser- und Schwebproben aus dem Fließgewässer, dem Grabensystem sowie die von Flutungs- und Bodenwasser ermöglichte die Differenzierung des Elementeintrags zwischen den natürlichen, geologisch verursachten Anteilen und deren anthropogener Überprägung in den vergangenen ca. 120 Jahren. Sie erlaubte die Ableitung gesicherter Daten für den geogenen Background und damit auch für die Bewertung der in den Böden angetroffenen Spurenelementgehalte. Die angewandte Methodik erlaubte weiterhin die Ableitung von Informationen über die jeweiligen Einzugsgebiete.

Die Flutung der Polder bei Hochwasserereignissen führt neben einem signifikanten Wechsel der physikochemischen Bedingungen im Boden zu einem deutlichen Materialeintrag in suspendierter und gelöster Form, wobei insbesondere die umweltrelevanten Elemente betroffen sind. Zeitweilige atmosphärische Einträge wurden in den Poldern Gatow und Schwedt nachgewiesen. Deutliche Anreicherungen gegenüber dem geogenen Background wurden nur für Cd sowie teilweise für Pb und Zn ermittelt.

Die Untersuchung des Bodenwassers vor, während und nach der Überflutung weist für die Spurenelemente einen Stoffaustausch während der Flutung bis in die untersuchte Tiefe von 150 cm nach.

Der nachgewiesene rasche Wechsel der physikochemischen Bedingungen im Boden zwischen Überflutung und Trockenfallen der Polder lässt sich insbesondere in der Mobilisierung und Fixierung des Mn erkennen, wobei eine enge Verbindung mit der biogen verursachten Kalkbildung während der Flutung besteht.

Die Konzentrationen von Spurenelementen in Flutrasenproben, die zu verschiedenen Zeitpunkten genommen wurden, spiegeln die extremen Milieuänderungen nicht wider und variieren in für Pflanzen normalen Bereichen.

Weitere Einzelheiten sind dem Abschlussbericht des Teilprojekts 8 „Bewertung, Entwicklung und Beeinflussbarkeit des Schwermetallstatus“, das von der TU-Bergakademie Freiberg bearbeitet wurde, zu entnehmen.

## 5.4 Schadstofffrachten

Transportierte Schadstoffmengen werden üblicherweise anhand von Frachten dargestellt, zu deren Ermittlung im einfachsten Fall die Konzentrationen in der Wasserphase mit den abgeflossenen Wassermengen multipliziert werden.

Die Frachten am Probenpunkt OR35SK (Schwedt) stellen eine gute Näherung für die in das Haff transportierten Schadstoffmengen dar. Tabelle 31 zeigt eine Zusammenstellung der für diesen Probenpunkt ermittelten Gesamtmetallfrachten im Vergleich zu relevanten Daten anderer Autoren.

**Tabelle 31: Schwebstoff- und Schwermetallfrachten bei Schwedt 1997 bis 2000 in t/a im Vergleich zu den Ergebnissen anderer Autoren**

Jahr	IOP					Andere Autoren				
	1997	1998	1999	2000	Mittlere Fracht 1997-2000	1990 <sup>1</sup>	1992 <sup>2</sup>	1993 <sup>3</sup>	1997 <sup>4</sup>	1998 <sup>4</sup>
<b>Schwebstoff (kt/a)</b>	173	528	365	514	<b>395</b>	279				
<b>As</b>	11	52	42	18	<b>31</b>					
<b>Cd</b>	3,1	5,8	3,2	2,6	<b>4</b>	15	17	5,2	5	4
<b>Cr</b>	60	80	42	48	<b>57</b>	27	20	26		
<b>Cu</b>	28	58	28	36	<b>38</b>	90	113	109	134	116
<b>Mn</b>	2170	3951	3382	4708	<b>3553</b>					
<b>Ni</b>	72	98	97	115	<b>96</b>	95	135	46		
<b>Pb</b>	34	86	58	67	<b>61</b>	104	83	58	62	37
<b>Zn</b>	246	1102	477	381	<b>551</b>	791	932	453	497	473

1 HELCOM1993; 2 CYBERSKA ET AL. 1993; 3 CYBERSKA ET AL. 1994 ;4 RYBICKA, E. ADAMIEC, E. 2001.

Daten berechnet unter zugrunde legen des mittleren Abflusses im Untersuchungsmonat.

Während des Untersuchungszeitraums sind bei Schwedt im Mittel 395 kt Schwebstoff pro Jahr transportiert worden. Diese sowie die mittleren Jahresfrachten liegen in der Größenordnung, die auch bei WIEPRECHT UND SCHMEGG (2001), HELCOM (1993) sowie EIDAM ET AL. (1997) angegeben werden.

Die festgestellten Gesamtfrachten liegen für As zwischen 11 und 52 t/a, für Cd zwischen 2,6 und 5,8 t/a, für Cr zwischen 42 und 60 t/a, für Cu zwischen 28 und 58 t/a, für Ni zwischen 72 und 115 t/a, für Pb zwischen 34 und 86 t/a sowie für Zn zwischen 246 und 1100 t/a. Sie wurden auf der Basis des mittleren monatlichen Oberflächenabflusses abgeschätzt und sind deshalb mit einer entsprechenden Unsicherheit behaftet. Dennoch liegen die festgestellten Frachten im Bereich der Vergleichsdaten. Die im Vergleich niedrigeren Werte für 1997 sind darauf zurückzuführen, dass ein Großteil der gesamten Jahresfracht während des Hochwassers im Juli 1997 transportiert wurde. Dieser Anteil ist in die Abschätzung nicht eingegangen.

Es zeigt sich, dass zum Teil beachtliche Schadstoffmengen aus der Oder in das Stettiner Haff transportiert werden. Dabei ist die Situation bei Cadmium hinsichtlich seiner Toxizität

und Belastung der Oder als besonders kritisch anzusehen. Die schwebstoffgebundene Cd-Fracht steigt in Fließrichtung an und ist nach dem Zufluss der Warthe fast verdoppelt. So wurde für die Lokalität Brzeg Dolny (OR15BD) eine durchschnittliche Gesamtfracht für Cd von 1,2 t/a (davon 1 t schwebstoffgebunden) berechnet, die sich bis Schwedt auf 4 t/a (davon ca. 3 t/a schwebstoffgebunden) erhöht. Insgesamt ist die Oder, mit Ausnahme des Oberlaufs, als stark Cd-belastet einzuschätzen.

Für die Abschätzung des Gefährdungspotentials ist auch das Verhältnis zwischen gelöst und partikulär gebunden transportierten Schadstoffen von Bedeutung, da die gelösten Anteile im allgemeinen leichter verfügbar sind. Deshalb wurden die elementspezifischen partikulären Metallfrachten ermittelt und zu den gelösten Schadstoffgehalten in Bezug gesetzt. Tabelle 32 zeigt die im Rahmen des IOP ermittelten Anteile der schwebstoffgebundenen Schwermetallfracht. Dabei sind die im Basismessprogramm erhaltenen Daten denen des Teilprojekts 4 sowie den an der Elbe ermittelten Verhältnissen gegenübergestellt.

**Tabelle 32: Schwebstoffgebundene Metallanteile (in Prozent vom Gesamtgehalt), Oder: Durchschnittlicher Anteile gemittelt über alle Probennahmepunkte und alle Probenkampagnen, OR35SK: Mittlere Anteile bei Schwedt 1997-2000**

	Basismessprogramm		Schwebstoffgroßproben TP 4		Elbe 1990 <sup>1)</sup>	Elbeästuar <sup>2)</sup>
	Oder	OR35SK (Schwedt)	Oder	OR35SK (Schwedt)		
As	33	42	15	40		
Cd	64	71	64	54	> 78 - > 82	80
Cr	50	70	47	39	91 - 94	
Cu	32	83	51	76	67 - 89	50
Mn	72	92	80	94		30
Ni	23	20	27	26	11 - 41	
Pb	73	95	77	90	> 96 - > 98	100
Zn	42	73	59	70	34 - 60	55

1) ARGE ELBE 1991

2) SCHOER 1987

Der Prozentanteil schwebstoffgebundener Metallfracht liegt im Durchschnitt aller Probennahmepunkte und aller Kampagnen für As bei 33 bzw. 15 %, für Cd bei 64 %, für Cr bei 50 bzw. 47 %, für Cu bei 32 bzw. 51 %, für Mn bei 72 bzw. 80 %, für Ni bei 23 bzw. 27 %, für Pb bei 73 bzw. 77 % und für Zn bei 42 bzw. 59 %. Damit stimmen die auf der Basis unterschiedlicher Schwebstoffmengen (Basismessprogramm: 5 bis 20 mg Probe, TP 4: 1 bis 3 g) ermittelten Anteile gut überein. Ein Vergleich mit entsprechenden Daten der Elbe und des Elbeästuars zeigt, dass das Verhältnis schwebstoffgebundener Metalle zum Metallgehalt in der gelösten Phase beider Flusssysteme auf ähnlichem Niveau liegt. Der Anteil des partikelgebundenen Transports ist elementabhängig. Lediglich Ni und As sowie z.T Cr werden zu einem Anteil > 50 % gelöst transportiert. Alle anderen Elemente werden zu mehr als 70 % an Partikel gebunden verfrachtet.

## 5.5 Zeitliche Trends

### Wasserphase

Belastbare Abschätzungen der zeitlichen Entwicklung der Wasserbelastung sind nur auf der Basis von Zeitreihen möglich. Die BfG Berlin führt seit 1996 bei Schwedt und Frankfurt kontinuierliche Untersuchungen zur Schadstoffbelastung von Schwebstoffen der Oder durch, die auch im Rahmen des IOP fortgesetzt wurden. Dabei wurden Monatsmischproben hinsichtlich der Schadstoffbelastung untersucht.

Tabelle 33 zeigt die ermittelten schwebstoffgebundenen Schadstofffrachten von 1995 bis 1999 sowie eine Gegenüberstellung der mittleren Schadstoffkonzentrationen. Für die Frachtbestimmung wird ein Fehler in der Größenordnung von 50 % angegeben.

**Tabelle 33: Schwebstoffgehalte und schwebstoffgebundene Jahresfrachten in der Oder bei Schwedt 1995 bis 1999. (Schwebstoffgehalt in mg/L)**

	1995		1996	1997	1998	1999	
	Gehalt mg/kg	Fracht t/a	Fracht t/a	Fracht t/a	Fracht t/a	Gehalt mg/kg	Fracht t/a
MQ [m <sup>3</sup> /s]		<b>490</b>	<b>556</b>	<b>613</b>	<b>573</b>		<b>590</b>
Schweb	34,3	<b>490.650</b>	<b>437.496</b>	<b>580.469</b>	<b>443.060</b>	22,4	<b>385.814</b>
TOC	101	<b>49.465</b>	<b>33.511</b>	<b>49.491</b>	<b>39.004</b>	86	<b>31.989</b>
N	12,4	<b>6.045</b>	<b>3.579</b>	<b>5.822</b>	<b>5.393</b>	11,8	<b>4.467</b>
P	7,6	<b>3.689</b>	<b>2.571</b>	<b>3.647</b>	<b>2.488</b>	5,4	<b>2.049</b>
As	38	<b>19</b>	<b>18</b>	<b>26</b>	<b>14</b>	29	<b>11</b>
Pb	158	<b>77</b>	<b>65</b>	<b>86</b>	<b>59</b>	119	<b>45</b>
Cd	8,4	<b>4,1</b>	<b>3,3</b>	<b>4,6</b>	<b>3,2</b>	6,4	<b>2,4</b>
Cr	123	<b>60</b>	<b>53</b>	<b>67</b>	<b>45</b>	81	<b>31</b>
Cu	133	<b>65</b>	<b>60</b>	<b>95</b>	<b>52</b>	99	<b>38</b>
Ni	61	<b>30</b>	<b>28</b>	<b>34</b>	<b>23</b>	49	<b>19</b>
Hg	2,9	<b>1,4</b>	<b>1,1</b>	<b>1,1</b>	<b>0,6</b>	1,2	<b>0,5</b>
Zn	1370	<b>672</b>	<b>577</b>	<b>726</b>	<b>489</b>	980	<b>377</b>
16PAHs	13	<b>6,3</b>	<b>6,3</b>	<b>8,9</b>	<b>6,0</b>	17	<b>7,0</b>
MHC	566	<b>272</b>	<b>169</b>	<b>258</b>	<b>313</b>	843	<b>318</b>
AOX	113	<b>54</b>	<b>34</b>	<b>63</b>	<b>54</b>	110	<b>41</b>
PCB 153*	87,3					6,08	
7PCBs	309	<b>0,15</b>	<b>0,03</b>	<b>0,03</b>	<b>0,018</b>	21,3	<b>0,008</b>

\* µg/kg

Sus. Mat. Schwebstofffracht der Oder (WIEPRECHT UND SCHMEGG 2001)

Die für die Jahre 1997 bis 1999 angegebenen partikulären Schadstofffrachten stimmen in der Größenordnung mit den im Rahmen des Basismessprogramms ermittelten überein. Die

Ergebnisse für vergleichbare Abflüsse in den Jahren 1996, 1998 und 1999 weisen aus, dass aufgrund der Rekonstruktion des Flussbetts nach dem Hochwasser 1997 und dem Bau von kommunalen Kläranlagen in kleinen und mittleren Städten Polens im Rahmen des PHARE-Projekts die partikulären Frachten z.B. von P, Zn, Pb, Cu, Cr, Ni und Hg bis zu ca. 30% reduziert wurden. Demgegenüber hat die Fracht an Kohlenwasserstoffen um ca. 50 % zugenommen. Dies ist möglicherweise auf das erhöhte Verkehrsaufkommen auf der Oder zwischen Szczecin und anderen polnischen Städten sowie Berlin, insbesondere durch Kiestransporte aus Bilierek, zurückzuführen. Die Fracht an Schwebstoffen, TOC und Stickstoff ist im Untersuchungszeitraum nahezu unverändert geblieben.

Die Schwermetallbelastung der Schwebstoffe nimmt jahresweise in der Reihenfolge 1996, 1995, 1997, 1998 und 1999 ab. So sanken z.B. die Zinkgehalte in den Schwebstoffen zwischen 1995 und 1999 von 1230 mg/kg auf unter 1000 mg/kg (Median) ab.

Das Transportregime 1997 war stark durch die Jahrhundertflut beeinflusst. Zur Charakterisierung der Hochwasserfracht ist festzustellen, daß bezogen auf die Jahresfracht 1997 bei verschiedenen Schadstoffen im Hochwasserzeitraum ca. ein Fünftel der Jahresfracht in das Ästuar transportiert wurde. Dies gilt z.B. für TOC, N, As, Pb, Cu, Ni, Zn und HCB. Unter Berücksichtigung, daß die Hochwasserperiode zeitlich ca 10% des Jahres ausmachte, spiegeln diese Hochwasserfrachten den erhöhten partikulären Anteil der o.g. Schadstoffe im Gewässer unter den extremen hydrologischen Bedingungen wider. Als Ursachen kommen Erosion von Sedimentablagerungen und Überflutungen kommunaler, industrieller und landwirtschaftlicher Anlagen in Betracht.

## **Sedimente**

Die zeitliche Entwicklung der Schwermetallgehalte in den Odersedimenten wird am Beispiel von Widuchowa diskutiert. Es können drei Zeitabschnitte unterschieden werden:

- die Zeit vor dem Oderhochwasser 1997,
- das Hochwasserjahr 1997 und
- den Zeitraum danach.

Die höchsten Metallgehalte wurden im Hochwasserjahr 1997 ermittelt. Die Arsen- und Cadmiumkonzentrationen lagen mit 71 und 15,4 mg/kg fast doppelt so hoch wie die Medianwerte über alle betrachteten Jahre. Offensichtlich wurden mit dem Hochwasser stark belastete Sedimente aus oberhalb liegenden Flussabschnitten mobilisiert, flussab transportiert und teilweise in Widuchowa sedimentiert.

Nach dem Hochwasser sanken die Metallgehalte in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten unter das Niveau aus der Zeit vor dem Hochwasser ab. Die Quecksilbergehalte im Feinkornanteil (< 20 µm) der Sedimente verringerten sich z.B. von 2,4 mg/kg auf 1,2 mg/kg. Die Gehalte an Arsen und Zink sanken um ein Drittel.

Zur Beurteilung der zeitlichen Entwicklung der Belastung der Odersedimente durch prioritäre organische Schadstoffe wurde der deutsche Abschnitt zwischen Eisenhüttenstadt und Widuchowa (km 552 - 704) betrachtet, aus dem bereits seit 1993 Daten zur Verfügung stehen. Für eine Faktoranalyse wurden die Konzentrationen der einzelnen Parameter über den gesamten Abschnitt jahresweise gemittelt. Im Ergebnis wurden zwei Faktoren extrahiert

und mit dem Varimax-Algorithmus rotiert. Dieses Modell war in der Lage, 90% der Gesamtvarianz zu erklären. 73% entfielen auf Faktor 1, dem anhand signifikanter Ladungen sämtliche chlororganischen Verbindungen zuzuordnen sind. Faktor 2 (17%) wird durch die PAK bestimmt.

1993 war ein Trockenjahr. Da sich die wesentlichen Quellen der organischen Schadstoffbelastung deutlich oberhalb des betrachteten deutschen Oderabschnittes befinden, war hier die Belastung gering. Dieser Umstand wirkte auch noch 1994. Nach länger anhaltenden höheren Abflüssen wurden stärker belastete Ablagerungen mobilisiert und flußabwärts verfrachtet. Dies führte 1995/96 zu einem deutlichen Anstieg der Konzentrationen im Unterlauf. Das extreme Hochwasser vom Sommer 1997 hatte einen Verdünnungseffekt zur Folge, der sich für die PCB bis 1999 fortsetzt. Im Ergebnis andauernder Aktivitäten am Oberlauf durchläuft die PAK-Belastung 1997 ein Minimum und steigt danach wieder an (vgl. Abschnitt 2.2).

## **6 Schlussfolgerungen und Empfehlungen für die Praxis**

Aus der Arbeit des IOP lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen und Empfehlungen ableiten:

- Hauptbelastungsfaktoren der Oder sind Nährstoffe (vor allem Phosphat), Schwermetalle (insbesondere Cd und Zn aber auch Hg, Cu, Pb) und PAK. Für diese Parameter ergibt sich dringender Sanierungsbedarf. Darüber hinaus sind die Sedimente des Oderhaffs stark mit Organozinnverbindungen belastet.
- Belastungsquellen sind das oberschlesische Industriegebiet (Cd, Zn, PAK), das Industriegebiet um Ostrawa (PAK), das niederschlesische Industriegebiet (Cu, Pb, Zn, Hg) sowie verschiedene kommunale Zentren (PAK, Nährstoffe) und kleinere Industrien (Cd, TBT, DBT). Daneben ist jedoch von einer Reihe diffuser Quellen auszugehen, die es aufzuklären gilt.
- Für viele Parameter (PAK, Nährstoffe) wurden bereits beim Eintritt in das Untersuchungsgebiet an der polnisch tschechischen Grenze erhebliche Belastungen festgestellt. Es wird vermutet, dass sich ein Teil der dafür verantwortlichen Quellen auf tschechischem Gebiet befindet. Zur Abklärung der Situation müssen deshalb im tschechischen Einzugsgebiet analoge Untersuchungen durchgeführt werden.
- Die Belastung mit Nährstoffen kann durch den Bau von Kläranlagen wirksam reduziert werden. Eine Reihe von Kläranlagen wurden bzw. werden im Rahmen des Sofortprogramms der IKSO aufgebaut bzw. modernisiert. Es ist deshalb davon auszugehen, dass in absehbarer Zukunft der Nährstoffeintrag aus Punktquellen wirksam reduziert ist. In diesem Zuge wird die Rolle diffuser Einträge am Nährstoffeintrag in die Oder zunehmen. Um einen weiteren Rückgang zu erreichen, müssen diese Eintragswege identifiziert und charakterisiert werden.
- Im Fall von Cd und Zn ergibt sich aufgrund ihrer hohen Mobilität ein besonders hohes Gefährdungspotenzial. Beide Elemente werden über weite Strecken transportiert. Auch sie entsamen in erheblichem Umfang diffusen Quellen. Neben der Entwicklung von

Sanierungsstrategien zur Reduzierung der punktuellen Einträge (Stichwort Produktionsintegrierter Umweltschutz (PIU)) ist es notwendig, die diffusen Eintragswege zu charakterisieren und Strategien zu ihrer Reduktion zu erarbeiten. Insbesondere ist abzuklären, welches Gefährdungspotenzial von den regelmäßig überfluteten Auen ausgeht, in die regelmäßig eine beträchtliche Menge an Cadmium eingetragen wird.

- Ein Teil der Quecksilberbelastung, die punktuell im Oberlauf gefunden wurde, dürfte aus der Kohleverbrennung stammen. Die zur Verbrennung benutzte Kohle enthält Hg. Mit dem Rückgang der Kohlenutzung wird deshalb auch die Quecksilberbelastung in diesem Bereich zurückgehen. Die Quecksilberbelastung aus industriellen Quellen im Mittellauf der Oder kann nur durch Veränderung der Produktionsprozesse erfolgen. Das gleiche gilt für Blei und Kupfer.
- Die festgestellte PAK-Belastung entstammt vor allen Dingen aus industriellen und kommunalen Verbrennungsprozessen und wird zum großen Teil über den Luftpfad eingetragen. Im oberen Einzugsgebiet der Oder wird traditionell in großem Umfang mit Kohle geheizt, aus deren Verbrennung PAK in die Umwelt gelangen. Durch die Umstellung der Heizung auf Öl- und Gasverbrennung, wie sie im Zuge der wirtschaftlichen Entwicklung stattfinden wird, ist von einer Reduktion der PAK-Einträge auszugehen.
- Es wird empfohlen, die im Rahmen des Non-target-screenings gefundenen Substanzen hinsichtlich ihrer Toxizität und Ökotoxizität zu prüfen und gegebenenfalls in die Überwachungsprogramme aufzunehmen.
- Zumindest für das Haff muss das routinemäßige Monitoring von Organozinnverbindungen etabliert werden.
- Um die Belastung mit Schwermetallen odertypisch bewerten zu können, sind regional gültige Hintergrundwerte dringend erforderlich und in einem entsprechenden Forschungsprogramm zu erheben.
- Im Zuge der europäischen Integration müssen sich die Oderanrainer länderübergreifend der Anforderungen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie stellen. Im Gegensatz zu der bislang praktizierten Vorgehensweise sieht die WRRL die Beurteilung der Gewässergüte auf der Basis von definierten biologischen Kenngrößen vor. Dabei hat die Bewertung der Belastung in Bezug zu Referenzgebiete zu erfolgen, die den möglichst naturnahen Zustand repräsentieren. Diese Vorgehensweise setzt vertiefte Kenntnisse ökosystemarer Zusammenhänge voraus, die auf der Basis der Ergebnisse des IOP erarbeitet werden können. Durch die weitere Vernetzung der Daten ist ein wesentlicher Beitrag zur Identifizierung der Referenzgebiete zu erwarten.
- Grundsätzlich müssen die Monitoringprogramme an die Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie angepasst werden. Auch hier kann die Vernetzung der Daten des IOP einen Beitrag liefern.

Die Ergebnisse des IOP stellen somit erstmalig eine länderübergreifend vergleichbare Charakterisierung der Belastungssituation der Oder bereit, wie sie im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie gefordert wird. Ergänzt um ökotoxikologische und weitere biologische Aspekte ist damit die umfassende Bewertung der Oder gemäß Wasserrahmenrichtlinie möglich.

## 7 Zusammenfassung

Im Rahmen des Internationalen Oderprojekts, das vom Mai 1997 bis Juli 2001 vom BMBF und der Stiftung für Deutsch-Polnische Zusammenarbeit maßgeblich gefördert wurde, ist der Belastungszustand der Oder umfassend untersucht worden.

Dazu wurden 5 gemeinsame Beprobungskampagnen durchgeführt, bei denen die Oder an mehr als 100 Punkten beprobt wurde, die entlang der Oder, in den Mündungsbereichen der wichtigsten Nebenflüsse sowie dem Haff lagen. Die Warthe als wichtigster Nebenfluss war mit einem eigenen Probennetz von 15 Punkten in das Untersuchungsprogramm integriert. Durch die Untersuchungszeiträume wurden verschiedene hydrologische und biologische Zustände erfasst, wobei die Probennahme im November 1998 bei Hochwasser stattfand, während im November 1997 und Mai 2000 Abflüsse unterhalb des langjährigen Mittels herrschten.

In Zusammenarbeit aller Teilprojekte wurden insgesamt ca. 45 000 Einzeldaten erhoben, die die Oder als ein belastetes Flusssystem ausweisen. Wesentliche Belastungsfaktoren sind Nährstoffe, hier insbesondere Phosphat, Schwermetalle (vor allem Cd, Zn, Hg, Pb und Cu) und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK).

Bei den Nährstoffbelastungen dominiert die Kontamination mit  $\text{o-PO}_4^{3-}$ . Die im Untersuchungszeitraum gemessenen Gehalte entsprechen den LAWA-Klassen II – IV. Generell wurden im Oberlauf höhere Nährstoffkonzentrationen gefunden. Jahreszeitliche Unterschiede können auf unterschiedliche biologische Aktivität und unterschiedliche erosionsbedingte Nährstoffeinträge zurückgeführt werden.

Die Schwermetallbelastung ist durch hohe Cadmiumgehalte im Sediment und Schwebstoff entlang des gesamten Flusslaufs geprägt. Quellen sind Bergbauaktivitäten und eine Reihe kleinerer Industrien. Es ist jedoch auch davon auszugehen, dass ein Teil der Einträge des besonders mobilen Cadmiums diffusen Quellen entstammt. Die Zinkkonzentrationen sind ebenfalls hoch und im wesentlichen mit der Metallverarbeitung und dem Kohlebergbau korreliert. Andere Metalle wie Quecksilber, Blei und Kupfer zeigen regional unterschiedliche Belastungen. Blei- und Kupfergehalte steigen im Mittellauf unter dem Einfluss der dort betriebenen Buntmetallverhüttung an, nehmen dann aber in Richtung Haff wieder ab. Die Quecksilbergehalte im Sediment steigen unterhalb Brzeg Dolny unter dem Einfluss sowohl der chemischen als auch der metallverhüttenden wie -verarbeitenden Industrie an. Im Vergleich zur LAWA-Klassifizierung gelten die Sedimente der Oder als hochbelastet. Dafür ist vor allem die Cadmiumkontamination verantwortlich, die auch im Vergleich zu den Belastungen in anderen Flusssystemen wie z.B. dem der Elbe sehr auffällig ist. Bei anderen Elementen wie Zink, Kupfer, Chrom, Nickel und Blei liegen die Sedimentgehalte auf einem Niveau, das mit dem der Elbe vergleichbar ist.

Während über einen Zeitraum von zehn Jahren die mittleren Sedimentgehalte von Zink, Blei und Kupfer leicht zurückgegangen sind, blieb die Cadmiumkontamination auf etwa gleichbleibendem Niveau. Dies und die im Vergleich zu anderen Metallen hohe Mobilität des Elements weisen auf dringenden Sanierungsbedarf. Dazu gilt es u.a. auch die Eintragspfade umfassend abzuklären.

Die organische Belastung ist durch polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) dominiert. Die im Sediment gemessenen Konzentrationen liegen zum Teil oberhalb des

Beobachtungswerts der Hollandliste und oberhalb der Vorgaben des Nationalen Inspektorats für Umweltschutz der Republik Polen. Besonders hohe Konzentrationen wurden direkt unterhalb der polnisch tschechischen Grenze gefunden. Quellen sind die Industrien des Oberschlesischen Industriereviere mit seinem Steinkohlebergbau, das Industriegebiet um Ostrawa sowie kommunale Verbrennungsprozesse, die zu Einträgen über die Luft führen. Insgesamt idiziert diese Situation Sanierungsbedarf.

Die Gehalte an PCB und Pestiziden sind regional erhöht, in der Regel aber unterhalb der entsprechenden Grenzwerte bzw. Zielvorgaben. Erhöhte Lindangehalte im Sediment stehen im Zusammenhang mit stark landwirtschaftlich genutzten Regionen. Moderne Pestizide, wie z.B. Atrazin wurden vor allem während der Frühjahrs/Sommerbeprobungen im Wasser der Oder nachgewiesen. Überschreitungen entsprechender Grenzwerte waren jedoch meist nur temporärer Natur.

Durch die Strategie des Non-Target-Screenings wurden eine Reihe von Substanzen, die im regulären Monitoring nicht erfasst werden, nachgewiesen. Darunter sind neben verschiedenen PAK Substanzen wie aliphatische, alizyklische und aromatische Kohlenwasserstoffe, die auch aus natürlichen Quellen stammen können, sowie synthetische Substanzen wie Phenylalkane, Alkylphenole, Phthalate, Alkylphenoethoxylate, synthetische Moschusduftstoffe, Chlorether, Chlorarene sowie verschiedene Pestizide und Pharmaka. Einige dieser Substanzen wie Faekalsteroiden oder Phthalatweichmacher können als Marker für charakteristische Einleiter dienen. Als Bereiche der größten Einleitungsvielfalt wurden das Gebiet um Brzeg Dolny, hier gelangen eine Reihe chlororganischer Substanzen in die Oder, und der Nebenfluss Stregomka u.a. mit großen Mengen verschiedener Benzothiazole und Arzneimittelrückständen identifiziert. Da über die Umweltverträglichkeit vieler der eingeleiteten Industriechemikalien bislang wenig bekannt ist, ergibt sich die Notwendigkeit, diese Substanzen hinsichtlich ihrer Toxizität sowie der Erfassung im Rahmen von Monitoringprogrammen zu validieren. Es wird empfohlen eine Reihe moderner Pestizide, sowie pharmazeutischer Wirkstoffe zumindest lokal in die Monitoringprogramme aufzunehmen.

Aus der Stoffgruppe der metallorganischen Verbindungen wurden in den Sedimenten entlang der Oder zinnorganische Verbindungen (v.a. Tributyl- (TBT), Dibutyl- (DBT) sowie Monobutyl- (MBT)zinn) sowie Methylquecksilber bestimmt. Die Belastung ist regional differenziert. Besonders hohe Gehalte an TBT, das hauptsächlich aus Schiffsanstrichen eingetragen wird, und seiner Abbauprodukte, DBT und MBT, wurden im Bereich des Haffs gefunden. Das Überwiegen der Abbauprodukte, kann auf die Umstellung der Schiffsanstriche und die dadurch reduzierten Einträge zurückgeführt werden. Die ermittelten Gehalte sind teilweise so hoch, dass sie gemäß der Empfehlungen der ARGE Elbe erst nach einer Auswirkungsprognose umgelagert werden dürften. Eine weitere Überwachung dieser Parametergruppe ist notwendig.

Erhöhte Gehalte an Methylquecksilber im Sediment wurden bei Glogow festgestellt werden. Dies steht im Zusammenhang mit der Einleitung von Quecksilber in dieser Region.

Trotz der starken antropogenen Veränderungen bewahrte das Odertal bedeutende Naturwerte, was reichhaltige Zoobenthos- und Phytoplanktongemeinschaften beweisen. Aufgrund der ermittelten Saprobitätsindices des Zoobenthos und des Phytoplanktons entspricht das Wasser der Oder an der überwiegenden Anzahl der Punkte der polnischen Gewässergüteklasse 2. Insgesamt unterliegt der hydrobiologische Zustand gegenwärtig

starken Veränderungen, was auf die Verbesserung der Wasserqualität zurückgeführt werden kann. Dies zeigt sich am deutlichsten am Unterlauf der Oder zwischen der Mündung der Bobr und Widuchowa, wo eine Erhöhung der Gattungsstabilität von Phytoplankton und Zoobenthos sowie eine Stabilisierung des Saprobitätsindex, der auf gering oder auf mittelverschmutztes Wasser deutet, zu beobachten ist. Den schlechtesten biologischen Zustand weist die Oder im Oberlauf sowie in der „kanalisierten“ Strecke auf.

Die in den Kompartimenten Wasser, Schwebstoff und Sediment gefundenen Belastungen spiegeln sich auch in der Kontamination der in der Oder gefundenen Fische wider.

Anhand der Sedimentdaten wurden zwischen der Quelle und Widuchowa fünf charakteristische Beispielregionen identifiziert, die durch charakteristische Belastungsmuster geprägt sind. Eine differenzierte ökotoxikologische Wirkung der Sedimente ist die Folge. Alle diese Regionen sind anthropogen beeinflusst, Referenzökosysteme entsprechend der EU-Wasserrahmenrichtlinie wurden daher bislang nicht gefunden. Bereits die Quellregion ist durch diffuse Einträge von Cadmium, Zink und PAK merklich belastet, die Ableitung von odertypischen Hintergrundwerten ist aus der Messung der quellnahen Sedimente daher nicht möglich. Da gleichzeitig davon auszugehen ist, dass globale Hintergrundwerte keine Gültigkeit haben, ist es notwendig, odertypische regional gültige Hintergrundwerte für die Schwermetalle zu ermitteln.

Bindungsformen der Schwermetalle in den Sedimenten und Schwebstoffen wurden mit Hilfe von sequentiellen chemischen Extraktionsverfahren ermittelt, wobei signifikante Unterschiede zwischen den Metallen beobachtet wurden. Sehr mobile Elemente sind Cd, Zn, Mn, As und z.T. Cu. Pb, Cr, Ni und Fe sind dagegen weniger mobil. Infolge der Oxidation z.B. bei der Ablagerung der Sedimente an Land nimmt die Mobilität vor allem von Cd und Zn zu. Bei der gleichzeitig relativ geringen Pufferkapazität der Odersedimente ist daher mittelfristig von einer starken Freisetzung dieser Metalle zu rechnen.

Nachweislich sind die Sedimente der Oder auch für Nährstoffe eine potentielle Quelle. Sedimenterosionen z.B. bei Hochwasserereignissen können zu einer temporären Belastung der Wasserphase beitragen, wie sie während der Flut im Sommer 1997 beobachtet wurde.

Schwebstoffe spielen eine entscheidende Rolle beim Schadstofftransport in der Oder. Sie sind sehr komplex aufgebaut, ihre Zusammensetzung unterliegt regionalen und jahreszeitlichen Schwankungen. So steigen die Gehalte an biogenem Opal entlang des Flusslaufs, wobei die der Sommerbeprobungen etwa doppelt so hoch sind wie die des Herbsts. Der Vernetzungsgrad der Schwebstoffe und damit die Fähigkeit, Stoffe und Partikel aufzunehmen und weiterzutransportieren, steigt ebenfalls entlang der Fließstrecke und erreicht im Frühling eine vergleichsweise hohe Netzichte. Die mittlere Schwebstofffracht in das Haff beträgt 395 kt/a, wobei die transportierten Schwebstoffmengen eng mit dem Wasserabfluss korrelieren

Die Flusspolder des unteren Odertals werden über die Wintermonate und bei besonderen Ereignissen mit dem Wasser der Oder geflutet. Nach dem Wasserabfluss im Frühjahr erfolgt die landwirtschaftliche Nutzung. Während dieser Flutungen erfolgt ein signifikanter Materialeintrag in die Polder. Dabei liegen die Spurenelementeinträge zwischen 1,6 (Cd Polder Schwedt) und 590 (Zn Polder Crieven) g/ha und Überflutung. Eine Beeinflussung des Bodenwassers durch die Überflutungen wurde bis in eine Tiefe von 150 cm

nachgewiesen. Ein Übergang der Schadelemente in den Flutrasen wurde jedoch nicht festgestellt.

Für die Auenböden der Polderflächen wurden regionale geogene Hintergrundwerte ermittelt. Auch gegenüber diesen Werten sind in allen Poldern, die regelmäßig geflutet werden, die Cadmiumgehalte der Oberflächenschicht um den Faktor 5 bis 14 erhöht, während die Blei- und Zinkgehalte nur im Polder bei Schwedt deutlich (um den Faktor 5 und mehr) erhöht sind.

Aus der Oder wird eine beträchtliche Schadstoffmenge in das Haff transportiert. Die mittleren Frachten bei Schwedt liegen zwischen 4 (Cd) und 551 (Zn) t/a. Davon sind zwischen 20 (Ni) und 75 (Pb, Mn, Cd) % der Schwermetalle partikulär gebunden. Im Zeitraum nach 1996 ging die partikuläre Fracht von P, Zn, Pb, Cu, Cr, Ni und Hg um bis zu 30 % zurück, was Zeichen einer Verbesserung der Wasserqualität im Zuge der Rekonstruktion des Flussbetts sowie des Baus diverser Kläranlagen in kleinen und mittleren Städten Polens ist.

Insgesamt stellen die Ergebnisse des IOP erstmalig eine länderübergreifend vergleichbare Charakterisierung der Belastungszustands der Oder dar. Die Ergebnisse erlauben es, Belastungsschwerpunkte und Sanierungsprioritäten abzuleiten, die ich vor allem aus dem Einfluss des oberschlesischen Industriegebiets, des Wirtschaftsbereichs um Ostrawa sowie dem niederschlesischen Industriegebiet ergeben. Sanierungsprioritäten ergeben sich für Cd, Zn, Hg, Phosphat und PAK vor allem aus den festgestellten Konzentrationsniveaus. Es wird empfohlen für die im Rahmen des Non-target Screenings gefundenen Substanzen die Notwendigkeit der Aufnahme in die Überwachungsprogramme zu prüfen.

Mit den Ergebnissen des IOP sind die von der WRRL geforderten grundlegenden Erkenntnisse erhoben, so dass man sich jetzt den darauf aufbauenden Anforderungen der WRRL (Identifikation natürlicher Referenzgebiet, Ableitung regional gültiger Hintergrundwerte für Schwermetalle, Identifizierung von integrierenden Belastungsindikatoren etc.) zuwenden kann.

## 8 Literatur

- AHEL, M.; GIGER, W. (1993): Chemosphere, 26, 1470-1478.
- ARGE ELBE (1991): Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe. Gewässergütebericht Elbe 1990. Hamburg
- ARGE ELBE (1996): Wassergütedaten der Elbe von der Quelle bis zur See, Zahlentafel 1996
- ARGE ELBE (1999): Sonderbericht „Herkunft und Verteilung der Organozinnverbindungen in der Elbe und ihren Nebenflüssen“, Hamburg
- ARGE ELBE (1999/2000): Sonderbericht „Schadstoffe in Elbefischen – Belastung und Vermarktungsfähigkeit -“, Hamburg.
- AURAND, K. ET AL. (1974): Die natürliche Strahlenbelastung des Menschen, Georg Thieme Verlag, Stuttgart
- BEUGE, P., GREIF, A., HOPPE, T., KLEMM, W., KLUGE, A., MARTIN, M., MOSLER, U., STARKE, R., ALFARO, J., ANDERS, B., BEHRENS, K., GRUNWALD, N., HAURAND, M., KNÖCHEL, A., MEYER, A., POTGETER, H., STAUB, S., STOCKER, M. (1999): Die Schwermetallsituation im Muldesystem, Schlussbericht zu den Fördervorhaben 02WT9113 und 02WT9114, Universität Hamburg ISBN: 3-924330-21-2
- BŁACHUTA, J. (2000): O konieczności odbudowy populacji karpiojących ryb prądolubnych w dorzeczu górnej i środkowej Odry. Materiały konferencyjne, II krajowa konferencja hodowców i producentów karpiojących ryb reofilnych, Brwinów 2-3 lutego 2000 r. Wydawnictwo PZW, Warszawa, str. 33-44.
- BŁACHUTA, J.; WITKOWSKI, A. (1999): Rola wędkarstwa w ochronie rybostanów – z czym wchodzimy w trzecie tysiąclecie. Materiały konferencyjne, Konferencja Naukowa „Wędkarstwo, Przeszłość – Terazniejszość – Przyszłość, Łódź, 29-30 marca 1999, Wydawnictwo PZW, Warszawa, str. 81-91.
- BENNIE, D. T. (1999): Water Qual Res. J. Canada, 34, 79-122.
- BIZIUK, M. (1994): Universitätsschriften der Technischen Universität Gdańsk) Zeszyty Naukowe Politechniki Gdańskiej, XXXI.
- BLACKBURN, M. A., WALDOCK (1995): M. J. Wat. Res., 29, 1623-1629.
- BOURG, A.C.M. (1995): Redox changes at the sediment-water interface and their incidence on the mobility of heavy metals. In: Inter. Conf. Heavy metals in the Environment. Hamburg, 1995, Vol. 2, 129-132.
- BRUNS-WELLER, E.; PFORDT, J. (2000): Z. Umweltchem. Ökotox., 12, 125-130.
- CALMANO, W. (1988): Stabilization of dredged mud. In: Salomons, W. Förstner, U. (eds.): Environmental management of solid waste – Dredged materials and mine tailings. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York
- CALMANO, W. (1989): Schwermetalle in kontaminierten Feststoffen – Chemische Reaktionen, Bewertung der Umweltverträglichkeit, Behandlungsmethoden am Beispiele von Baggerschlamm. Verlag TÜV Rheinland
- CIERESZKO, W. (1993): Polichlorowane węglowodory w wybranych hydrobiontach ujścia Odry i Zalewu Szczecińskiego. Studia i Materiały MIR, Seria S, 121-124.
- CHODYNIECKI, A.; KURPIOS, M.; PROTASOWICKI, M.; OCIEPA, A.; JURAN, J. (1975): Studies on mercury content in selected fish species from Pomeranian Bay and Szczecin Firth. Acta Ichthyol. et Pisc., 5, 1, 51-57.
- CISZEWSKI, D. (1994) : Distribution of heavy metals in bottom deposits of the Chechlo River (southern Poland). Prz. Geol., 42, 116-121.
- COMBER, M. H.; WILLIAMS, T. D.; STEWART, K. M. (1993): Wat. Res., 27, 273-276.
- CYBERSKA, B.; LAUER, Z.; TRZOSINSKA A. (Eds) (1993): Environmental conditions in the polish zone of the southern Baltic Sea during 1992.– Internal report Institute of meteorology and water Management Univ. Gdynia.
- CYBERSKA, B.; LAUER, Z.; TRZOSINSKA A. (Eds) (1994): Environmental conditions in the polish zone of the southern Baltic Sea during 1993.– Internal report Institute of meteorology and water Management Univ. Gdynia.
- DANZER, K., THAN, E., MOLCH, D., KÜCHLER, L. (1985): Analytik – Systematischer Überblick. Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft mbH.

- DAWSON, J. P.; BEST, G. A. (1975): Proc. Anal. Div. Chem. Soc., 311-315.
- DOJLIDO, J.: (*Chemie der Oberflächengewässer, Verlag Ökonomie und Umwelt*) Chemia wód powierzchniowych, Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok, 1995
- DUBICKI, A.; FLORCZYK-GOŁOWIN, H.; KOROL, R. (1998): Program szybkiego działania dla ochrony rzeki Odry przed zanieczyszczeniem 1997-2002. Tymczasowa Międzynarodowa Komisja Ochrony Odry przed Zanieczyszczeniem, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej we Wrocławiu, Wrocław.
- EGANHOUSE, R. P. (1986): Intern. J. Environ. Anal. Chem, 26, 241-263.
- EGANHOUSE, R. P.; RUTH, E. C., KAPLAN, I. R. (1983): Anal. Chem, 55, 2120-2126.
- EIDAM, J.; LEHMANN, J. & PUFF, T. (1997): Einfluß des Phasenbestandes von Schwebstoffen und Sedimenten des Odermündungsgebietes auf die Bindung und Mobilisierung von Schwermetallen – Beitrag zur Bilanzierung von Stoffaustauschprozessen.– Greifswalder Bodden und Oderästuar-Austauschprozesse (GOAP), Abschlußbericht 1997.
- EINAX, J., TRUCKENBRODT, D., MATSCHULLAT, J., NAUMANN, U. 1996: Zur Schadstoffbelastung der Saale und der Schwarzen Elster. In: A. Prange et al: Ökosystem Elbe – Zustand, Entwicklung und Nutzung. 7. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Budweis.
- ELSASS, F.; DUCARROIR, J.; CAMBIER, P. (1991): Attempt of speciation of heavy metals by analytical electron microscopy application to soil pollution. In: Proc. 7<sup>th</sup> EUROCLAY Conf. Dresden '91, Greifswald, Germany, 323-327.
- EMUDIANUGHE, T. S.; CALDWELL, J.; SINCLAIR, K. A.; SMITH, R. L. (1983): Drug-Metab. Dispos., 11, 97-102.
- EU-RAHMENRICHTLINIE 2000; EU-Richtlinie zur Wasserbewirtschaftung. Rat der Europäischen Union; 2000/60/EG; Brüssel.
- FALANDYSZ, J. (1999): (*Polychlorbiphenyle (PCBs) in der Umwelt: Chemie, Analyse, Toxizität, Konzentrationen und Gefahrbeurteilung, Stiftung der Entwicklung der Danziger Universität*) Polichlorowane bifenyle (PCBs) w środowisku: chemia analiza, toksyczność, stężenia i ocena ryzyka, Fundacja Rozwoju Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk.
- FENT, K. (1998): Ökotoxikologie: Umweltchemie-Toxikologie-Ökologie.-Stuttgart, New York: Georg Thieme Verlag.
- FEUERBORN, J. (2000): Bindungsformen und Remobilisierungsverhalten von Schwermetallen in Sedimenten der Mittleren Oder. Diplomarbeit, Universität Hamburg.
- FÖRSTER, W. (1990): Altlasten des Erzbergbaus. In: Arendt, F., Hinsenveld, M., van den Brink, W.J. (Hrsg.): Altlastensanierung '90, Kluwer Academic Publ., Dordrecht.
- FÖRSTNER, U.; AHLF, W.; CALMANO, W.; KERSTEN, M.; SCHOER, J. (1990): Assessment of metal mobility in slugs and solid wastes. In: Metal Speciation in the Environment, NATO ASI Series, Vol. G 23, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 1-41.
- FRANKE, S.; HILDEBRANDT, S.; SCHWARZBAUER, J.; LINK, M.; FRANCKE, W.; FRESENIUS, J. (1995a): Anal Chem, 353, 39-49.
- FRANKE, S.; HILDEBRANDT, S.; FRANCKE, W.; REINCKE, H. (1995b): Naturwissenschaften, 82, 80-82.
- FRANKE, S.; SCHWARZBAUER, J.; FRANCKE, W.; FRESENIUS, J. (1998): Anal Chem, 360, 580-588.
- GALEWSKI, K. (1990): Chrząszcze (Coleoptera) Rodzina Kałużnicowate (Hydrophilidae). Fauna Ślaskowa Polski. PWN, Warszawa.
- GALEWSKI, K.; TRANDA, E. (1978): Chrząszcze (Coleoptera) Rodziny Pływakowate (Dytiscidae), Flisakowate (Haliplidae), Mokrzelicowate (Hygrobiidae), Krętakowate (Gyrinidae). Fauna Ślaskowa Polski. PWN, Warszawa-Poznań.
- GANGOLLI, S. D. (1982): Environ. Health Perspect., 45, 77-84.
- GIGER, W., BRUNNER, P. H., SCHAFFNER, C. (1984): Science, 225, 623-625.
- GRANMO, A.; EKELUND, R.; MAGNUSSON, K.; BERGGREN, M. (1989): Environ. Pollut., 64, 107-120.
- GUARD, H.E. ET AL. (1981): Science 213, 770 ff.
- HENNING, K.-H.; LEHMANN, J.; BÄHR, T.; DAMKE, H. (1996): Mineralogisch-geochemisch-sedimentologische Charakterisierung von Schwebstoffen und Sedimenten der Saale

- und der Havel.- Abschlußbericht, Elbenebenflüsse Phase II, Teilprojekt 6: Unterscheidung.
- HENNING, K.-H.; LEHMANN, J. (1997): Mineralogisch-geochemisch-sedimentologische Charakterisierung von Schwebstoffen und Sedimenten der deutschen Mittel- und Obereibe.- Abschlußbericht, Kennwort: Elbeforschung DFG-STO 250/HE 2330, E.-M.-A.- Univ. Greifswald, 87 S.
- HENNING, K.-H.; LEHMANN, J.; KASBOHM, J.; DAMKE, H. (2000): CD-ROM – „Interaktiver Schwebstoff-Atlas“ – Bestandteile und Struktur von fluviatilen Schwebstoffen (Elbe, Saale, Havel). Zeitschrift für Geologische Wissenschaften, Bd. 28, Heft 5, 469-496.
- HENNING, K.-H., et al. (2001)<sup>1</sup>: Schwebstoffbeschaffenheit im Odersystem.- Abschlußbericht 05/01, Kennwort: Oderschwebstoffe, Förderkennzeichen: BMBF-02WT9708/0, E.-M.-A.- Universität Greifswald, 98 S.
- HELCOM (1985): Seminar on Review of Progress Made in Water Protection Measures, Baltic Sea Environ. Proc. Nr.14, Annex 6.
- HELCOM (1993): Second Baltic Sea Pollution Load Compilation.– Balt. Sea Environ. Proc. No. 45. p.161.
- HELIOS RYBICKA, E. (1989): Metals and their chemical and mineralogical forms in industrial pollutants of the atmosphere. Environ. Technol. Letts, 10, 921-928.
- HELIOS RYBICKA, E.; WILSON, M.J.; MCHARDY, W.J. (1994): Chemical and mineralogical forms and mobilization of copper and lead in soils from a Cu-smelting area in Poland. J. Environ. Sci. Health, A29(3), 531-546.
- HELIOS RYBICKA, E.; STRZEBOŃSKA, M.; BUDEK, L. (1998): Contaminated Alluvia as the Sources of Heavy Metals (Example the Przemsza River, Upper Silesia, Poland). In: Sulovsky, P.; Zeman, J. (Eds.) (1998): ENVIWEATH 96, Environmental Aspects of Weathering Processes. Brno, 75-82.
- HELIOS-RYBICKA, E., STREBONSKA, M., PROTASOWICKI, M., POPRAWSKI, L. (1998): Distribution and Fate of Heavy Metals in the Flood 1997 Sediments of the Upper Odra River in Poland, 1. International Research Conference, Krakow, Abstractband
- HELIOS RYBICKA, E.; STRZEBONSKA, M. (1999): Distribution and chemical forms of heavy metals in the Flood 1997 sediments of the upper and middle Odra River and its tributaries, Poland. Acta hydrochim. Hydrobiol., Vol. 27, No. 5, 331-337.
- HELIOS RYBICKA, E.; STRZEBONSKA, M.; WARDAS, M. (2000): Sediment Quality of the rivers Oder and Vistula. Sediment assessment in European River basins. ISSN 1431-2409. BfG No 22, 41-52.
- HELIOS RYBICKA E.; WILLSON J.M. (2000): Direct and indirect methods for chromium identification in industrial wastes. ESPR – Environ. Sci. & Pollut. Res. Vol. 7.
- HENKE, G. (1962): Die Strudelwürmer des Süßwassers. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- HENNING, K.-H., et al. (2001)<sup>1</sup>: Schwebstoffbeschaffenheit im Odersystem.- Abschlußbericht 05/01, Kennwort: Oderschwebstoffe, Förderkennzeichen: BMBF-02WT9708/0, E.-M.-A.- Universität Greifswald, 98 S.
- HOELZMANN, P. 1995: Heavy Metal Contamination detected in the Havel and Spree Rivers. In: Wilken, R.-D., Förstner, U., Knöchel, A. (Eds.): Inter. Conf. on Heavy Metals in the Environment. Hamburg, pp. 328-331.
- HUSTEDT, F. (1957): Die Diatomeenflora des Flußsystems der Weser im Gebiet der Hansestadt Bremen.- Abh. Naturw. Ver. Bremen, 34, 181-440.
- ILNICKI, P.; LEWANDOWSKI, P. (1997): Ekomorfologiczna waloryzacja dróg wodnych Wielkopolski. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
- MEYER, A.-K. (Hrsg.) (1999): 2. Zwischenbericht des IOP 1998, ISBN 3-924330-26-3
- JANKOWSKI, W.; ŚWIERKOSZ, K. (red.) (1995): Korytarz ekologiczny doliny Odry. Stan - Funkcjonowanie - Zagrożenia. [Oder as an ecological corridor. State - Functioning - Threats]. Fundacja IUCN, Warszawa.
- JAŹDZEWSKI, K. (1975): Morfologia, taksonomia i występowanie w Polsce kielży z rodzaju Gammarus Fabr. i Chaetogammarus Mart. (Crustacea, Amphipoda). Acta Univ. Lodz., 3-187.
- JOBLING, S.; SUMPTER, J. P. (1993): Aquat. Toxicol., 27, 361-372.

- JOHNELS, A.G.; WESTERMARK, T.; BERG, W.; PERSSON, P.I.; SJÖSTRAND, B. (1967): Pike (*Esox lucius* L.) and some other aquatic organisms in Sweden as indicators of mercury contamination in the environment. *Oikos*, 18, 323-333.
- KACZMARCZYK, A.; SOSNOWSKA, M.; NIEMIRYCZ, E.; SZAFRANEK, J.; LAMMEK, B.; HEYBOWICZ, E.; CHOMKA, W.; SZCZAERSKI, R.: (*Die Beurteilung des Toxizitätszustandes der Flussumwelt der Oder*) Ocena składu toksyczności środowiska rzecznej Odry (Temat Komitetu Badań Naukowych - KBN), IMGW, Gdańsk, 2000.
- KASPRZAK, K. (1981): Skąposzczety wodne, I. Klucze do oznaczania bezkręgowców Polski, 4. PWN, Warszawa.
- KAUSCH, H. (1996): Schwebstoffe und ihre Bedeutung für Ökologie der Ästuarie.– Proc. 7. Magdeburger Gewässerschutzseminar Budweis 1996. S. 25-30.
- KAWECKA, B.; KWADRANS, J.; SZYJKOWSKI, A. (1999): Use of algae for monitoring rivers in Poland – Situation and development. W: Prygiel j., Whitton B.A., Bukowska J. (red.), Use of Algae for Monitoring Rivers III, str. 57-65.
- KERSTEN, M. (1989): Mechanismen und Bilanz der Schwermetallfreisetzung aus einem Süßwasserwatt der Elbe, Dissertation TU Harburg.
- KERSTEN, M.; FÖRSTNER, U. (1986): Chemical fractionation of heavy metals in anoxic estuarine and coastal sediments. *Water Sci. Technol.*, 18, 121-130.
- KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG (AbklärV) vom 15. April 1992, Bundesgesetzblatt, Teil I, 912-934.
- KOROL, R., JASNIEWICZ, M. STRONSKA-KEDZIA, M., (1997): Water Quality of Transboundary Rivers in Poland using various Assessment Methods. Proceedings of the International Conference Management of transboundary waters in Europe, 22.-25.September 1997 in Mrzezyno.0
- KOSTOPOULOU, M.; GOLFINOPOULOS, S.; NIKOLAOU, A.; XILOURGIDIS, N.; LEKAST.: Volatile organic compounds in the surface waters of Northern Greece; *Chemosphere*, 2000, 40, 527.
- KOTUSZ, J.; WITKOWSKI, A.; BŁACHUTA, J.; KUSZNIERZ, J. (2001): Stan ichtiofauny w górnym i środkowym dorzeczu Odry. *Rocz. Nauk. PZW*, 14 (Supplement): 297-310.
- KRAMER, K.; LANGE-BERTALOT, H. (1991): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae. 3 Teil. Gustaf Fischer Verlag, Stuttgart-Jena.
- KRAMER, K.; LANGE-BERTALOT, H. (1991): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae. 4 Teil. Gustaf Fischer Verlag, Stuttgart-Jena.
- KRAMER, K.; LANGE-BERTALOT, H. (1997): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae. 1 Teil. Gustaf Fischer Verlag, Stuttgart-Jena.
- KRAMER, K.; LANGE-BERTALOT, H. (1999): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae. 2 Teil. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg-Berlin.
- LAMB, J. C.; CHAPIN, R. E.; TEAGUE, J.; LAWTON, A. D.; REEL, J. R. (1987): *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 88, 255-269.
- LAWA (Landesarbeitsgemeinschaft Wasser) (1998 a): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer-Band 2. Berlin, 10.
- MIKULSKI, J.S. (1936): Jętki (Ephemeroptera). Fauna słodkowodna Polski, z. 15. Wyd. Kasy Imienia Mianowskiego IPN, Warszawa.
- MÜLLER, A. (2001): IOP-Abschlussbericht TP 7.
- MÜLLER, G. (1979): Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins – Veränderungen seit 1972. *Umschau* 79, 778.
- MYLCHREEST, E.; CATTLEY, R. C.; FOSTER, P. M. D. (1998): *Toxicol. Sci.*, 43, 47-60.
- NEILSON, A. H.: PAHs and related compounds chemistry. The handbook of environmental chemistry 3I, Springer-Verlag, New Nork USA.
- PANSTWOWA INSPEKCJA OCHRONY ŚRODOWISKA, (1995): Wskazowki Metodyczne do oceny stopnia zanieczyszczenia gruntów i wód podziemnych produktami ropopochodnymi i innymi substancjami chemicznymi w procesach rekultiwacji, Warszawa.
- PAWŁOWSKI, L.K. (1936): Pijawki (Hirudinea). Fauna słodkowodna Polski, z. 26.
- PRANGE, A.; JANTZEN, E. (1995): Multielement speciation analysis using GC-ICP-MS. IN: INTER. CONF. (1995): Heavy metals in the Environment, Hamburg, Vol. 2, 301-304.

- PIECHOCKI, A. (1979): Mięczaki (Mollusca). Ślimaki (Gastropoda). Fauna słodkowodna Polski, z.7. PWN, Warszawa.
- PIECHOCKI, A.; DYDUCH-FALNIEWSKA, A. (1993): Mięczaki (Mollusca). Małże (Bivalvia). Fauna słodkowodna Polski, z.7a. PWN, Warszawa.
- PLANT, J.A.; RAISWELL, R. (1983): Principles of environmental geochemistry. In: I. Thornton (Ed.), Applied Environmental Geochemistry, Academic Press, London, UK, 1-39.
- PORTMANN, J.E. (1972): The levels of certain metals in fish from coastal waters around England and Wales. *Aquaculture*, 1, 91-96.
- POTGETER, H. (1998): Entwicklung und Anwendung eines neuartigen Analysenverfahrens zur Bestimmung quecksilberorganischer Verbindungen in Sedimenten mit Hilfe eines gekoppelten SFC-AFS-Systems, Dissertation, Universität Hamburg
- PROTASOWICKI, M. (1985): Comparison techniques of fish sample preparation for heavy metals analysis by flame AAS. Proc 24<sup>th</sup> CSI, Garmish-Partenkirchen 15-20.09.1985. 3, Th I 046, 548-549.
- RAST, G.; OBRDLIK, P.; NIEZNAŃSKI, P. (2000): Atlas niv Odry – Atlas obszarów zalewowych Odry – Oder-Auen-Atlas. WWF Deutschland, Ettlingen.
- RENNER, R. (1997): *Environ. Sci. Technol.*, 31, 316A-320A.
- REJMAN, W. (1999): (*Verschmutzung der Grund- und Wasserumwelt in Polen durch mehrkernige aromatische Kohlenwasserstoffe, Wasserwirtschaft*) Zanieczyszczenie środowiska gruntowo-wodnego w Polsce przez wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, *Gospodarka Wodna*, 5, 182-184.
- RICHARDSON, M. L.; BOWRON, J. M. (1985): *J. Pharm. Pharmacol.*, 37, 1-12.
- ROZKOŠNY, R. (red.) (1980): Klíč vodních larev hmyzu. Československá Akademie Věd, Praha.
- RÜCKSTANDS-HÖCHSTMENGEN-VEORORDNUNG (2000): Verordnung über die Höchstmengen an Rückständen von Pflanzenschutz – und Schädlingsbekämpfungsmitteln, Düngemitteln und sonstigen Mitteln oder auf Lebensmitteln und Tabakerzeugnissen, Fassung vom 20.11.2000 (BGBl. IS. 1574)
- RYBICKA, E., ADAMIEC, E. (2001): Impact of mining and smelting industry on the river quality in Poland, 7<sup>th</sup> Intern. Work. on drinking water quality management and treatment technology, Taiwan, R.O.C., 12-16.
- SCHEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. 14. Auflage, Enke-Verlag Stuttgart.
- SCHOER, J. (1987): Transport und Verhalten particular gebundener Schadstoffe im Elbe-Ästuar. Workshop des Sonderforschungsbereichs 327: Wechselwirkungen zwischen abiotischen und biotischen Prozessen im Elbe-Ästuar. Mai 1987. TU Hamburg-Harburg.
- SCHWARZBAUER, J., FRANKE, S., FRANKE, W., FRESENIUS J. (1999): *Anal Chem*, 365, 529-536.
- SCHWARZBAUER, J., RICKING, M., FRANKE, S., FRANCKE, W. (2001): *Environ. Sci. Technol.* 53, 4015-4025.
- SLADEČEK, V. (1986): Diatoms as Indicators of Organic Pollution.- *Acta hydrobiol.*, 14: 555 - 566, Warszawa.
- SLADEČEK, V. (1996): Atlas vodních organismů se zretelem na vodarenství, povrchové vody a čistírny odpadních vod. 228 - 254, Praha.
- SONNENBURG, F., BORCHARDT, H. (1998): Untersuchungen der Oder zur Belastung der Schwebstoff- bzw. Sedimentphase und angrenzender Bereiche. Landesumweltamt Brandenburg, Studien und Tagungsberichte, Band 20/21.
- SOSNOWSKA, M.; KACZMARCZYK, A. (2000): (*Heutige Untersuchungen der toxischen organischen Stoffe in den Oberflächengewässern, Qualität der Oberflächengewässer, X Polnische Wissenschaftliche Schule der Wasserwirtschaft*) Współczesne badania toksycznych substancji organicznych w wodach powierzchniowych, Jakość Wód Powierzchniowych, X Ogólnopolska Szkoła Naukowa Gospodarki Wodnej, IMGW, Warszawa.
- STANDARD METHODS... (1992): Standard Methods for the Examination of the Water and Wastewater. 18<sup>th</sup> Edition. American Public Health Association, Washington.

- STANDARD METHODS... (1998): Standard Methods for the Examination of the Water and Wastewater. 20<sup>th</sup> Edition. American Public Health Association, Washington.
- STARMACH, K. (1966): Flora słodkowodna Polski. T. 2. Cyanophyta – Sinice, Glaucophyta – Glaukofity. PWN, Warszawa.
- STARMACH, K. (1968): Flora słodkowodna Polski. T. 5. Chrysophyta I – Złotowiciowce. PWN, Warszawa.
- STARMACH, K. (1972): Flora słodkowodna Polski. T. 10. Chlorophyta III – Zielenice nitkowate. PWN, Warszawa-Kraków.
- STARMACH, K. (1983): Flora słodkowodna Polski. T. 3. Euglenophyta – Eugleniny. PWN, Warszawa-Kraków.
- STARMACH, K. (1989): Plankton roślinny wód słodkich. PWN, Warszawa.
- STATHAM, C.N.; MELANCON, M.J.; LECH, J.J. (1976): Bioconcentration of xenobiotics in trout bile: a proposed monitoring aid for some waterborne chemicals. *Science*, 193, 680-681.
- STUMPF, M.; TERNES, T. A.; HABERER, K.; SEEL, P.; BAUMANN, W. (1996): *Vom Wasser*, 86, 291-303.
- SUBBIAH, M. T. R.; NAYLOR, M. C.; SCHUMACHER, J.; KOTTKE, B. A. (1974): *Experientia*, 30, 249-250.
- SZYJKOWSKI, A.; KOTOWICZ, J.; BŁACHUTA, J. (1997): Opracowanie metodyki wykonywania oznaczeń saprobowości. Maszynopis GIOŚ-IMGW Wrocław.
- TESSIER, A.; CAMPBELL, P.G.C.; BISSON, M. (1979): Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.*, 55, 844-851.
- TUREKIAN, K., WEDEPOHL, K. (1961): Distribution of elements in major units of the earth's crust. *Bull. Geol. Soc. Am.* 72, 175-192.
- TRZEBIATOWSKI, R. (1999): Occurrence, catches and protection policies of ichthyofauna in Lower Odra Valley Landscape Park waters in relation to environmental conditions in 1982-1996, a review. *Limnologie aktuell*, 9: 387-406.
- WEISH, P., GRUBER, E. (1986): *Radioaktivität und Umwelt*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- WITKOWSKI, A.; BŁACHUTA, J.; KOTUSZ, J.; KUSZNIERZ, J. (2000): The lampreys and fishes of the upper and mid Odra basin (Silesia, SW Poland) – the present situation. *Acta Hydrobiol.*, 30: 99-111.
- WIEPRECHT, S. UND SCHMEGG, J. 2001: *Schwebstofffrachten der Oder; WSV-Sollkonzept der BfG*.
- WOLTER, C.; BISCHOFF, A.; TAUTENHAHN, M.; VILCINSKAS, A. (1999): Die Fischfauna des Unteren Odertals: Arteninventar, Abundanzen, Bestandsentwicklung und Fischökologische Bedeutung der Polderflächen. *Limnologie aktuell*, 9: 369-386.
- WRÓBLEWSKI, A. (1980): Pluskwiaki (Heteroptera). *Fauna Słodkowodna Polski*. PWN, Warszawa.
- YOUNG, E.; CHOU, W. (1991): *Analysis of trace Organics in the Aatic Enviroment*, Pergamon Press, Oxford.
- ZELINKA, M.; MARVAN, P. (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.*, 57, 389-407.

## 9 Anhang

Tabelle A1: Probenpunkte des zentralen Probennahmenetzes des IOP

Abbildung A1: Cadmiumkonzentrationen im Sediment der Oder (Korngrößenfraktion <20µm) dargestellt anhand der Klassifizierung nach LAWA, Mai 2000

Abbildung A2: Zinkkonzentrationen im Sediment der Oder (Korngrößenfraktion <20µm) dargestellt anhand der Klassifizierung nach LAWA, Mai 2000

Abbildung A3: Bleikonzentrationen im Sediment der Oder (Korngrößenfraktion <20µm) dargestellt anhand der Klassifizierung nach LAWA, Mai 2000

Abbildung A4: Quecksilberkonzentrationen im Sediment der Oder (Korngrößenfraktion <20µm) dargestellt anhand der Klassifizierung nach LAWA, Mai 2000

Abbildung A5: Kupferkonzentrationen im Sediment der Oder (Korngrößenfraktion <20µm) dargestellt anhand der Klassifizierung nach LAWA, Mai 2000

Abbildung A6: Chromkonzentrationen im Sediment der Oder (Korngrößenfraktion <20µm) dargestellt anhand der Klassifizierung nach LAWA, Mai 2000

Abbildung A7: Nickelkonzentrationen im Sediment der Oder (Korngrößenfraktion <20µm) dargestellt anhand der Klassifizierung nach LAWA, Mai 2000

Abbildung A8: Arsenkonzentrationen im Sediment der Oder (Korngrößenfraktion <20µm) dargestellt anhand des  $I_{\text{geo}}$ -Indexes nach Müller, Mai 2000

**Tabelle A1: Probenpunkte des zentralen Probennahmenetzes des IOP**

Nr.	Probenname	Ort	Fluss- km	Geographische Koordinaten	
				f(N) ° ' "	l(E) ° ' "
<b>ODRA</b>					
1	OR01CH	Chalupki	21	49 55 19,63	18 19 39,35
2	OT01OL	Olza	27.7	49 56 76,78	18 20 19,70
3	OR02RM	Raciborz-Miedonia	55	50 07 16,67	18 13 46,58
4	OT04BI	Bierawka	82.3	50 16 42,07	18 14 42,35
5	OR03CS	Cisek	84	50 16 40,29	18 13 09,58
6	OT05KL	Klodnica	94	50 21 30,44	18 09 31,88
7	OR04KZ	Kozle	99	50 20 10,75	18 08 49,30
8	OT07OS	Osobloga	124.6	50 27 54,68	17 57 51,07
9	OR05KR	Krapkowice - Odrawaz	127	50 30 53,93	17 57 17,10
10	OR06OG	Opole-Groszowice	144	50 37 19,38	17 56 49,96
11	OR07OP	Opole	156	50 42 04,02	17 53 48,98
12	OT08MP	Mala Panew	158.5	50 43 18,97	17 54 00,57
13	OT09NK	Nysa Klodzka	181.3	50 46 58,11	17 40 43,79
14	OR08KP	Kopanie	184	50 49 21,63	17 36 54,48
15	OR10BR	Brzeg Behind	199	50 50 58,29	17 31 12,73
16	OR11OL	Olawa	216	50 56 39,49	17 18 28,19
17	OR12WB	Wroclaw Bartoszowice	247	51 06 06,54	17 04 18,82
18	OT11OA	Olawa	250.4	51 06 20,72	17 03 07,24
19	OT12SL	Sleza	261.6	51 08 40,91	16 57 23,01
20	OT12SB	Strzegomka - Bogdaszowice		51 05 10,24	16 47 35,46
21	OT13BY	Bystrzyca	266.5	51 11 20,21	16 54 28,89
22	OT14WI	Widawa	266.5	51 12 20,68	16 57 53,66
23	OR13WJ	Wroclaw Janowek	268	51 12 18,01	16 54 18,63
24	OR15BD	Brzeg Dolny	285	51 15 25,30	16 43 17,26
25	OR16MA	Malczyce	304	51 13 51,36	16 28 14,61
26	OT16KA	Kaczawa	315.9	51 16 45,70	16 21 47,72
27	OT17ZI	Zimnica	334.3	51 24 57,16	16 25 44,18
28	OR17SC	Scinawa	334	51 24 38,51	16 26 32,41
29	OT18BA	Barycz	378.1	51 41 10,40	16 15 50,32

Nr.	Probenname	Ort	Fluss- km	Geographische Koordinaten	
				f(N) o ' "	l(E) o ' "
30	OT19RU	Rudna	391.6	51 39 36,53	16 07 06,02
31	OR19GL	Glogow	397	51 40 35,28	16 01 49,19
32	OR20BG	Brzeg Glogowski	407	51 43 29,68	15 54 38,86
33	OR21BO	Bytom Odrzanski	416	51 44 02,97	15 49 39,28
34	OR22NS	Nowa Sol	430	51 48 03,34	15 44 08,00
35	OR23CI	Cigacice	471	52 01 52,28	15 36 45,55
36	OT24OB	Obrzyca	469.4	52 02 17,90	15 40 06,94
37	OR24NI	Nietkow	490	52 03 19,26	15 25 50,69
38	OT26BO	Bobr	516.2	52 02 17.10	15 04 46.44
39	OR25KO	Krosno Odrzanskie	516	52 03 05,37	15 05 18,06
40	OR26PO	Polecko	531	52 03 08.94	14 53 32.81
41	OT27NE	Nysa Ratzdorf	542.4	52 03 31.31	14 45 12.50
42	OT28OS	Oder-Spree-Kanal	554	52 11 46,87	14 36 51,23
43	OR28EI	Eisenhuttenstadt Klopot	552	52 08 15,20	14 41 03,26
44	OT30BR	Brigower Kanal	576	52 14 44,54	14 34 17,66
45	OR29AU	Aurith Urad	566	52 14 37,18	14 42 25,54
46	OT31IL	Ilanka	580	52 16 56,67	14 37 46,80
47	OR30FS	Frankfurt/Slubice	584	52 21 06,04	14 33 20,23
48	OR31LE	Lebus Lazy	600	52 26 25,83	14 34 54,56
49	OT32WA	Warta	615	52 35 03.73	14 40 05.60
50	OR32KK	Kietz/Kostrzyn	617.6		
51	OR33GC	Gross Neuend./Czelin	640	52 43 58,90	14 22 42,74
52	OR34HO	Hohenwutzen/Osinow.	662	52 50 42,69	14 07 34,93
53	OT34HW	Hohensaaten-Fridrich.	665	52 52 11,40	14 08 36,20
54	OR35SK	Schwedt/Krajnik	690	53 01 54,58	14 18 36,68
55	OR36WI	Widuchowa	701	53 07 42,90	14 23 01,42
56	OT36HF	Hohensaaten-Fridr.	694	53 06 33,66	14 20 25,79
<b>WARTHE</b>					
57	WA01ZA	Zawiercie		50 32 04,54	19 22 25,67
58	WA02CZ	Czestochowa		50 49 06,89	19 08 29,97
59	WT01WI	Widawka - Rogoźno		51 26 08,75	18 58 27,80
60	WA03SI	Sieradz		51 36 02,26	18 46 08,39

Nr.	Probenname	Ort	Fluss- km	Geographische Koordinaten	
				f(N) o ' "	l(E) o ' "
61	WA04KO	Konin - Sławsk		52 11 53,27	18 08 00,37
62	WT02NE	Ner - Chelmno		52 06 35,89	18 45 13,85
63	WT03PR	Prosna - Komorze		52 07 16,3	17 39 55,3
64	WA05SR	Srem		52 05 36,0	17 00 58,6
65	WA07PO	Poznan (before) - Czapury		52 18 46,1	16 54 29,1
66	WA08PZ	Poznan (behind)		52 27 27,0	16 58 46,9
67	WA08(A)BD	Biedrusko		52 32 29,0	16 57 31,2
68	WA09MI	Miedzychod		52 36 18,1	15 53 04,9
69	WT04OB	Obra Skwierzyna		52 35 16,0	15 28 37,7
70	WA10GW	Gorzow Wlkp. - Świerkocin		52 35 59,5	14 59 49,5
71	WT05NO	Notec- Santok		52 44 14,7	15 24 36,5
<b>STETTINER HAFF</b>					
72	OR37GA	Gartz	710	53 12 20,44	14 23 38,62
73	OR38ME	Mescherin	715	53 15 22,47	14 26 39,51
74	OR39BA	Bridge Autostrada	719	53 20 19,14	14 29 51,96
75	OR40BS	Bridge Skosnica	730	53 22 12,10	14 31 42,40
76	OR41SZ	Szczecin	740	53 23 27,1	14 32 37,1
77	OR42GR	Gryfino	760	53 15 21,8	14 28 55,2
78	OT42KB	Kanal Beltze		53 09 58,75	14 22 05,19
79	OR43AB	Autostrada Bridge		53 20 08	14 31 48,54
80	OT43KK	Kanal Kurowski		53 21 28,1	14 30 37,5
81	OR44PO	Podjuchy		53 22 03,9	14 35 15,0
82	OR45RE	Regalica		53 25 40,4	14 37 49,3
83	OR46LU	Lubczyna		53 30 17,0	14 41 34,8
84	OR47PC	Police		53 35 44,5	14 35 05,7
85	OR48RZ	Roztoka Odrzanska		53 37 40	14 34 50
86	OR49B4	Zalew Szczec. Brama IV		53 39 56,72	14 31 58,08
87	OR50B3	Zalew Szczec. Brama III		53 42 36,04	14 28 14
88	OR51B5	Zalew Szczec. Boja 5/6		53 44 06,29	14 26 15,26
89	OR52B2	Zalew Szczec. Brama II		53 45 39,03	14 24 20,71
90	OR53ZS	Zatoka Skoszewska		53 47 20,44	14 34 59,69
91	OR54DW	Dziwna Wolin		53 50 33,64	14 37 09,36

Nr.	Probename	Ort	Fluss- km	Geographische Koordinaten	
				$f(N)$ ° ' "	$l(E)$ ° ' "
92	OR55ZM	Zatoka Madejski		53 56 34,88	14 43 02,99
93	OR56ZK	Zalew Kamienski		53 59 01,45	14 43 33,36
94	OR57JW	Jezioro Wrzosowske		54 01 08,59	14 46 52,36
95	OR58DD	Dziwna Dziwnow		54 01 13,10	14 44 36,41
96	OR59B3	Zalew Szczec. Boja 3-4		53 46 58,35	14 22 17,11
97	OR60B1	Zalew Szczec. Brama I		53 48 14,05	14 10 39,23
98	OR61SS	Swina Swinoujscie		535543,96	14 16 49,75

# Cadmium

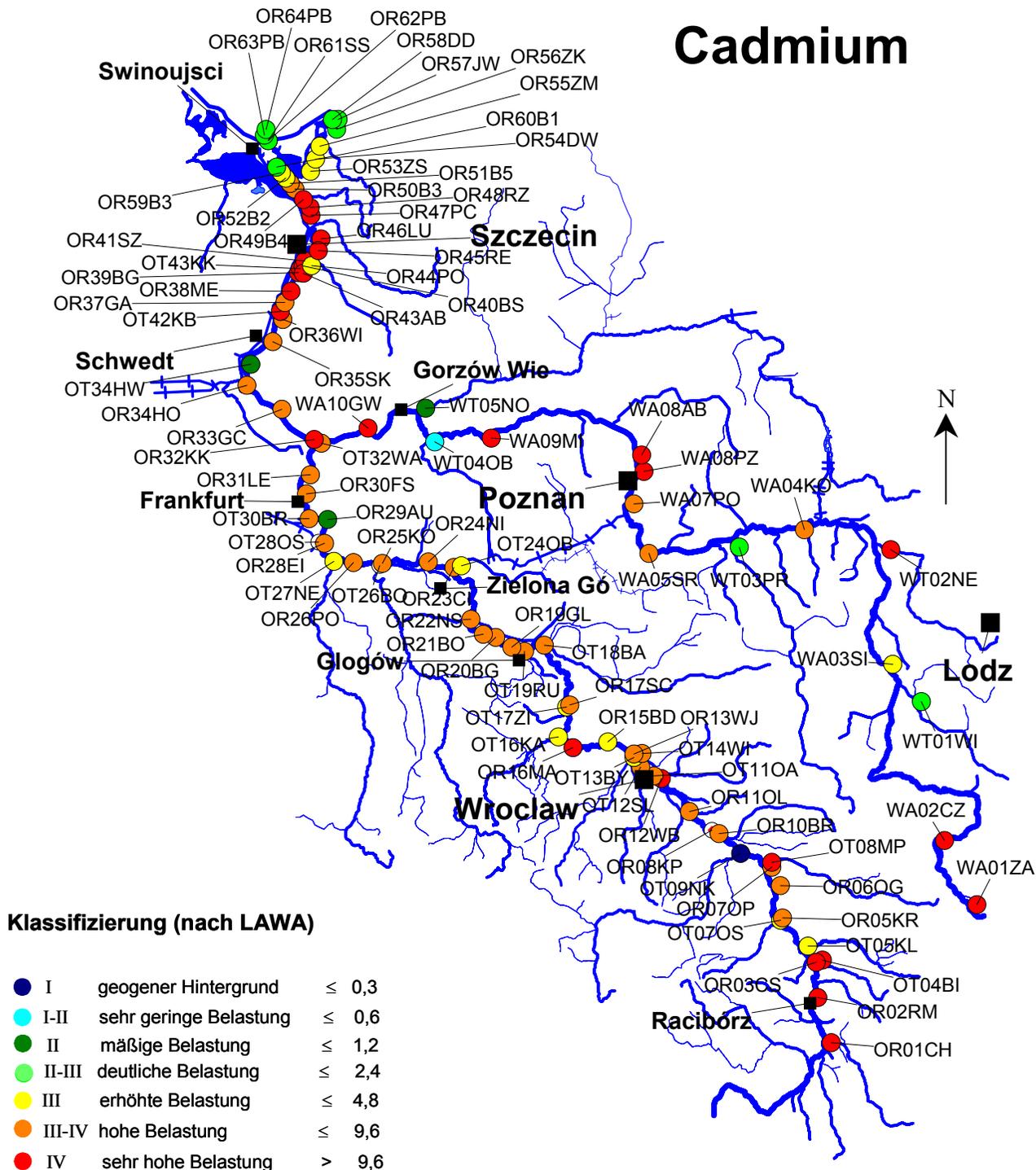


Abbildung A1: Cadmiumkonzentrationen im Sediment der Oder (Korngrößenfraktion <math><20\mu\text{m}</math>) dargestellt anhand der Klassifizierung nach LAWA, Mai 2000

# Zink

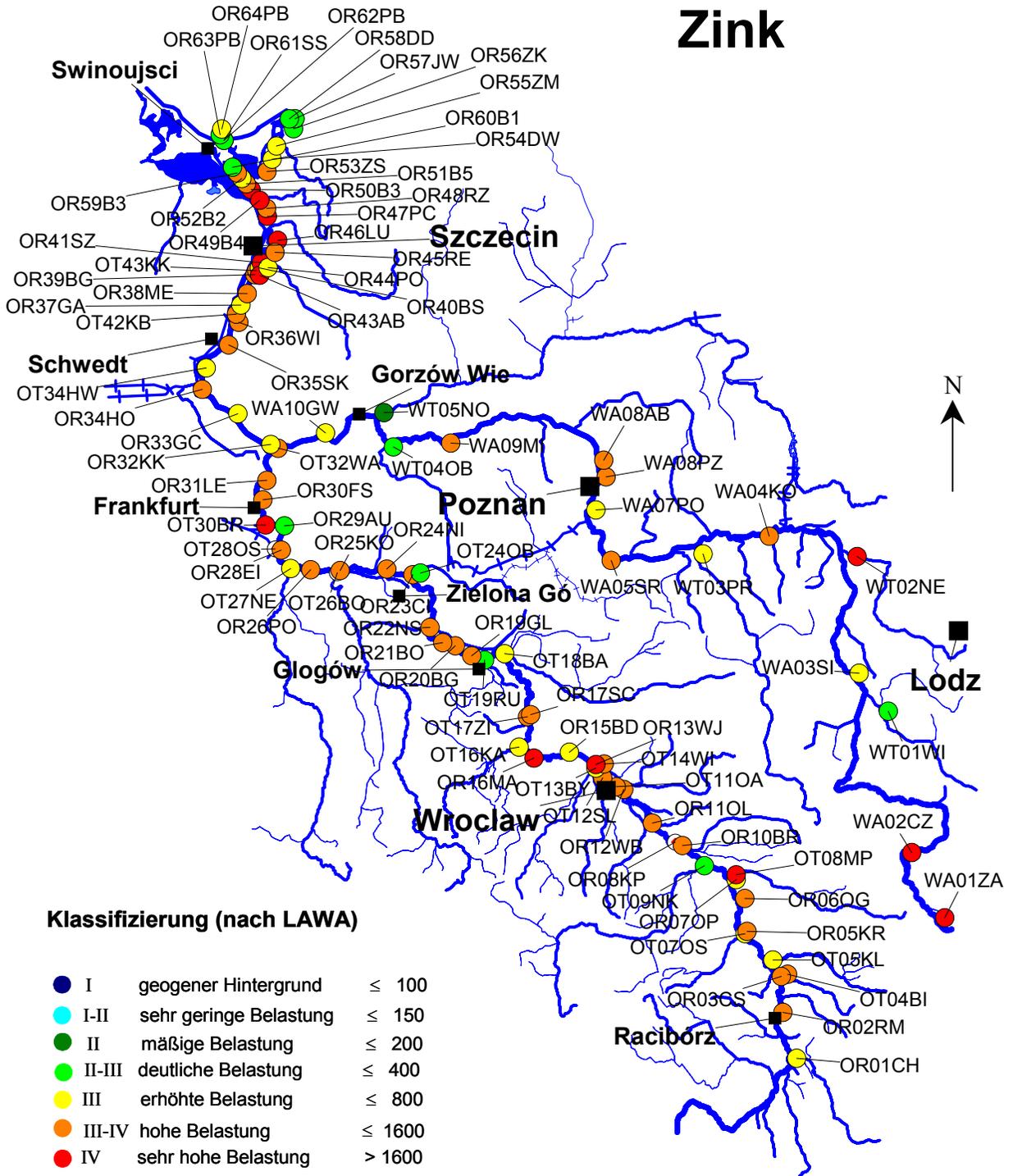


Abbildung A2: Zinkkonzentrationen im Sediment der Oder (Korngrößenfraktion <math><20\mu\text{m}</math>) dargestellt anhand der Klassifizierung nach LAWA, Mai 2000

# Blei

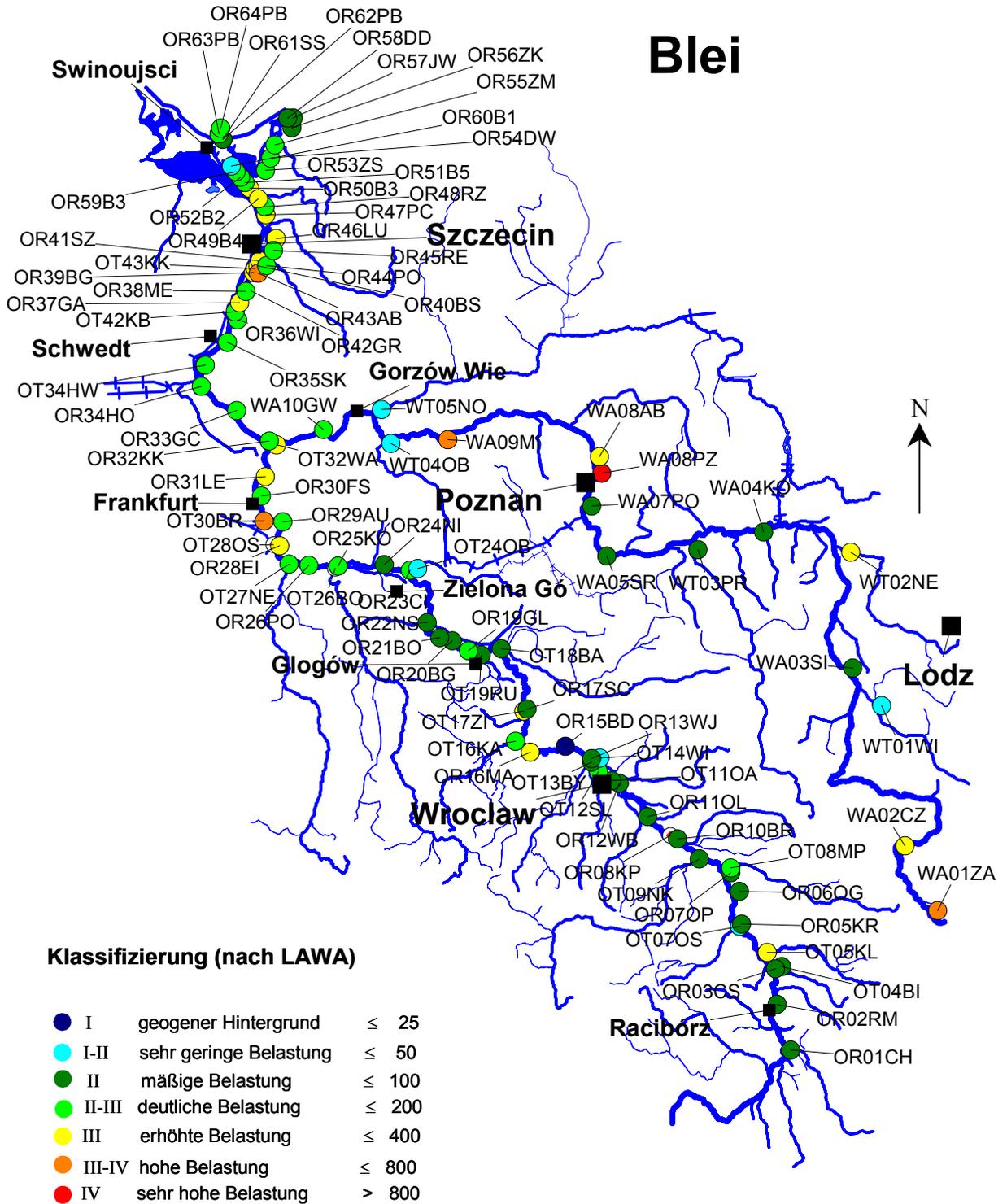


Abbildung A3: Bleikonzentrationen im Sediment der Oder (Korngrößenfraktion <math><20\mu\text{m}</math>) dargestellt anhand der Klassifizierung nach LAWA, Mai 2000

# Quecksilber

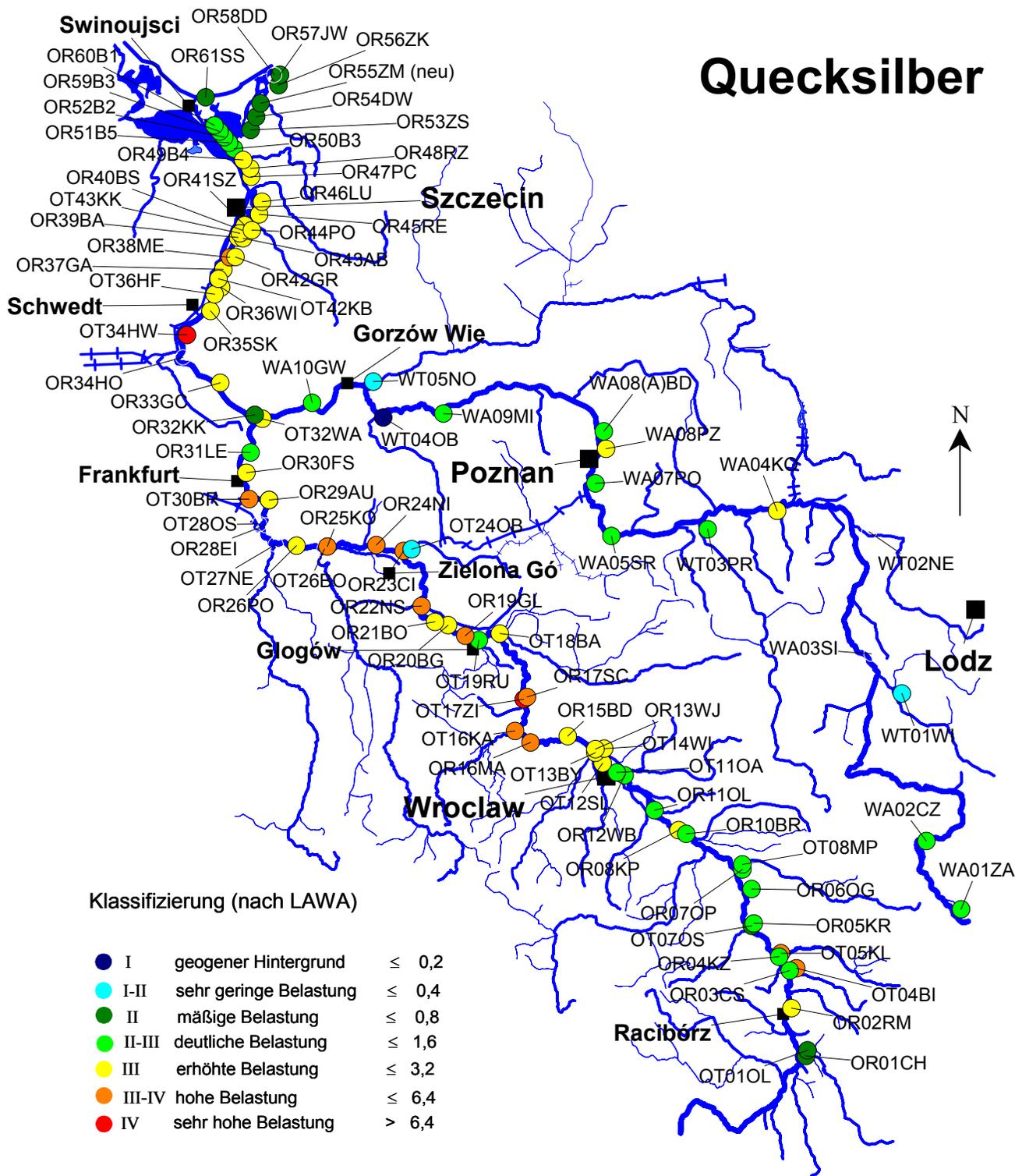


Abbildung A4: Quecksilberkonzentrationen im Sediment der Oder (Korngrößenfraktion <math><20\mu\text{m}</math>) dargestellt anhand der Klassifizierung nach LAWA, Mai 2000

# Kupfer

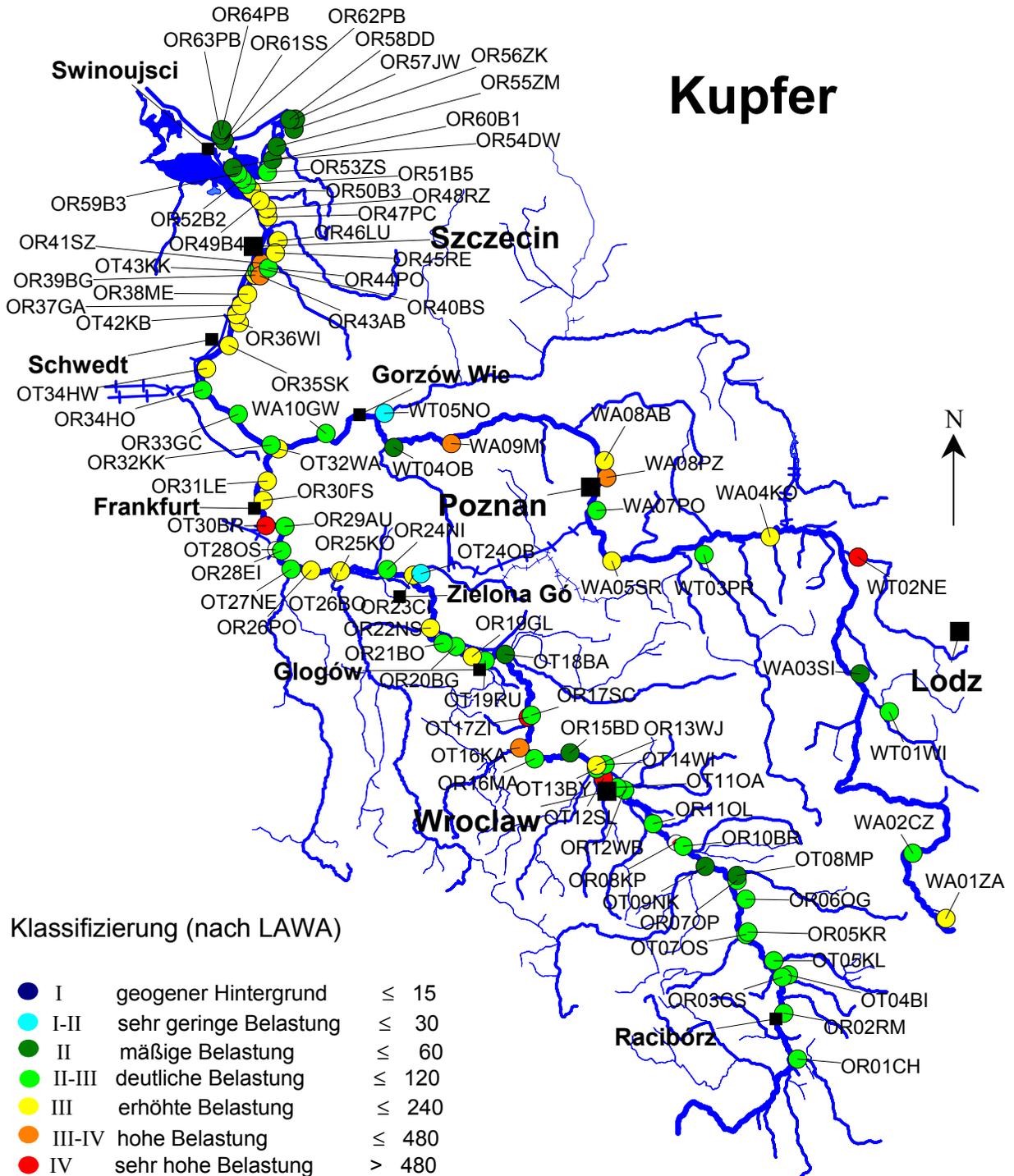


Abbildung A5: Kupferkonzentrationen im Sediment der Oder (Korngrößenfraktion <20µm) dargestellt anhand der Klassifizierung nach LAWA, Mai 2000

# Chrom

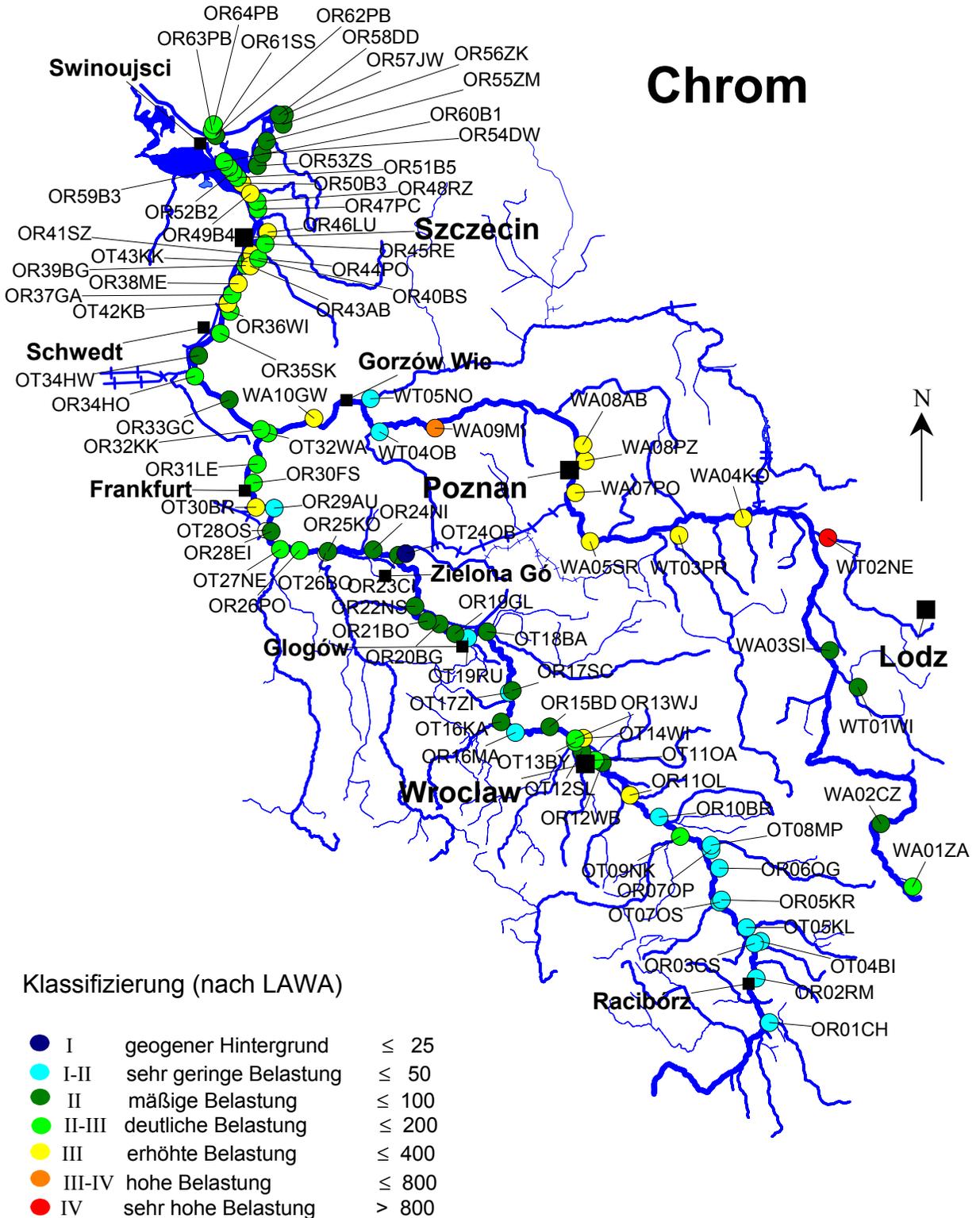


Abbildung A6: Chromkonzentrationen im Sediment der Oder (Korngrößenfraktion <math><20\mu\text{m}</math>) dargestellt anhand der Klassifizierung nach LAWA, Mai 2000

# Nickel

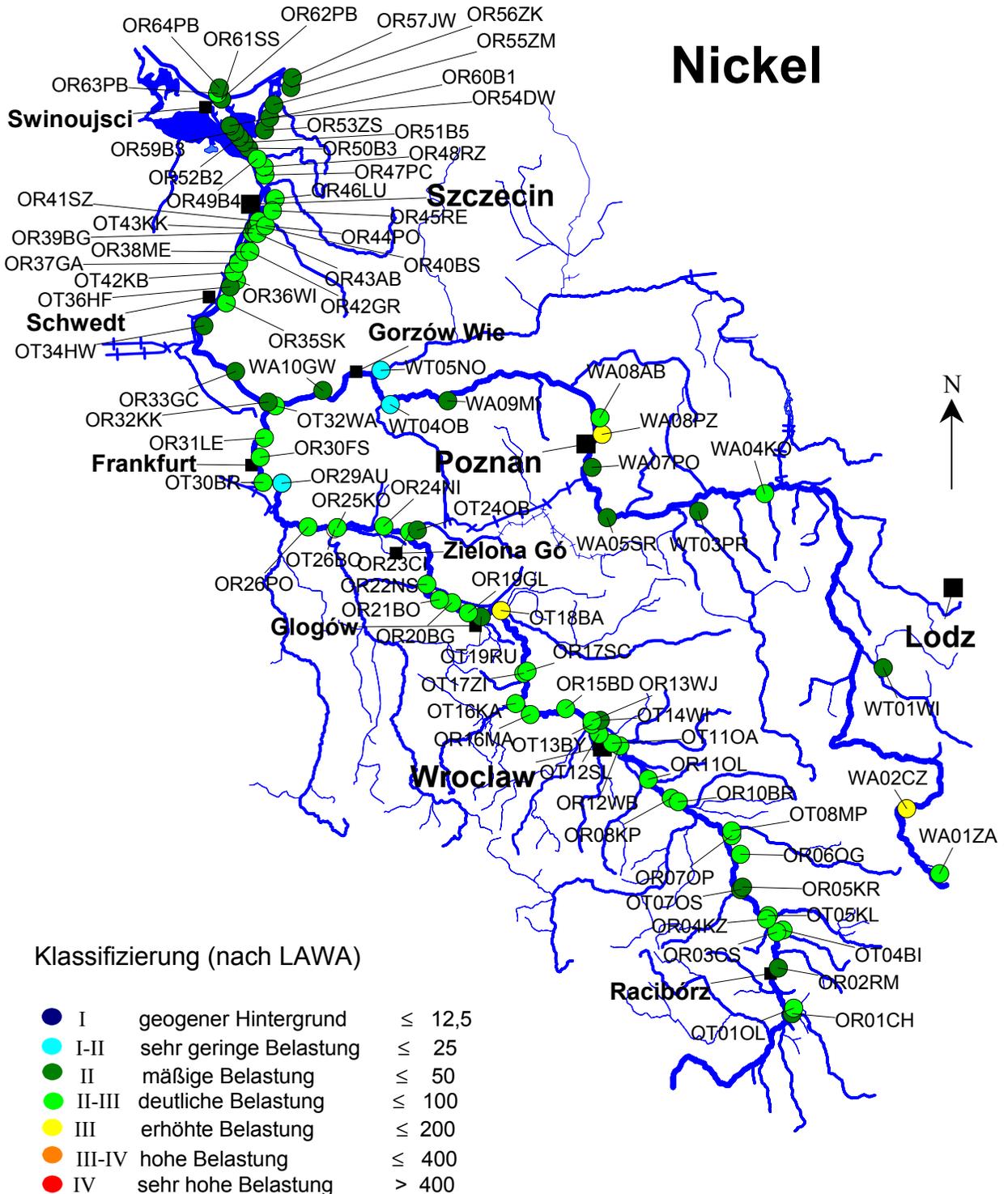


Abbildung A7: Nickelkonzentrationen im Sediment der Oder (Korngrößenfraktion <20µm) dargestellt anhand der Klassifizierung nach LAWA, Mai 2000

# Arsen

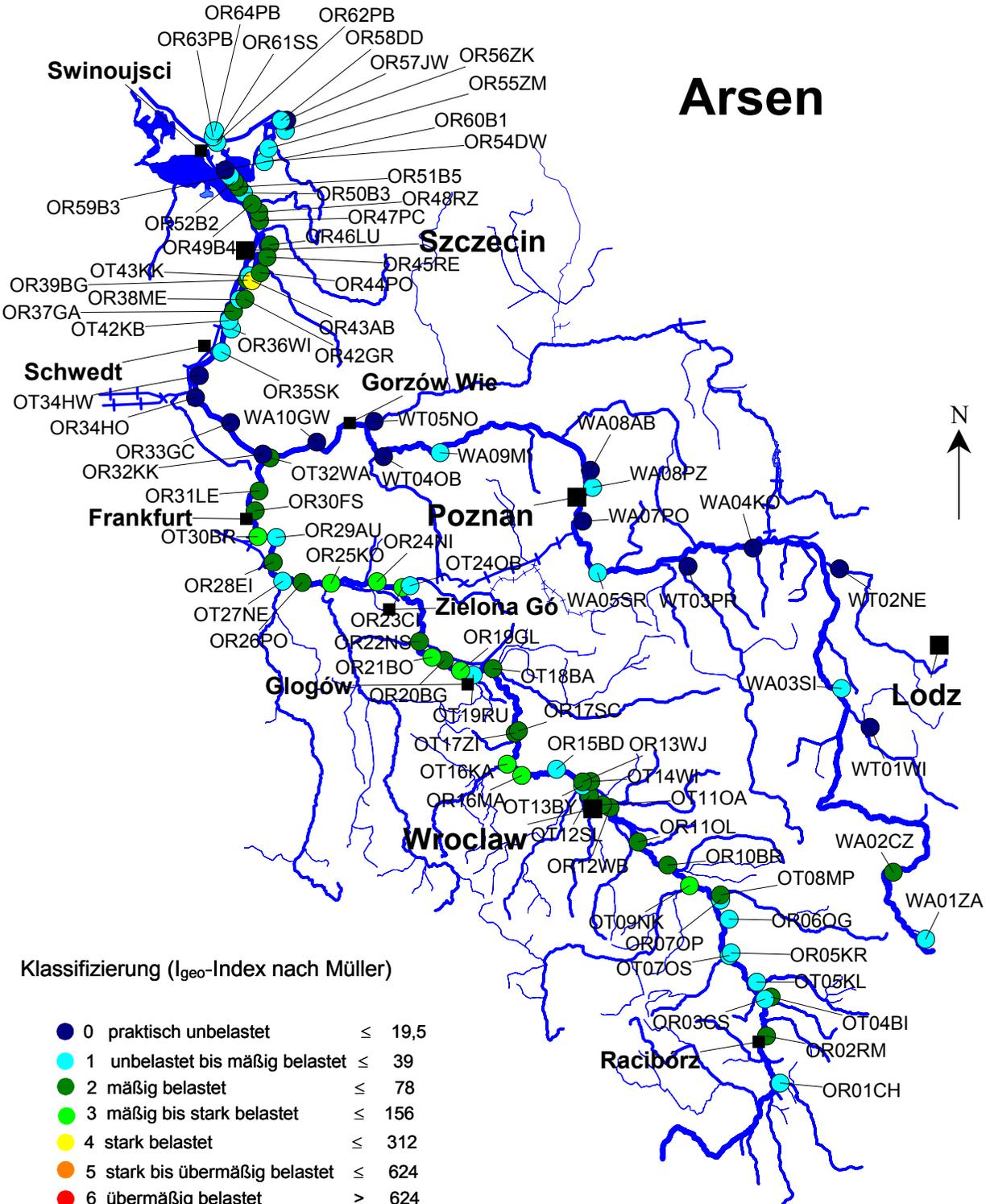


Abbildung A8: Arsenkonzentrationen im Sediment der Oder (Korngrößenfraktion  $<20\mu\text{m}$ ) dargestellt anhand des  $I_{geo}$ -Indexes nach Müller, Mai 2000