



Freie Hansestadt Bremen

Der Senator für Frauen, Gesundheit,
Jugend, Soziales und Umweltschutz

Gewässergütebericht des Landes Bremen 1995

Impressum:

Herausgeber: Freie Hansestadt Bremen
Der Senator für Frauen, Gesundheit, Jugend, Soziales und Umweltschutz
Bereich Umweltschutz und Frauen
Hanseatenhof 5, 28195 Bremen

Bearbeiter: Heinrich Meier
Dr. Hans-Peter Weigel

Umschlagsbild: o. li. Skizze Gütekarte, o. re. Deichschlot, u. li. Ochtum, u. re. Wümme

Druck: H. M. Hauschild GmbH, Bremen

Papier: Diese Broschüre wurde auf
chlorfreiem Umweltpapier gedruckt

Bremen 1995

Vorwort

Saubere Gewässer sind eine unabdingbare Voraussetzung für ein vielfältiges Leben. Immer wieder erschrecken uns Meldungen über Gewässergefährdungen. Fischsterben, Unfälle mit wassergefährdenden Stoffen, Gewässerbelastungen durch Nährstoffe, Pflanzenschutzmittel im Grundwasser und Störfälle durch industrielle Abwässer sind leider immer noch an der Tagesordnung. Neben den aufsehererregenden akuten Gewässerbelastungen spielen aber auch die langanhaltenden Einwirkungen eine nicht minder bedeutende Rolle bei der Gewässerverschmutzung.

Biologische, physikalische und chemische Untersuchungsverfahren sind deshalb im Lande Bremen seit Jahren ein fester Bestandteil bei der regelmäßigen Überwachung des Gewässerzustandes.

Der vorliegende Bericht informiert über die Gewässergütebeschaffenheit der Fließgewässer und Seen in Bremen und Bremerhaven anhand der Gewässergütekarte. Die Gewässergütekarte 1995 resultiert aus den Untersuchungen der Jahre 1990 bis einschließlich 1994. Ferner werden die Ergebnisse von Sondermeßprogrammen vorgestellt. Dabei handelt es sich zum einen um Sedimentbelastungen durch die umweltrelevante Stoffgruppe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe, und zum anderen um den Gehalt an Pestiziden in den Fließgewässern des nordbremischen Wasserschutzgebietes. Der Abschnitt über die Fischbrut umreißt die Reproduktions- und Entwicklungsmöglichkeiten in den zur Weser offenen Nebengewässern. Zusätzlich wird eine Untersuchungsmethode zur permanenten Bestimmung des Salzgehaltes der Weser beschrieben.

Erfreulich ist, daß die besorgniserregende Verschmutzung vieler Gewässer bereits merklich abgenommen hat. Dieses verdeutlicht besonders der Vergleich der in den Jahren 1977 bis 1995 herausgegebenen Gewässergütekarten. Die Verringerung der Mischwasserzuleitungen und eine naturnahe Umgestaltung der Gewässer sowie die Räumung von stark belasteten bzw. sauerstoffzehrenden Gewässersedimenten haben in den kleineren Fließgewässern einen erheblichen Beitrag zur nachhaltigen Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit erbracht.

Die verringerte Gewässerbelastung der Weser ist vornehmlich auf den konsequenten Ausbau der erforderlichen Abwasseranlagen sowie den Rückgang der Salzfracht zurückzuführen.

Zukünftig sind wesentliche Verbesserungen des Gewässerzustandes nur durch die Wiederherstellung und Erhaltung von naturnah ausgebildeten Gewässerläufen zu erreichen und wenn neben den Abwassereinleitungen auch die anderen Belastungsquellen, z.B. Einträge aus landwirtschaftlichen Flächen, von Straßen und über den Luftpfad, deutlich verringert werden.

Christine Wischer
Senatorin für Frauen, Gesundheit, Jugend, Soziales und Umweltschutz

Bremen, im November 1995

Inhalt

1. Gewässergütekarte 1995.....	5
1.1 Gewässergüte der Fließgewässer	5
1.1.1 Grundlagen und Methoden der Gewässerkartierung	5
1.1.2 Klasseneinteilung der Fließgewässer.....	6
1.1.3 Biologisch - chemisches Untersuchungsprogramm der Fließgewässer	8
1.2 Gewässergüte der Seen.....	8
1.3 Gewässergütekarte 1995	10
1.4 Erläuterungen zur Gewässergütekarte 1995.....	10
1.4.1 Fließgewässer in Bremen und Bremerhaven	10
1.4.1.1 Gewässer 1. Ordnung	10
1.4.1.2 Kleinere Fließgewässer in Bremerhaven.....	11
1.4.1.3 Kleinere Fließgewässer in Bremen links der Weser.....	12
1.4.1.4 Kleinere Fließgewässer in Bremen rechts der Weser	13
1.4.1.5 Kleinere Fließgewässer in Bremen-Nord	15
1.4.2 Seen in Bremen und Bremerhaven	16
2. Fischbrut in ausgewählten Nebengewässern der Bremer Unterweser	17
2.1 Einleitung	17
2.2 Ergebnisse.....	17
2.2.1 Fangergebnisse.....	17
2.2.2 Artenspektrum in den Fischbrutfängen	20
2.2.3 Laichplätze und "Kinderstuben"	21
2.2.4 Wachstum.....	22
2.3 Resumee	22
2.4 Literatur	23
3. Belastung von Sedimenten bremischer Gewässer durch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK).....	24
3.1 Einleitung	24
3.2 Auswahl der Stoffe.....	25
3.3 Probenahme und Analytik.....	25
3.3.1 Probenahme	25
3.3.2 Analysenmethode.....	25
3.4 Grenzwerte und Orientierungswerte.....	26
3.5 Ergebnisse.....	27
3.5.1 Statistische Verteilung, Klassenbildung und Kartendarstellung	28
3.5.2 Karte über PAK-Gehalte im Sediment	29
3.5.3 Belastungsschwerpunkte	29
3.5.4 PAK-Verteilung auf Längsschnitten	30
3.6 Ursachen der PAK-Belastung.....	32
3.7 Vergleich der PAK-Gehalte in den Hafenbecken von Bremen und NRW	33
3.8 Literatur	33
4. Ökotoxikologische Bewertung der Schadstoffgehalte bremischer Gewässersedimente	34
4.1 Einleitung: Zielsetzung der vorliegenden Bewertung	34
4.2 Zum Begriff "Ökotoxikologische Bewertung"	35
4.2.1 Sedimentbelastung - Spiegel der Schadstoffe im Gewässer	37
4.3 Vorgehensweise zur Ableitung von Orientierungswerten für Sedimente	38

4.3.1 Sedimente im Gewässer	38
4.3.2 Sedimentmaterial außerhalb der Gewässer	40
4.4 Belastungsklassen für Schadstoffe im Sediment.....	41
4.5 Schutzgutbezogene Bewertung bei Verbringung von Sedimentaushub	46
4.6 Handlungsempfehlungen	50
4.7 Bewertung der Belastungssituation bremischer Gewässersedimente.....	51
4.8 Zusammenfassung	55
4.9 Literatur	56
5. Pflanzenschutzmittel im Wasser und in den Schwebstoffen der Blumenthaler Aue und der Beckedorfer Becke	58
5.1 Untersuchungsprogramm.....	58
5.2 Untersuchungsgebiet	58
5.2.1 Allgemeine Angaben	58
5.2.2 Landwirtschaftliche Nutzung und Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln.....	59
5.2.3 Niederschlagsdaten.....	60
5.2.4 Wasserhaushalt und Wasserförderung.....	61
5.3 Beschaffenheit der untersuchten Oberflächengewässer	61
5.3.1 Blumenthaler Aue.....	61
5.3.2 Beckedorfer Becke.....	62
5.3.3 Frühere Untersuchungen auf Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe.....	63
5.4 Probenahme, Aufarbeitungs- und Untersuchungsmethoden.....	64
5.4.1 Probenahme	64
5.4.2 Aufbereitung der Schwebstoffproben.....	64
5.4.3 Probenvorbereitung der Wasserproben für die HPLC-Messungen	65
5.4.4 Probenvorbereitung für die GC-Analytik	65
5.4.5 GC- und HPLC-Analytik	65
5.4.6 Parameterumfang	66
5.5. Ergebnisse.....	66
5.5.1 Pflanzenschutzmittel-Gehalte in den Schwebstoffproben	66
5.5.2 Pflanzenschutzmittel-Gehalte in den Wasserproben.....	67
5.6 Zusammenfassung und Ausblick.....	71
5.7 Literatur	72
6. Überwachung des Salzgehaltes in der Weser.....	73
6.1 Einführung.....	73
6.2 Methoden	73
6.2.1 Weserwasserentnahme.....	73
6.2.2 Leitfähigkeitsmessung.....	74
6.2.3 Chloriduntersuchung	74
6.2.4 Weserwasserabfluß.....	74
6.3 Ergebnisse.....	75
6.3.1 Abflußmenge	75
6.3.2 Vergleich der Ergebnisse der semi-kontinuierlichen Chloriduntersuchung mit denen der Leitfähigkeitsmessung	76
6.3.3 Vergleich der Ergebnisse der semi-kontinuierlichen Chloriduntersuchung mit denen der 14-Tage-Mischprobe.....	78
7.4 Literatur	79
7. Anhang.....	80
7.1 Glossar	80

1. Gewässergütekarte 1995

1.1 Gewässergüte der Fließgewässer

1.1.1 Grundlagen und Methoden der Gewässerkartierung

Die hiermit veröffentlichte 5. Gewässergütekarte ist das Ergebnis der biologisch-ökologischen Bestandsaufnahme der Gewässer in Bremen und Bremerhaven von 1990 bis einschließlich 1994. Grundlage der Gewässergütekarte 1995 sind die von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) erarbeiteten Kriterien für eine einheitliche Beurteilung der Fließgewässergüte in der Bundesrepublik Deutschland (LAWA 1990). Die Bewertung der Gewässer und die Einteilung in sieben Gewässergüteklassen erfolgten nach dem Saprobienystem (DIN 38 410) unter Einbeziehung der chemisch-physikalischen Untersuchungsergebnisse. Die Ergebnisse dieser Gewässergüteklassifizierung werden in Form von Gewässergütekarten dargestellt.

Das Saprobienystem beruht auf der Tatsache, daß sich die Organismenbesiedlung eines Gewässerabschnittes in Abhängigkeit von der Gewässerbelastung durch abbaubare organische Stoffe (Abwässer) verändert. Die Zusammenhänge zwischen Gewässerbelastung und der biologischen Besiedlung wurden bereits um die Jahrhundertwende von KOLKWITZ und MARSSON im Saprobienystem (sapro = faulig) beschrieben. Unterhalb einer Abwassereinleitung werden in einem Selbstreinigungsprozeß organische Stoffe unter Sauerstoffzehrung von der Lebensgemeinschaft der Organismen (Mikroorganismen, Tiere, Pflanzen) abgebaut. Die Endprodukte stehen den Pflanzen als Nährstoffe wieder zur Verfügung. Dieser Prozeß wird als Selbstreinigung bezeichnet. Je nach Belastungsgrad kommen in diesen Gewässerabschnitten nur noch bestimmte, den jeweiligen Umweltbedingungen angepaßte Organismen vor. Diese sog. Indikatorarten zeigen durch ihr Vorkommen den Verschmutzungsgrad eines Gewässers mit sauerstoffzehrenden, leicht abbaubaren Abwässern an. Im Verlauf der Selbstreinigungsstrecke weist die biologische Besiedlung eine charakteristische räumliche Abfolge von Lebensgemeinschaften auf. Anhand der Häufigkeit und Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft läßt sich so eine abgestufte Gewässerbelastung ableiten. Die Ergebnisse der biologischen Gewässeruntersuchung bilden die Berechnungsgrundlage für den Saprobienindex (S), dem bestimmte Gewässergüteklassen - von unbelastet bis übermäßig verschmutzt - zugeordnet werden können.

Die biologische Gewässeruntersuchung auf der Basis des Saprobienystems erfaßt im wesentlichen nur die Belastung der Fließgewässer mit abbaubaren organischen Substanzen. Toxische Gewässerbelastungen (z.B. durch Schwermetalle, halogenierte organische Verbindungen) sowie die Auswirkungen von naturfernem Gewässerausbau lassen sich mit dem Saprobienystem nicht hinreichend deuten.

1.1.2 Klasseneinteilung der Fließgewässer

Die einzelnen Gewässergüteklassen sind wie folgt charakterisiert:

Güteklasse I: unbelastet bis sehr gering belastet (oligosaprob)

Gewässerabschnitte mit reinem, stets annähernd sauerstoffgesättigtem und nährstoffarmem Wasser; geringer Bakteriengehalt; mäßig dicht besiedelt, vorwiegend von Algen, Moosen, Strudelwürmern und Insektenlarven; sofern sommerkühl, Laichgewässer für Salmoniden.

Zu dieser Güteklasse gehören im allgemeinen Quellbäche und nur sehr gering belastete Oberläufe von sommerkalten Fließgewässern. Solche Gewässer kommen hauptsächlich in nicht oder wenig besiedelten und bewirtschafteten Gebieten vor. Die Gewässer strömen schnell, das Wasser ist klar, der Untergrund überwiegend steinig und kiesig, selten sandig oder aus mineralischen Feinsedimenten bestehend.

Güteklasse I - II: gering belastet (oligo- bis betamesosaprob)

Gewässerabschnitte mit geringer Nährstoffzufuhr und organischer Belastung ohne nennenswerte Sauerstoffzehrung; dicht und meist in großer Artenvielfalt, turg und einer starken Quühl, Salmonidengewässer.

Bei den hier eingestuften Gewässern handelt es sich meist um Oberläufe im Gebirgs- und Mittelgebirgsraum, aber auch um naturnahe Gewässer in größeren Waldgebieten, im Flachland z.B. der Lüneburger Heide oder der Mecklenburger Seenplatte. Auch diese Gewässer sind im allg. sommerkühl, das Wasser ungetrübt. Der Bodengrund ist je nach Strömungsgeschwindigkeit steinig bis kiesig in den Mittelgebirgen oder kiesig bis sandig in der Ebene, wobei auftretende Feinsedimente nur geringe sauerstoffzehrende organische Anteile aufweisen.

Güteklasse II: mäßig belastet (betamesosaprob)

Gewässerabschnitte mit mäßiger Verunreinigung und guter Sauerstoffversorgung; sehr große Artenvielfalt und Individuendichte von Algen, Schnecken, Kleinkrebsen, Insektenlarven; Wasserpflanzenbestände können größere Flächen bedecken; artenreiche Fischgewässer.

Hierzu gehören Gewässerstrecken mit mäßiger Verunreinigung durch organische Stoffe und deren Abbauprodukte, aber auch die Unterläufe der großen Flüsse und die von Natur aus nährstoffreichen langsam fließenden und sommerwarmen Bäche des Flachlands. Der Gewässergrund ist in den gebirgigen Regionen steinig bis kiesig, allerdings kann es stellenweise zu Ablagerungen von organischen Feinsedimenten oder schwarzfleckigen Steinunterseiten kommen. In den Bächen und Flüssen des Flachlands finden sich vorwiegend sandig-kiesige Sedimente, größere Steine sind im Gegensatz zu den meisten Mittelgebirgsbächen selten. Stellenweise werden feine organische Sedimente abgelagert.

Güteklasse II-III: kritisch belastet (betameso- bis alphamesosaprob)

Gewässerabschnitte, deren Belastung mit organischen, sauerstoffzehrenden Stoffen einen kritischen Zustand bewirkt; Fischsterben infolge Sauerstoffmangels möglich; Rückgang der Artenzahl bei Makroorganismen; gewisse Arten neigen zur Massenentwicklung; fädige Algen bilden häufig größere flächenbedeckende Bestände.

Die Gewässer dieser Güteklasse sind durch die Wirkung abbaubarer organischer Stoffe merklich verändert. In den schneller fließenden Gewässern sind die Steinunterseiten schwarz oder schwarzfleckig durch Bildung von schwarzem Eisensulfid, Schlammablagerungen sind häufig nur oberflächlich oxidiert. Darunter befinden sich meist tiefgründige, schwarzgefärbte Faulschlamm-sedimente. Sind dichte Pflanzenbestände vorhanden - vor allem in langsam fließenden Gewässern, so haben sich Trübstoffe angelagert. Das Wasser ist entweder durch Bakterien oder organische Substanz getrübt oder es macht sich eine deutliche Vegetationsfärbung durch planktische Algen bemerkbar.

Güteklasse III: stark verschmutzt (alphamesosaprob)

Gewässerabschnitte mit starker organischer, sauerstoffzehrender Verschmutzung und meist niedrigem Sauerstoffgehalt; örtlich Faulschlammablagerungen; Kolonien von fadenförmigen Abwasserbakterien und festsitzenden Wimperntieren übertreffen das Vorkommen von Algen und höheren Pflanzen.

zen; nur wenige, gegen Sauerstoffmangel unempfindliche tierische Makroorganismen wie Egel und Wasserasseln kommen bisweilen massenhaft vor; mit periodischem Fischsterben ist zu rechnen.

Gewässer dieser Güteklasse sind durch intensive heterotrophe Prozesse und als deren Folge durch starke Sauerstoffdefizite geprägt. Die bakterielle Trübung des Wassers ist deutlich, Hartsubstrat ist mit dichten Bakterienbelägen überzogen, Steinunterseiten und Feinsedimente sind durch Eisensulfid schwarz verfärbt, aus Schlammablagerungen entweicht beim Aufrühren Schwefelwasserstoff. Höhere Wasserpflanzen fehlen in der Regel, Fadenalgen und Überzüge von Blaualgen können massenhaft auftreten.

Güteklasse III - IV: sehr stark verschmutzt (alphameso- bis polysaprob)

Gewässerabschnitte mit weitgehend eingeschränkten Lebensbedingungen durch sehr starke Verschmutzung mit organischen, sauerstoffzehrenden Stoffen, oft durch toxische Einflüsse verstärkt; zeitweilig totaler Sauerstoffschwund; Trübung durch Abwasserschwebstoffe; ausgedehnte Faulschlammablagerungen, durch Wimpertierchen, rote Zuckmückenlarven oder Schlammröhrenwürmer dicht besiedelt; Rückgang fadenförmiger Abwasserbakterien; Fische nur ausnahmsweise anzutreffen.

Die Gewässer sind durch die Wirkung abbaubarer organischer Substanzen und den Folgen des aeroben und anaeroben Abbaus in ihrer Qualität als Ökosystem sehr stark verändert. Die Gewässersohle ist von Faulschlamm überdeckt, höhere submerse Pflanzen fehlen, das Wasser ist durch Abwasser und Bakterien verfärbt oder getrübt, das Wasser riecht oft nach Schwefelwasserstoff, es kommt zu sichtbarer Gasbildung im Sediment.

Güteklasse IV: übermäßig verschmutzt (polysaprob)

Gewässerabschnitte mit übermäßiger Verschmutzung durch organische sauerstoffzehrende Abwässer; Fäulnisprozesse herrschen vor; Sauerstoff über lange Zeiten in sehr niedrigen Konzentrationen vorhanden oder gänzlich fehlend. Besiedlung vorwiegend durch Bakterien, Geißeltierchen und freilebende Wimpertierchen; Fische fehlen; bei starker toxischer Belastung biologische Verödung.

Die Gewässer dieser Güteklasse führen stark getrübt Wasser. Wasserinhaltsstoffe und Abbauprodukte aus Sediment und Wasser können zu erheblichen Geruchsbeeinträchtigungen führen. Der Gewässerboden ist von Faulschlamm bedeckt, dauerhaft anaerob. Färbungen durch Schwefelbakterien sind häufig, Pilzentwicklungen sind stellenweise flächendeckend. Höhere Pflanzen fehlen, autotrophe Mikroorganismen, z.B. Schwefelbakterien, können massenhaft auftreten.

Gewässer-güteklasse	Grad der organischen Belastung	Saprobien-index	Chemische Parameter		
			BSB ₅ (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	O ₂ -Minima (mg/l)
I	unbelastet bis sehr gering belastet	1,0 - < 1,5	1	höchstens Spuren	> 8
I-II	gering belastet	1,5 - < 1,8	1 - 2	um 0,1	> 8
II	mäßig belastet	1,8 - < 2,3	2 - 6	< 0,3	> 6
II-III	kritisch belastet	2,3 - < 2,7	5 - 10	< 1	> 4
III	stark verschmutzt	2,7 - < 3,2	7 - 13	0,5 bis mehrere mg/l	> 2
III-IV	sehr stark verschmutzt	3,2 - < 3,5	10 - 20	mehrere mg/l	< 2
IV	übermäßig verschmutzt	3,5 - 4,0	>15	mehrere mg/l	< 2

Tabelle 1: Kriterien zur Beurteilung der Gewässergüte von Fließgewässern (LAWA 1990)

Dieses Bewertungssystem gilt nur für die Gütebeurteilung von Fließgewässern. Für die Seenklassifizierungen werden andere Beurteilungskriterien herangezogen (s. u.).

1.1.3 Biologisch - chemisches Untersuchungsprogramm der Fließgewässer

Während die biologische Untersuchung die Belastungssituation eines Gewässers über einen längeren Zeitraum an jeder Stelle eines Gewässers widerspiegelt, kann eine punktuelle Messung der chemisch-physikalischen Parameter immer nur einen Augenblickszustand erfassen. Für eine genaue Diagnose des Gewässerzustandes sind allerdings die Ergebnisse der chemisch-physikalischen Untersuchungen in die Beurteilung einzubeziehen, da nur sie konkrete Aussagen über Art und Umfang der Gewässerbelastung ermöglichen.

Im Rahmen der Gewässergüteüberwachung wurden die Nebengewässer (Fließgewässer ohne Weser) in Bremen und Bremerhaven auf einer Länge von ca. 190 km an 165 Meßstellen beprobt, die je nach Bedeutung drei- bis fünfmal innerhalb von 5 Jahren biologisch untersucht wurden. Außerdem wurde an diesen Meßstellen mindestens einmal jährlich eine Wasserprobe entnommen und auf chemische und physikalische Parameter untersucht.

• Sauerstoffgehalt	• Phosphat - P
• pH-Wert	• Gesamtphosphor
• Leitfähigkeit	• BSB ₅
• Wassertemperatur	• DOC
• Nitrat - N	• Eisen
• Nitrit - N	• Chlorid
• Ammonium - N	• Saprobienindex
• Gesamtstickstoff	

Tabelle 2: Parameterumfang der Gewässergüteüberwachung (Fließgewässer außer Weser)

1.2 Gewässergüte der Seen

Während in Fließgewässern der Saprobienindex und somit die Gewässergüte vom Abbau der organischen Abwässer charakterisiert ist, beruht die Seengüteklassifizierung auf einer Trophieeinstufung. Als Trophie wird dabei die Intensität der Algen- und Wasserpflanzenproduktion im Gewässer bezeichnet. Sie ist im wesentlichen abhängig von der Menge und Verfügbarkeit der Pflanzennährstoffe.

Eine gesteigerte Verfügbarkeit von Nährstoffen bewirkt eine Eutrophierung, d.h. Zunahme der pflanzlichen Produktion im Gewässer. Eine Folge der Eutrophierung von Seen ist nach dem Absterben und Absinken der Organismen die Ausbildung von sauerstoffarmen bzw. -freien Tiefenzonen aufgrund von sauerstoffzehrenden Abbauprozessen.

Eine Eutrophierung kann aber auch natürlicherweise auftreten, z.B. in flachen Seen bei der Verlandung. Insbesondere kleine und flache Seen mit großem Einzugsgebiet sind oft natürlicherweise eutroph. Allerdings verläuft dieser Alterungsprozeß unter natürlichen Bedingungen nur sehr langsam. Die vom Menschen verursachte Eutrophierung beschleunigt den natürlichen Vorgang um ein Vielfaches.

In ausreichend tiefen Seen baut sich mit zunehmender Gewässererwärmung im späten Frühjahr eine stabile thermische Schichtung auf. In der Phase der sommerlichen Stagnation ist der Wasserkörper in 3 Schichten gegliedert. Oben befindet sich das annähernd gleichmäßig warme Epilimnion. Darunter liegt eine Schicht mit einem starken Temperatursprung, das Metalimnion. Unterhalb dieser Sprungschicht befindet sich das in unseren Breiten etwa 4-8°C kalte Hypolimnion. Mit fortschreitender Abkühlung beginnt im Herbst mit Unterstützung des Windes die Auflösung der thermischen Schichtung (Herbstzirkulation). Bevor die Phase der herbstlichen Vollzirkulation einsetzt, wird jährlich in 13 Bremer und Bremerhavener Seen die Wassergüte in verschiedenen Tiefen analysiert (Tiefenprofil).

- | | |
|--------------------|--------------------|
| • Sauerstoffgehalt | • Ammonium - N |
| • pH-Wert | • Gesamtstickstoff |
| • Wassertemperatur | • Phosphat - P |
| • Nitrat - N | • Gesamtphosphor |
| • Nitrit - N | • Chlorid |

Tabelle 3: Parameterumfang des Seentiefenprofils

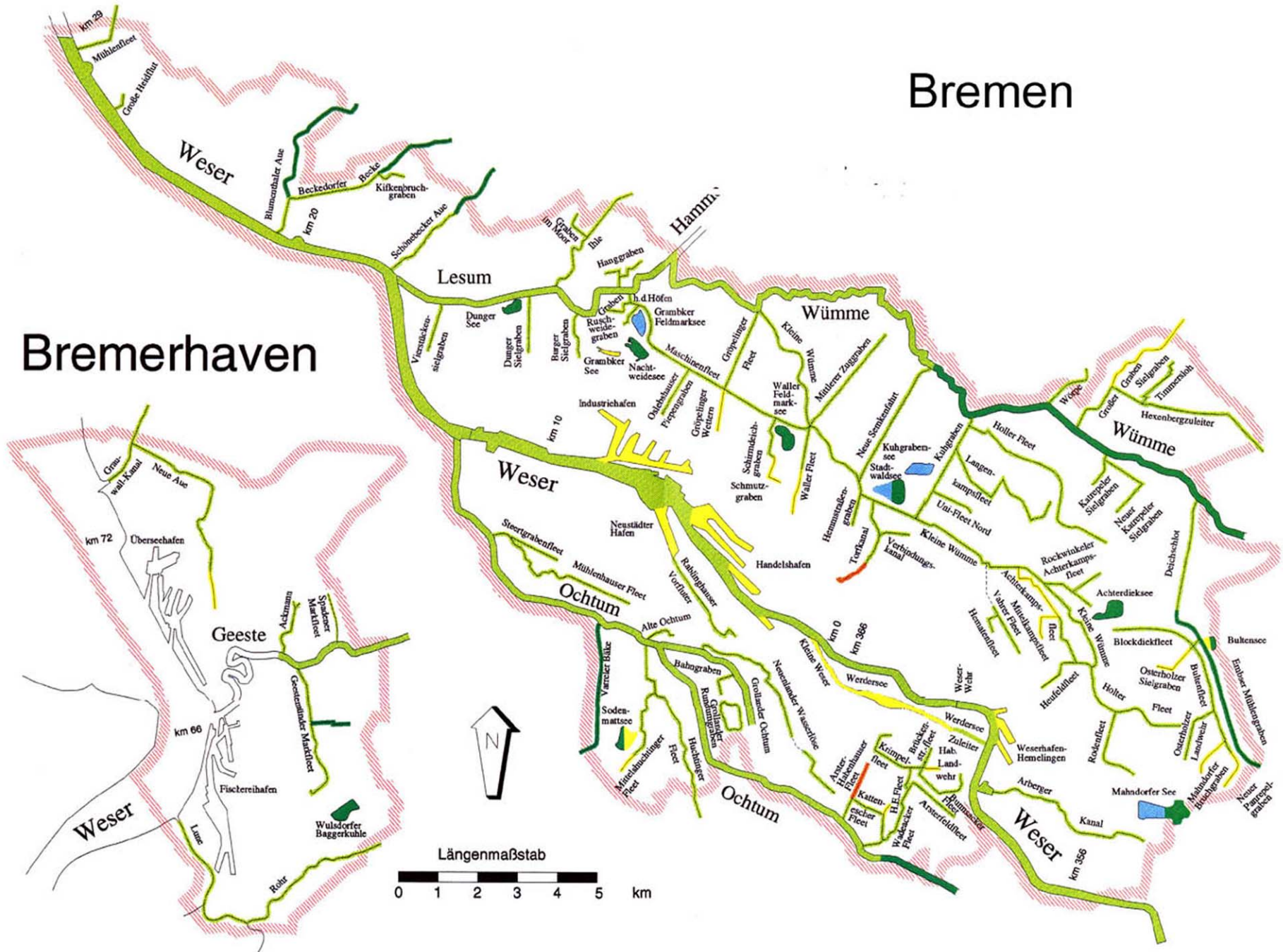
Die Trophieeinstufung der Seen erfolgte für die Gewässergütekarte 1995 anhand der chemisch-physikalischen Seentiefenprofilerggebnisse, die jährlich am Ende der sommerlichen Schichtung ermittelt werden (s.o.).

Oligotrophe Seen	Klare, nährstoffarme Seen mit geringer Planktonproduktion, die am Ende der Stagnationsphase auch in der Tiefe noch mit über 70 % Sauerstoff gesättigt sind.
Mesotrophe Seen	Seen mit geringem Nährstoffangebot, mäßiger Planktonproduktion und Sichttiefen von über 2 m, die im Tiefenwasser am Ende der Stagnationsperiode zu 30 bis 70 % mit Sauerstoff gesättigt sind.
Eutrophe Seen	Nährstoffreiche, im Tiefenwasser am Ende der Stagnationsperiode sauerstoffarme (0-30 % Sättigung), im Oberflächenwasser zeitweise mit Sauerstoff übersättigte Seen mit Sichttiefen von meist unter 2 m und hoher Planktonproduktion.
Polytrophe Seen	Seen mit sehr hohem, stets frei verfügbarem Nährstoffangebot; Tiefenwasser schon im Sommer sauerstofffrei mit zeitweiser Schwefelwasserstoffentwicklung; Oberflächenwasser zeitweise stark mit Sauerstoff übersättigt; Sichttiefe sehr gering; Massenentwicklung von Phytoplankton.

Tabelle 4: Trophiestufen der Seen

Bremen

Bremerhaven



1.3 Gewässergütekarte 1995

1.4 Erläuterungen zur Gewässergütekarte 1995

Für die vorliegende Karte wurden erhöhte Eisenkonzentrationen im Gewässer als Negativfaktor mit berücksichtigt. Zu hohe Eisenkonzentrationen in einem Gewässer führen zu einem Sauerstoffdefizit, bewirken eine gelbbraune Trübung des Wassers, bedecken den Boden fast vollständig mit Eisenocker und beeinträchtigen das Leben von Pflanzen und Tieren. Verursacht werden diese hohen Eisengehalte in den Fließgewässern durch die örtlich sehr hohen Eisenkonzentrationen des Grundwassers.

Auch ein naturferner Gewässerausbau führte bei der Einstufung zu einer kritischeren Einschätzung der Gewässergüte.

Da es für den Brackwasserbereich der Weser immer noch keine vergleichbare Untersuchungsmethode gibt, wurde dieser Bereich erneut ausgespart.

Die GüteEinstufung der Bremerhavener Gewässer basiert im wesentlichen auf mikrobiologischen Erhebungen. Veranlaßt und durchgeführt wurden diese Gewässerbeurteilungen von der Wasserbehörde des Magistrats Bremerhaven.

1.4.1 Fließgewässer in Bremen und Bremerhaven

1.4.1.1 Gewässer 1. Ordnung

Weser

Obwohl die Weser im gesamten bremischen Gebiet noch in die Güteklasse II-III eingestuft wurde, wirkten sich die merkliche Reduzierung der Chloridfracht und der Rückgang der Abwasserbelastung bereits positiv aus. Oberhalb des Weserwehres wurde im Untersuchungszeitraum eine deutliche Tendenz zur Gewässergüteklasse II festgestellt. In der tideabhängigen Unterweser wurde die Wasserqualität infolge des Ausbaues der kommunalen Kläranlagen weiter verbessert. Insbesondere die biologische Abwasserreinigung und die Phosphatelimination trugen zur Verbesserung bei. Der Bremer Unterweserabschnitt wurde aufgrund der chemisch-physikalischen Untersuchungsergebnisse erneut in die Güteklasse II-III eingestuft.

Lesum

Die Lesum ist in ihrem gesamten Abschnitt kritisch belastet (Güteklasse II-III). Allerdings bietet die tide- und damit salzbeeinflusste Lesum mit ihrem naturfernen Gewässerausbau auch nur wenigen Indikatororganismen einen Lebensraum. Die Bewertung eines Gewässers mit derart eingeschränkten Lebensbedingungen ist nur bedingt über den Saprobienindex möglich, so daß für die GüteEinstufung die Ergebnisse der chemischen Untersuchungen stärker berücksichtigt wurden.

Wümme

Nach Vereinigung ihres Nord-, Mittel- und Südarms fließt die Wümme als mäßig belastetes Gewässer in Bremen ein. Oberhalb des Zuflusses Neue Semkenfahrt wurde im Wümmeabschnitt bis zum Wörpezufluß eine Gewässergüteverbesserung registriert. Dieser Bereich kann mittlerweile in die Güteklasse II eingestuft werden. Unterhalb des Zuflusses Neue Semkenfahrt erschwerten der Tideeinfluß, das zeitweise Trockenfallen großer Uferflächen sowie eine überwiegend sandige Gewässersohle die Ermittlung des Saprobienindex. Aufgrund der artenarmen Makrofauna wurde dieser Abschnitt unter

Berücksichtigung der chemischen Untersuchungsergebnisse erneut in die Gewässergüteklasse II-III eingestuft.

Ochtum

Aus Gründen der Sicherheit des Verkehrsflughafens Bremen wurde die Ochtum auf einer Strecke von 5,4 km 1989/90 großräumig verlegt. Im Rahmen dieser Maßnahmen wurde die Ochtum in das verbleibende Stück der Grollander Ochtum und in die neu geschaffene Huchtinger Ochtum aufgeteilt. Es entstand ein Flußabschnitt mit weitgehend naturnaher Gestaltung und einer starken Querschnittsaufweitung. Aufgrund der Verbreiterung des Flußbettes verminderte sich die Fließgeschwindigkeit deutlich. Auffällig in der staugeregelten Ausbaustrecke sind seitdem Algenmassenentwicklungen in den Sommermonaten. Während die umgestaltete Ochtum aufgrund des Saprobienindex in die Gewässergüteklasse II-III eingestuft wurde, kann der Ochtumabschnitt oberhalb der Wadecker Fleetmündung als mäßig belastet klassifiziert (Güteklasse II) werden.

Varreler Bäke

Die Varreler Bäke, die im wesentlichen landwirtschaftliche Flächen entwässert, ist ein artenreiches Gewässer mit etlichen Organismen, die für Flachlandfließgewässer mit mäßiger Strömung typisch sind. Aufgrund des Artenspektrums wurde ein Saprobienindex von 2,17 - 2,28 ermittelt. Der gesamte bremische Abschnitt konnte demnach in die Gewässergüteklasse II eingestuft werden.

Geeste

Die Geeste, deren Haupteinzugsgebiet in Niedersachsen liegt und hier große Moorgebiete und landwirtschaftliche Flächen entwässert, fließt als kritisch belastetes Gewässer in das Bremerhavener Stadtgebiet. Die Gewässergüteklasse II-III wird auch durch Zuläufe in Bremerhaven nicht mehr verändert. Unterhalb des Tidesperwerkes ist eine Güteinstufung nicht mehr möglich, da hier das Wasser bereits durch die Nordsee beeinflusst wird.

Lune

Das Einzugsgebiet der Lune ähnelt dem der Geeste. So wird auch dieses Gewässer als kritisch belastet eingestuft. Durch den Zufluß der Rohr wird der kritische Belastungszustand (Güteklasse II-III) nicht verändert.

1.4.1.2 Kleinere Fließgewässer in Bremerhaven

Neue Aue

Die Neue Aue beginnt als Einmündung der Regenwasserkanalisation und weist hier die Gewässergüteklasse III auf. Neben Niederschlagswassereinleitungen aus dem angrenzenden Wohngebiet verursachen auch Einleitungen aus den Kleingärten mit ihren Behelfsheimen diese starken Verschmutzungen. Im weiteren Gewässerverlauf führen Selbstreinigungsprozesse zu einer verbesserten Gewässergüteeinstufung. Aufgrund von weiteren Niederschlagswassereinleitungen aus den Gewerbegebieten und den Einflüssen der landwirtschaftlich genutzten Flächen bleibt die Neue Aue kritisch belastet (Gewässergüteklasse II-III). Selbst der künstliche Einstau schafft keine ausreichende biologische Selbstreinigung.

Rohr

Das Einzugsgebiet der Rohr liegt überwiegend in landwirtschaftlich genutzten Bereichen Niedersachsens. Eine entsprechende Nutzung überwiegt auch bei den Einzugsflächen in Bremerhaven. Das gesamte Gewässer wurde erneut in die Gewässergüteklasse II-III eingeordnet.

Geestemünder Markfleet, Spadener Markfleet, Ackmann, Grauwall-Kanal

Die Wasserqualität dieser künstlichen Gewässer wird überwiegend durch Niederschlagswassereinleitungen aus dichter Wohnbebauung und durch landwirtschaftlich genutzte Flächen bestimmt. Die Gewässergüte des Grauwall-Kanals wird zudem durch Abwässer aus der Kläranlage Nord beeinflusst. Diese Gewässer wurden als kritisch belastet (Güteklasse II-III) eingestuft.

1.4.1.3 Kleinere Fließgewässer in Bremen links der Weser

Mühlenhauser Fleet

Das im Oberlauf umgestaltete Mühlenhauser Fleet entwässert die angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzflächen. Begleitet wird die geradlinige Gewässerumgestaltung von einer geringen Arten- und Individuendichte. Die Wasserqualität muß im gesamten Gewässerverlauf als kritisch belastet eingestuft werden (Güteklasse II-III).

Steertgrabenfleet

Dieses staugeregelte Fließgewässer wies bei einem geringen Abfluß ein lehmig/schlammiges Sediment auf, mit einer artenarmen, anspruchslosen Makrofauna. Der gesamte Verlauf erhält erneut die Gewässergüteklasse II-III.

Neuenlander Wasserlöse

Obwohl der Oberlauf als arten- und individuenreich einzustufen ist, mußte dieser Bereich, ebenso wie der durch Niederschlagswassereinleitungen beeinflusste weitere Gewässerverlauf, erneut in die Güteklasse II-III eingestuft werden.

Mittelshuchtinger Fleet

Das Mittelshuchtinger Fleet beginnt mit einem stark verschmutzten Abschnitt. Hier bestimmen Niederschlagswassereinleitungen aus dem angrenzenden Wohngebiet die Wasserqualität. Im Vergleich zum vorangegangenen Erhebungszeitraum verbesserte sich die Gewässergüte in diesem Bereich von Güteklasse III-IV auf Güteklasse III. Oberhalb dieses stark belasteten Abschnittes wurde parallel mit der Zunahme des Artenspektrums auch eine verbesserte Güteinstufung (Güteklasse II-III) festgestellt. Mit Ausnahme der Wasserasseln ist allerdings nur eine geringe Individuendichte ermittelt worden.

Arsten-Habenhauser Fleet

Dieses sehr gering strukturierte Fleet (geradlinig, Uferverbau) wird durch Niederschlagswassereinleitungen stark beeinflusst und weist daher einen arten- und individuenarmen Organismenbesatz auf. Im Oberlauf ist die Einstufung in eine Gewässergüteklasse anhand des Saprobienindex nur bedingt möglich. Die chemisch-physikalischen Messungen bestätigten die Einordnung in die Güteklasse III-IV.

Hermann-Entholt-Fleet

Die geringe Arten- und Individuenanzahl erschwert eine Güteinstufung auf Grundlage des Saprobienindex in diesem von Altlasten und Niederschlagswasser beeinflussten Gewässer. Unter Berücksichtigung der chemischen Untersuchungsergebnisse ist das Hermann-Entholt-Fleet auf der gesamten Strecke in die Güteklasse III einzustufen.

Habenhauser Landwehr

Dieser schlammige, verbaute Entwässerungsgraben bietet nur wenigen anspruchslosen Arten einen Lebensraum. Gegenüber der Einstufung von 1990 hat sich die Gewässergüte von III nicht verbessert.

Weitere Gewässer in Bremen links der Weser

Die anderen untersuchten Gewässer in Bremen links der Weser sind in die Gewässergüteklasse II-III einzustufen. Eine Verbesserung der Gütesituation vom stark verschmutzten Zustand in eine kritisch belastete Situation zeigen Abschnitte des Brückenstraßenfleets, des Bunnsacker Fleets und des Arsterfeldfleets.

1.4.1.4 Kleinere Fließgewässer in Bremen rechts der Weser

Gewässer der Wümmeniederung (Großer Graben, Wörpe, Sielgraben Timmersloh, Hexenbergzuleiter)

Gegenüber der Gewässergüteeinstufung aus dem Jahr 1990 ergeben sich für diese Gewässer nur leichte Veränderungen. Der Hexenbergzuleiter wurde aufgrund eines geringfügig erhöhten Saprobienindex (von 2,28 auf 2,32) vom mäßig belasteten Zustand nunmehr in einen kritisch belasteten Zustand eingestuft.

Embser Mühlengraben

Der Embser Mühlengraben hat sein Einzugsgebiet überwiegend im landwirtschaftlich strukturierten niedersächsischen Umland. Auf bremischem Gebiet ist der Gewässerabschnitt nur relativ gering verbaut und wird nicht durch punktuelle Niederschlagswassereinleitungen belastet. In diesem Fließgewässerbereich konnte sich eine artenreiche Lebensgemeinschaft ausbilden, die typisch für mäßig belastete Gewässer ist (Güteklasse II).

Osterholzer Sielgraben

Dieses staugeregelte Fließgewässer nimmt das Niederschlagswasser der angrenzenden Wohngebiete auf und bietet mit seinen verbauten, strukturarmen Abschnitten (Bongossiverbau) nur wenigen Arten einen Lebensraum. Aufgrund des Artendefizits ist eine Gewässergüteeinstufung nur anhand der chemischen Untersuchungsergebnisse möglich. Der Osterholzer Sielgraben ist auf seiner ganzen Länge in die Gewässergüteklasse III einzustufen.

Mahndorfer Bruchgraben

Der staugeregelte, verockerte Mahndorfer Bruchgraben entwässert das Gewerbegebiet in Bremen-Mahndorf und mündet im Regenrückhaltebecken Osterholz-Mahndorf. Dieses arten- und individuenarme Gewässer läßt eine Güteeinstufung nur anhand der chemischen Wasserbeschaffenheit zu. Der gesamte Gewässerverlauf wird in die Gewässergüteklasse III eingeordnet.

Neuer Panrepelgraben

Auch in diesem Fließgewässer führen Niederschlagswassereinleitungen, starke Verockerungen und der strukturarme Gewässerverlauf zu einer geringen Arten- und Individuendichte. Der gesamte Graben erreicht wie schon 1990 die Gewässergüteklasse III.

Arberger Kanal

Obwohl der Unterlauf des Arberger Kanals stark verockert ist, weist die Organismenbesiedlung diesen Gewässerabschnitt noch als kritisch belastet aus (Güteklasse II-III). Dies stellt eine Verbesserung gegenüber der Aufnahme von 1990 dar.

Achterkampsfleet

Gegenüber der vorangegangenen Kartierung mußte der Unterlauf des Achterkampsfleets auf die Gewässergüteklasse III herabgesetzt werden. In diesem verschlammten und mit Müll belasteten Teilstück kann der Saprobienindex aufgrund der Artenarmut nur unzureichend erfaßt werden.

Mittelkampsfleet

Die Organismenzusammensetzung im Mittelkampsfleet wird stark von den Niederschlagswassereinleitungen beeinflusst. Vor der Entschlammungsmaßnahme beschränkte sich die Zusammensetzung der Makrofauna überwiegend auf verschmutzungstolerante Arten wie Zuckmückenlarven, Wasserasseln und Schlammröhrenwürmer. Gegenüber 1990 hat sich die Gewässergüte von Gewässergüteklasse II-III auf Güteklasse III verschlechtert.

Kleine Wümme

Die Kleine Wümme ist ein natürlich fließendes Gewässer, das nach Starkregenereignissen mit Abwasser aus der Mischwasserkanalisation belastet wird. Diese schlagartig auftretenden Gewässerbelastungen führten/führen immer wieder zu Fischsterben. Allerdings wurde der Abwassereintrag aufgrund von Sanierungsmaßnahmen (Projekt "Mischwasser 90") schon deutlich reduziert. Einzelfunde von Großmuscheln (Fluß- und Teichmuscheln) unterhalb des Regenüberlaufbeckens MVA deuten auf eine verbesserte Wasserqualität hin. Sie sind innerhalb des Gewässersystems im Blockland die aussagekräftigsten Indikatororganismen für die Wasserqualität. Jedoch konnte der Unterlauf der Kleinen Wümme nicht wieder in die Gewässergüteklasse II eingestuft werden. Der gesamte Gewässerverlauf wird in die Güteklasse II-III eingeordnet.

Kuhgraben

Die große Individuendichte der Großmuschelfauna im Kuhgraben, die 1990 ausschlaggebend für die Einstufung in die Güteklasse II war, konnte mit den üblichen Untersuchungsmethoden nicht mehr bestätigt werden. Ein Saprobienindex von 2,30 bis 2,35 läßt nur noch eine Beurteilung des gesamten Kuhgrabens in die Gewässergüteklasse II-III zu. Der Einfluß der Renaturierungsmaßnahme machte sich bei diesen Erhebungen noch nicht bemerkbar.

Torfkanal

Der Torfkanal beginnt mit einem Mischwasser-Notüberlauf, der bei sehr starken Regenfällen Mischwasser (mit Regenwasser vermishtes Abwasser) in das Gewässer leitet. Aufgrund der Sanierung des Mischwasserkanalnetzes wurde die Eintragswahrscheinlichkeit allerdings drastisch reduziert. Die Auswirkungen der Mischwassereinleitungen werden in dieser Gütekarte jedoch noch deutlich. Derartige Gewässerbelastungen sowie eine starke Verockerung verursachen eine Arten- und Individuenverarmung im Oberlauf des Torfkanals. Die Makrofauna setzt sich hier u. a. aus schmutzwassertoleranten Arten wie Wasserasseln und Zuckmückenlarven zusammen. Selbstreinigungsprozesse führen im weiteren Gewässerverlauf zu einer Verschiebung des Artenspektrums und damit zu einer verbesserten GüteEinstufung (Güteklasse II-III).

Verbindungskanal

Nachdem die Gewässerbelastung durch Mischwassereinleitungen entfällt, konnte eine deutliche Verbesserung der Gewässergüte festgestellt werden. Unterstützt wurde diese Regeneration durch wasserbauliche Maßnahmen (Gewässerräumung). Belastungen durch Niederschlagswassereinleitungen stören zwar nach wie vor die Biozönose, aber dennoch wird im gesamten, stark beschatteten Verbindungskanal eine Gewässergüteklasse von II-III erreicht. Die GüteEinstufung ist damit um eine bzw. zwei (Beginn des Verbindungskanals) Klassen besser als 1990.

Waller Fleet

Im Rahmen des Projektes "Mischwasser 90" wurde die Mischwassereinleitung aufgehoben. Obwohl das Fleet im Untersuchungszeitraum Faulschlammablagerungen und Verockerungen aufwies, wurde keine Artenzusammensetzung mehr gefunden, die eine Bewertung schlechter als III rechtfertigen würde. Der Unterlauf erhielt wie schon 1990 die Güteklasse II-III. Eine weitere positive Auswirkung auf die Organismenbesiedlung wird die Renaturierungs- und Entschlammungsmaßnahme (1994) haben. Die Folgen dieser Maßnahmen können in dieser Karte noch nicht dargestellt werden.

Schmutzgraben / Schirmdeichgraben

Auch der Schmutzgraben wird mittlerweile nicht mehr durch Mischwassereinleitungen belastet. Verbunden war diese Sanierungsmaßnahme mit einer positiven Auswirkung auf die Gewässergüte. Die Güteklasse verbesserte sich von III-IV (1990) auf Klasse III. Allerdings beeinträchtigen die naturferne Gewässermorphologie und die schwankenden Wasserstände nach wie vor die Flora und Fauna des Gewässers.

Gröpelinger Wettern

Ein geradliniger Gewässerverlauf mit seinen verbauten Uferabschnitten sowie die Verockerung und eine schlammige Sohle prägen das Gewässer und führen zu einem arten- und individuenarmen Organismenbestand. Die Mischwassereinleitung als weiterer belastender Faktor entfällt mittlerweile. Durch die Sanierung des Kanalnetzes hat sich die Güte im Oberlauf gegenüber 1990 von Güteklasse III-IV auf Güteklasse III verbessert.

Weitere Gewässer in Bremen rechts der Weser

Die anderen untersuchten Gewässer in Bremen rechts der Weser sind, mit Ausnahme des Grabens hinter den Höfen (um eine Güteklasse verbessert), wie schon 1990 in die Gewässergüteklasse II-III einzustufen.

1.4.1.5 Kleinere Fließgewässer in Bremen-Nord

Ihle

Die Ihle, ein natürlich fließendes Gewässer, weist im Oberlauf während der Sommermonate eine geringe Wasserführung auf und zeigt in ihren verbauten Abschnitten nur eine geringe Arten- und Individuendichte. Eine Güteinstufung ist nur unter Berücksichtigung der chemischen Wasserbeschaffenheit möglich. Der gesamte Gewässerverlauf wird in die Gewässergüteklasse II-III eingeordnet.

Schönebecker Aue

Auch bei der Schönebecker Aue handelt es sich um ein natürlich fließendes Geestgewässer mit sandig-kiesigen Sohlsubstraten. In den unverbauten Abschnitten der Schönebecker Aue sorgen Erosionsprozesse für eine stärkere Uferstrukturierung. Einen negativen Einfluß auf die Arten- und Individuendichte üben die Niederschlagswassereinleitungen im Unterlauf des Gewässers aus. Hier ist die Gewässergüte nur mit Unterstützung der chemischen Wasserbeschaffenheit zu ermitteln. Während sich im Oberlauf die Gewässergüteklasse auf II verbesserte, wird der weitere Gewässerverlauf erneut in die Gewässergüteklasse II-III eingestuft.

Beckedorfer Becke

Dieses natürlich fließende Geestgewässer zeigt im Sommer eine nur sehr geringe Wasserführung und trocknet stellenweise ganz aus. Nach ergiebigen Regenfällen werden der Wasserstand und die Fließgeschwindigkeit in der Beckedorfer Becke infolge der Niederschlagswassereinleitungen stark erhöht. Es ergaben sich Schwierigkeiten bei der saprobiellen Einstufung. Dennoch wurden im gesamten Gewässerverlauf bisher 68 Arten erfaßt, von denen eine Köcherfliegenlarvenart (*Tinodes pallidulus*) und eine Schlammfliegenlarvenart (*Sialis fuliginosa*) in der „Roten Liste“ geführt werden. Die Beckedorfer Becke wird wie 1990 in ihrem Oberlauf in die Güteklasse II und in ihrem unteren Bereich in die Güteklasse II-III eingestuft.

Blumenthaler Aue

Die Blumenthaler Aue ist ein natürlich fließendes Geestgewässer, das in seinem sandig-kiesigen Oberlauf typische Fließgewässerarten beherbergt (z.B. *Gammarus pulex*, *Baetis* u.a.). Aufgrund des Arten- und Individuenbestandes konnte der wenig verbaute Gewässerabschnitt bis zur Mündung der Beckedorfer Becke in die Gewässergüteklasse II eingestuft werden. Das bedeutet im Mittellauf eine Verbesserung gegenüber der Aufnahme 1990. Der staugeregelte Unterlauf der Blumenthaler Aue wird stärker durch Niederschlagswassereinleitungen und Gewässerverbau beeinflusst. Dieser Abschnitt wurde erneut in die Gewässergüteklasse II-III eingestuft.

1.4.2 Seen in Bremen und Bremerhaven

Bei der Seengüteklassifizierung, die auf einer Trophieeinstufung der Seen beruht, gab es mehrere bemerkenswerte Änderungen:

Der **Mahndorfer See** entwickelte sich seit der Erweiterung im Jahr 1982 über einen eutrophen Zustand (1990) nunmehr in ein mesotroph-eutrophes Gewässer. In den Gewässergütekarten 1977 und 1979 wurde dieses stehende Gewässer noch als eutroph-polytroph ausgewiesen.

Eine gegenläufige Entwicklung wurde im **Stadtwaldsee** festgestellt. Dieser See, der in allen vorhergehenden Gewässergütekarten als nährstoffarm eingestuft wurde, hat sich in seiner Wasserqualität zu einem mesotroph-eutrophen Gewässer verändert.

Die für den **Dunger See** in der Gewässergütekarte 1990 angedeutete Tendenz zu einem nährstoffreicheren Gewässer konnte bestätigt werden. Erstmals wurde dieser See als eutroph eingestuft.

Der **Werdersee** weist aufgrund seiner geringen Tiefe (max. ca. 3 m) keine thermische Schichtung auf. Die Trophiestufe konnte in diesem Gewässer nur anhand der Nährstoffsituation ermittelt werden. Sichttiefen von 0,5-0,8 m und Phosphorgehalte (P_{ges.}) von 250 µg/l führten zu einer polytrophen Einstufung.

Der im Verlauf der Baumaßnahme an der A 281 neu entstandene **Nachtweidensee** wurde aufgrund starker sauerstoffzehrender Prozesse im Tiefenwasser als eutroph eingestuft. Die Nährstoffgehalte des Epilimnions und die Sichttiefe zeigen eine Tendenz zum mesotrophen Zustand.

Alle anderen Seen zeigten keine veränderten Trophieeinstufungen.

2. Fischbrut in ausgewählten Nebengewässern der Bremer Unterweser ¹

2.1 Einleitung

Die Bedeutung der Fischbrut innerhalb eines Flusses läßt sich daran abschätzen, daß sie innerhalb einer Fischpopulation mehr als die Hälfte der Jahresproduktion (Ichthyomasse) ausmacht und ihr Überleben die Stärke der Jahrgangsklassen bestimmt. Die Fischbrut hat im Nahrungsnetz als Zooplanktonfresser und als Beute von Raubfischen einen beträchtlichen Anteil am Energieumsatz.

Ziel der von 1990 bis 1992 (SCHEFFEL & SCHIRMER 1993) durchgeführten Arbeit war es, anhand von Fischbrutfängen einen Beitrag zur Klärung der Frage zu liefern, welche Fischarten in einigen Nebengewässern nahe der Weser bei Bremen bestandserhaltende Reproduktionsmöglichkeiten vorfinden, ob es örtliche Schwerpunkte gibt und inwieweit Fischbrut aufwachsen kann. Bei den heute existierenden Nebengewässern handelt es sich um künstliche Gewässer (Häfen, Baggerseen, verlegte und ausgebaute Einmündungen von Nebenflüssen). Die o.g. Nebengewässer sind zur Weser offen, durch den Tideeinfluß ist ein Wasseraustausch mit der Weser gegeben. Der Hegemannsee, der oberhalb des Wehrs Bremen-Hemelinger liegt, ist als einziges untersuchtes Nebengewässer nicht dem Tideeinfluß ausgesetzt. Der Chemismus in den Nebengewässern reagiert mit Verzögerung und mit geringeren Schwankungsbreiten auf die extremen Schwankungen in der Weser. Wasserpflanzenbestände konnten aufgrund des Tideeinflusses oder der starken Trübung in keinem Gewässer festgestellt werden. Die Ergebnisse der Fischbrutuntersuchungen von 1986/87 (SCHEFFEL & SCHIRMER 1989) werden z.T. mit einbezogen.

2.2 Ergebnisse

2.2.1 Fangergebnisse

Fangobjekte waren geschlüpfte Fischembryonen (ab 3 mm Länge) und Fischlarven (bis 20 mm Länge) sowie Juvenile bis zu einem Alter von einem Jahr (Fingergröße). In den Fängen von 1986/87 im Unterweserstrom (mittels Wadennetz und Kescherfänge) wurden 20 Arten aus ca. 15.000 Individuen nachgewiesen, in den Fängen von 1990 bis 1992 in den Nebengewässern (mittels Wadennetz, Senknetz, Planktonnetz) 25 Arten aus ca. 33.000 Individuen. Eine Auflistung der Arten je Fangort gibt Tabelle 5.

Hegemannsee (auch Hemelinger See genannt, zuzüglich Verbindung zur Mittelweser)

Fläche 10,1 ha, mittlere Tiefe 8,0 m, max. 17 m. Das Tiefenwasser weist zwei bis drei Wochen nach der Ausbildung der thermischen Schichtung eine vollständige O₂-Zehrung auf. Die elektrischen Leitfähigkeitswerte lagen bei den Probenahmen zwischen 1.950 (18.04.90) und 4.440 µS/cm (02.08.90). Die Sauerstoffwerte am

¹ Die Autoren dieses Beitrages sind Dipl.-Biol. Hans-Joachim Scheffel & Dr. Michael Schirmer, AG Aquatische Ökologie, NW II, FB 2, Biologie, Universität Bremen, 28359 Bremen

Ufer lagen immer bei mehr als 10 mg/l, die pH-Werte schwankten zwischen 8,2 und 9,4. Das Bodensubstrat ist durchgehend sandig mit kiesigen Anteilen am Südost-Ufer, dünner Sedimentauflage am Süd-Ufer und steinig durch Bauschuttalagerung am Nord-Ufer.

Im Hegemannsee wies die Fischbrut 14 Arten auf, davon acht aus der Familie der Karpfenartigen. Der See erwies sich, gemessen an der Fischereiintensität, als individuen- und artenreich. Er hat große Bedeutung für die Flußfische als Laichgrund und "Kinderstube". Es kann von einer gewissen eigenständigen Fischgemeinschaft des Sees gegenüber der Weser gesprochen werden.

Im Verbindungsbereich Hegemannsee / Mittelweser wurden 15 Fischbrut-Arten festgestellt, davon elf aus der Familie der Karpfenartigen. Hier zeigte sich von Mai bis Juli eine sehr individuen- und artenreiche Besiedlung, die in dieser Hinsicht nur noch mit der des Hasenbürener Sportboothafens (dort noch zusätzlich salztolerante und marine Einwanderer) vergleichbar ist.

Oberhalb des Wehres Bremen-Hemelingen konnten im Freiwasserbereich überraschend die Larven des Stintes nachgewiesen werden.

Europahafen

Fläche 16,7 ha, mittlere Tiefe 6,9 m, Spundwände, am blinden Ende steil abfallende Steinschüttung, schlammiger Grund. Gewässergüte: Hinsichtlich der Nährstoffbelastung vergleichbar mit der Weser, jedoch nach Schwermetallgehalten im Sediment deutlich stärker belastet. Die Leitfähigkeitswerte lagen bei den Probenahmen zwischen 1.700 (9.12.90) und 3.880 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (4.8.90). Die Sauerstoffwerte lagen zwischen 7,4 (4.8.90) und 13,0 mg/l (2.5.90), der pH zwischen 7,7 und 8,7.

Im Europahafen wurden 12 Arten unter der Fischbrut festgestellt, davon fünf aus der Familie der Karpfenartigen. Der Europahafen (wie der Überseehafen) erwies sich hinsichtlich des Fischbrutvorkommens als nicht zu vernachlässigen, ist aber im Vergleich zu den anderen untersuchten Gewässern relativ individuen- und artenarm. Es ist davon auszugehen, daß Individuen weiterer Fischarten vorhanden sind, allerdings in sehr geringen Dichten. Im Europa- und Überseehafen hat der Freiwasserbereich in Relation zum Uferbereich eine größere Bedeutung für die Fischfauna als dies in anderen Gewässern der Fall ist. Der Europahafen wird als Laichgrund aufgesucht, allerdings wird die Sterblichkeit bereits unter den Embryonen und Prolarven größer sein als in den Vergleichsgewässern. Für die Fische, die im Hafenbecken die Embryonal- und Larvalphase überleben, sowie für die zeitweise hinzuziehenden Larven und Jungfische der strömungsliebenden Arten aus dem Weserstrom besitzt der Hafen eine Bedeutung als Aufwuchsgebiet aufgrund des reichlich vorhandenen Zooplanktons. Gelegentlich können Massenfänge an Cyprinidenlarven (karpfenartige Fischbrut) erzielt werden. Insbesondere der Zander kommt hier in allen Altersstufen als befischbarer Bestand vor.

Überseehafen

Fläche 18,8 ha, mittlere Tiefe 8,4 m, alte gemauerte Kais mit Holzbohlensicherungen. Gewässergüte wie Europahafen. Die Leitfähigkeitswerte bei den Probenahmen lagen zwischen 2.600 (2.5.90) und 4.170 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (4.8.90). Die Sauerstoffwerte lagen zwischen 7,6 (19.7.90) und 12,4 mg/l (18.4.90), die pH-Werte um 8,0.

Im Überseehafen wurden innerhalb der Fischbrut 8 Arten festgestellt, davon drei aus der Familie der Karpfenartigen. Bewertung: wie Europahafen. Der Überseehafen wird als Laichgewässer und "Kinderstube" vor allem von Zander, Flußbarsch und Stint angenommen.

Hasenbürener Sportboothafen

Fläche 6,4 ha, mittlere Tiefe 3,2 m, max. Tiefen nach Echolot mehr als 8 m in der Fahrrinne, der Grund schlammig, Sedimente stark mit Cadmium belastet, Ufer mit grobem Stein geschüttet. Die Leitfähigkeitswerte lagen zwischen 2.500 (2.5.90) und 4.900 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (2.8.90). Die Sauerstoffwerte lagen bei mehr als 9,8 mg/l, der pH um 8,0.

Im Hasenbürener Sportboothafen wurden 21 Fischbrut-Arten festgestellt, davon elf aus der Familie der Karpfenartigen. Dieser Hafen erwies sich als sehr individuen- und artenreich. Er besitzt gegenüber dem Weserstrom eine eigenständige Fischgemeinschaft, hat aber vor allem große Bedeutung für die Flußfische des Weserstroms als Laichgrund und "Kinderstube". Besonders bemerkenswert ist der Fang einer Dicklippigen Meeräschen-Larve (18 mm). Ein derartig junges Exemplar dieser marinen und euryhalinen Art wurde im Nordseebereich bisher noch nicht festgestellt.

Untere Ochtum (Am Sperrwerk und zuzüglich Zusammenfluß Neue / Huchtinger Ochtum)

Steil abfallende Ufer mit Steinschüttung, unterhalb des Wehrs asphaltiert und Schüttsteine vergossen. Im Vergleich zur Weser erhöhte Phosphatbelastung, niedrige Chloridkonzentrationen. Die Leitfähigkeitswerte schwankten bei den Probenahmen am Sperrwerk zwischen 527 (1.7.91) und 2.450 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (2.5.90). Die Sauerstoffkonzentrationen betragen 6,0 bis 12,4 mg/l, der pH lag bei 7,4 bis 8,2.

Am Sperrwerk ergab die Auswertung der Fischbrutfänge 15 Arten, davon neun aus der Familie der Karpfenartigen. Der Mündungsbereich ist gemessen an der Fischereiintensität als artenreich zu bezeichnen, bedingt durch Verdriftung und Abwanderung aus der oberen Ochtum und Zuzug von salztoleranten Arten. Die Zusammensetzung der Fischgemeinschaft entspricht bis auf einige verdriftete Exemplare (z.B. des Moderlieschens) aus der oberen Ochtum völlig der des Weserstroms. Die Besiedlung im Uferbereich ist eher gering. Es wurden am Zusammenfluß Neue Ochtum / Huchtinger Ochtum unter der Fischbrut 13 Arten festgestellt, davon sieben aus der Familie der Karpfenartigen. Diese Station erwies sich gemessen an der hier eher geringen Fischereiintensität als durchaus artenreich, aber individuenarm. Die Fischgemeinschaft entspricht noch der des Weserstroms.

Weser (Sielwall und andere Weserstationen)

Meist sandige Ufer mit Steinschüttungen zur Ufersicherung. Seit 1990 sind die Chloridfrachten deutlich zurückgegangen, allerdings lagen die Leitfähigkeitswerte bei den Probenahmen immerhin noch zwischen 1.600 (9.12.90) und 4.670 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (19.7.90). Die Sauerstoffkonzentrationen lagen bei mehr als 8 mg/l, die pH-Werte um 8,0.

Bei den am Sielwallstrand und im Freiwasserbereich der Weser an der Wasseroberfläche durchgeführten Fängen wurden unter der Fischbrut zwölf Arten festgestellt, davon sechs aus der Familie der Karpfenartigen. Die Weserufer erwiesen sich gemessen an der Fischereiintensität als relativ artenreich. Bei vermehrtem Aufwand und unter Einschluß zusätzlicher Flußregionen sind weitere Arten nachweise zu erwarten (siehe SCHEFFEL & SCHIRMER 1989). Der Weserstrom hat gegenüber den weiter binnenwärts gelegenen Marschengewässern eine abgrenzbare Fischgemeinschaft, die aber einen engen Zusammenhang mit den untersuchten Nebengewässern aufweist. Die geringe Häufigkeit an Süßwasserfischbrut (Betrachtung ohne salztolerante Flunder und Grundeln) ist nur scheinbar gegeben, da aufgrund der mehr wolkenförmigen Verteilung im Fluß eine hohe Fischereiintensität betrieben werden müßte, um eine Vorstellung von der Häufigkeit der Fischbrut zu bekommen.

Stat. Ufer Fischart	Nachgewiesen in									Gefährungsgrad Bremen Nieders.	
	86/87	1990 - 1992									
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII		
Hering	X	.	.	-	-
Finte	X	1	2
Stint	X	X	X	X	X	X	X	X	X	3	4
Plötze	X	X	X	X	X	X	X	X	X	5	5
Moderlieschen	.	.	X	X	X	3	4
Hasel	X	X	X	X	X	.	X	X	X	5	5
Döbel	X	X	X	.	.	.	X	X	.	4	5
Aland	X	X	X	X	X	.	X	X	X	5	5
Rotfeder	X	X	X	.	5	5
Rapfen	X	.	X	.	.	.	X	.	X	-	3
Gründling	X	X	X	X	.	.	X	.	X	5	5
Barbe	.	X	X	X	.	.	X	.	.	2	2
Ukelei	.	X	X	X	.	X	X	X	X	3	3
Güster	X	X	X	X	X	X	X	X	X	5	5
Brasse	X	X	X	.	X	X	X	X	X	5	5
Zährte	.	.	X	.	.	.	X	.	.	2	2
Hybrid	X	-	-
Aal	X	.	.	X	X	.	X	.	X	5	5
Flußbarsch	X	X	X	X	X	X	X	X	X	5	5
Zander	X	X	X	X	X	X	X	X	X	3	4
Kaulbarsch	X	X	X	.	X	X	X	.	X	5	5
Dicklippige Meeräsche	X	.	.	-	-
Strandgrundel	X	.	.	X	X	.	X	X	.	5	-
Sandgrundel	.	.	.	X	.	.	X	X	.	-	-
3st.Stichling	X	X	X	.	.	.	X	X	X	5	5
9st.Stichling	X	X	X	.	.	3	5
Flunder	X	.	.	X	X	X	X	X	X	5	5

Tabelle 5: Die 1986/87 (SCHEFFEL & SCHIRMER 1989) und 1990 bis 1992 (SCHEFFEL & SCHIRMER 1993) im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Arten (Altersgruppe 0+ und auch 1+) und ihr Gefährungsgrad nach GAUMERT & KÄMMEREIT (1993) für Niedersachsen und SCHIRMER (1991) für Bremen

Fangstationen : I = Hegemannsee, II = Verbindung Hegemannsee/Mittelweser, III = Sielwall einschl. weiterer Fänge am Unterweserstrom, IV = Europahafen, V = Überseehafen, VI = Hasenbürener Sportboothafen, VII = Ochtum-Mündung (Sperrwerk), VIII = Zusammenfluß Neue Ochtum / Huchtinger Ochtum.

Gefährungsgrad: 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, 4 = potentiell gefährdet, 5 = nicht gefährdet, - = nicht eingestuft.

2.2.2 Artenspektrum in den Fischbrutfängen

Bisher konnten im Unterweserstrom und den angrenzenden Nebengewässern insgesamt 26 Arten durch Fischbrutfänge nachgewiesen werden. Die Artenspektren zwischen dem Weserstrom und den nahe am Strom gelegenen Nebengewässern unterscheiden sich kaum. Hinsichtlich der Ansprüche an Laichsubstrate handelt es sich sowohl für den Weserstrom als auch für die untersuchten Nebengewässer überwiegend um die Brut von Hartsubstratlaichern und um indifferente Arten. Betrachten wir das in Tabelle 5 aufgelistete Spektrum, so ist der Nachweis vieler "neuer" Arten erfreulich. Allerdings sind einige Arten nur als Einzelexemplare nachgewiesen. Von den in den Bremer Gewässern autochthone Bestände bildenden Arten (SCHIRMER 1991) (sehr seltene oder mit Unsicherheiten behaftete Arten hier ausgenommen) fehlt noch ein Beleg für das Vorkommen der Brut in der Weser

bei den Langstreckenwanderern (Neunaugen, Salmoniden) und bei einigen Karpfenartigen, wie Schleie, Bitterling, Karausche, Giebel, sowie bei den Schmerlen und dem Hecht. Interessanterweise handelt es sich bei den fehlenden Arten hinsichtlich der Fortpflanzung um ausgesprochene Spezialisten (Bitterling) oder um Pflanzenlaicher (Schleie, Karausche, Giebel, Schlammpeitzger, Steinbeißer und Hecht). Die in den Untersuchungsgewässern nachgewiesenen, zu den Pflanzenlaichern zählenden Arten kamen bis auf den Zander nur in geringen Häufigkeiten vor. Hinsichtlich der Zusammensetzung der Fischgemeinschaften deutet sich ein starker Unterschied zwischen dem Weserstrom einschließlich der nahe anliegenden Nebengewässer und der weiter vom Stromstrich abliegenden Gewässer des weiteren Umlandes an. Eine Untersuchung der an die Weser und deren größeren Nebenflüsse angebundenen Flote müßte zeigen, ob dieser Übergang graduell oder abrupt (natürlich oder durch Stauhaltung bedingt) erfolgt.

Der wichtigste Raubfisch in der Unterweser ist der Zander, der erst vor ca. 100 Jahren eingebürgert wurde und sich, wie die Larvenfunde zeigen, in der Bremer Weser und den größeren Nebengewässern erfolgreich fortpflanzt. Die Brut salztoleranter (Stint, Flunder, Wanderform des Dreistachligen Stichlings, Strandgrundel, Aal) und mariner Arten (Hering, Sandgrundel, Dicklippige Meeräsche) fand sich 1990-1992 auch in den untersuchten Nebengewässern ein.

2.2.3 Laichplätze und "Kinderstuben"

Bestimmt wird das Vorkommen von Fischbrut durch 1. die Laichorte, 2. die Verteilung der Fischlarven durch die Tideströmungen und durch Winde verursachte Strömungen und 3. die Wanderung der Larven und Jungfische zu nahrungs- oder deckungsreichen Arealen. Eine Zuordnung vor Ort gefangener Fischbrut und Jungfische ist daher nur eingeschränkt möglich. Junge Karpfenartige halten sich gerne in Nebengewässern oder im Übergangsbereich Fluß/Nebengewässer auf, bevor sie in Areale mit stärkerer Strömung einwandern. Nach Möglichkeit halten sich die Larven der Karpfenartigen in Flüssen nahe dem Ufer und an der Oberfläche auf, während Barschlarven sich auch im Freiwasserbereich befinden und schon durch vom Wind hervorgerufene Strömungen verdriftet werden. Insbesondere für die Larven von Stint und Finte gehört die Verdriftung bis unterhalb Bremerhavens zum normalen Lebenszyklus. Das Fischplankton wird in seiner Ausbreitung und Lage im Wasser auch durch Schiffe beeinflusst, vor allem infolge des Absinkens des Wasserspiegels entlang der Ufer bei einer Schiffspassage, dies gilt auch bei Schiffsbewegungen in Hafenbecken. Eine bessere Orientierungsfähigkeit und damit eine Vermeidung der Verdriftung vor allem bei geringen Lichtintensitäten und starker Strömung kann von den Karpfenartigen und Barschen erst mit der Ausbildung des Seitenliniensystems in späten postlarvalen und juvenilen Stadien erlangt werden.

Aufgrund der Larvenfänge von 1986/87 (SCHEFFEL & SCHIRMER 1989) ließen sich als Schwerpunkte der Laichtätigkeiten der Bereich unterhalb des Wehres (Weser-km 362 bis 366) (bedeutend für Stint, Hasel, Aland, Döbel, Ukelei, Stichling und eventuell Neunauge), die Ufer mit lockeren Steinschüttungen vom Weserwehr bis etwa zur Ochtum-Mündung (UW-km 13) (bedeutend für Plötze, Aland, Hasel, Güster, Brasse, Flußbarsch, Zander, Kaulbarsch und Stichling) und die unmittelbar an die Unterweser grenzenden Einmündungen von Nebengewässern (bedeutend für Plötze, Aland, Hasel, Ukelei, Güster, Brasse, Flußbarsch, Zander, Kaulbarsch und Stichling) angeben. In geringerem Maße kommen die o.g. Arten und wahrscheinlich auch die Finte in der Unterweser zum Laichen, hier wächst neben der Karpfenartigen- und Barschbrut auch die Brut von Stint, Finte und Strandgrundel auf.

Aufgrund der Larvenfänge in den Nebengewässern (von 1990 bis 1992) ist davon auszugehen, daß die Arten Stint, Barbe und Zährte sowie Finte hauptsächlich den Weserstrom und die größeren Nebenflüsse als Laichplätze nutzen. Plötze, Hasel, Döbel, Aland, Ukelei, Gründling und Zander scheinen die untersuchten Nebengewässer in stärkerem Maße zu nutzen als die ebenfalls besiedelte Weser. Bei den Jugendstadien von Moderlieschen, Rotfeder, Güster, Brasse, Flußbarsch, Kaulbarsch und Stichling liegt, nach den Fangergebnissen zu urteilen, eine Präferenz für strömungsberuhigte Nebengewässer vor.

2.2.4 Wachstum

Im Vergleich zur früheren Untersuchung in 1986/87 in der Unterweser wurden 1990 bis 1992 in den Nebengewässern nahezu identische oder seltener etwas geringere Größenspektren festgestellt. Dabei ist zu berücksichtigen, daß es 1986 zur Laichzeit der meisten Fischarten bis in den Mai hinein sehr kalt war im Gegensatz zur raschen Erwärmung im Frühjahr der Jahre ab 1990. Dies scheint auf den ersten Blick für bessere Wachstumschancen in der neueren Untersuchungsphase zu sprechen, doch drücken die längeren Laichzeiten und das damit verbundene vermehrte Aufkommen auch später im Jahr erscheinender Scharen das errechenbare mittlere Wachstum. Weiterhin ist in Betracht zu ziehen, daß in den Nebengewässern lebende Fischbrut mit individuell geringer Wachstumsleistung oder spät im Jahr zum Schlupf Gekommene aufgrund des großen Zooplanktonangebotes bessere Überlebenschancen haben als in der bremischen Weser.

Bei der Brut der Frühjahrslaicher ist festzustellen, daß die größeren Längensklassen ab dem Spätsommer im Eulitoral (von Wasserstandsschwankungen beeinflusster Uferbereich) der untersuchten Gewässer fehlen oder unterrepräsentiert sind, während die kleineren und mittleren Längensklassen, wenn auch in geringer Häufigkeit, noch im Uferbereich vorhanden sind. Offensichtlich nutzen viele Jungfische mit zunehmendem Alter in steigendem Maße auch den Freiwasserbereich und die Bodenzone des Gewässers (außerhalb der mit Wadennetzen erreichbaren Bereiche).

2.3 Resumee

Es hat sich gezeigt, daß die Fischbesiedlung in den Nebengewässern Hegemannsee und Hasenbürener Sportboothafen sowohl hinsichtlich der vorgefundenen Artenzahlen als auch hinsichtlich der Häufigkeiten und der Fischnährtiere am reichhaltigsten war. Demgegenüber fallen die anderen untersuchten Hafenbecken (Europa- und Überseehafen) und die Nebenflüsseinmündung (untere Ochtum) etwas ab, ihre Jungfischbestände entsprechen in etwa denen der bremischen Weser. Die Gründe sind im einzelnen noch näher zu erforschen, jedoch scheinen Strömungsberuhigung, Uferstruktur und Substratangebot entscheidend zu sein. Je heterogener die Morphologie und Struktur der Gewässer, desto größer die Artenzahl in den Fängen. Pauschalbewertungen für die einzelnen Gewässer möchten wir nicht vornehmen, da nur graduelle Unterschiede vorliegen, viele der Weserfischarten hinsichtlich ihrer ökologischen Ansprüche recht robust sind und selbst bei den als geringer besiedelt angegebenen Handelshäfen zu berücksichtigen ist, daß die Verhältnisse kleinräumig oder im nicht befischten Freiwasserbereich und der Bodenzone eines Gewässers anders liegen können. Schon kleine Änderungen in der Nutzung der Häfen können in den nächsten Jahren neu zu bewertende Bestandsverschiebungen bewirken.

2.4 Literatur

- [1] Gaumert, D.; Kämmereit, M. (1993): Süßwasserfische in Niedersachsen.- Nds. Landesamt f. Ökol., Hildesheim, 161 S.
- [2] Scheffel, H.-J.; Schirmer, M. (1989): Untersuchungen zum Jungfischauftreten in der Bremer Unterweser.- Wasserwirtschaftsamt Bremen, 233 S.
- [3] Scheffel, H.-J.; Schirmer, M. (1991): Larvae and juveniles of freshwater and euryhaline fishes in the tidal River Weser.- Verh. Intern. Verein. Limnol. 24:2446-2450
- [4] Scheffel, H.-J.; Schirmer, M. (1993): Ergebnisse der Untersuchungen über das Vorkommen von Fischbrut in ausgewählten Nebengewässern im Nahbereich der Bremer Unterweser.- Wasserwirtschaftsamt Bremen, 71 S.
- [5] Schirmer, M. (1991): Die Verbreitung der Fische im Land Bremen.- Abh. Naturw. Ver. Bremen 41 (3): 405-465.

3. Belastung von Sedimenten bremischer Gewässer durch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

3.1 Einleitung

In den letzten beiden Güteberichten des Landes Bremen wurde die Belastung der Sedimente der Gewässer Bremens durch die Stoffgruppen Schwermetalle, schwerflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe sowie Organophosphorverbindungen vorgestellt. In diesem Bericht werden die Untersuchungsergebnisse einer weiteren umweltrelevanten Stoffgruppe dargestellt, nämlich die der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK).

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe sind Verbindungen mit unterschiedlicher Anzahl an kondensierten Benzolringen im Molekül. Der bekannteste Vertreter dieser Gruppe ist das besonders toxische Benzo(a)pyren. PAKs sind als Verunreinigung in Boden, Wasser und Luft sehr verbreitet. Fraglos ist die in den Gewässersedimenten weltweit zu beobachtende Anreicherung der PAKs maßgeblich anthropogener Herkunft und geht vorwiegend auf die unvollständige Verbrennung und Erhitzung fossiler Brennstoffe zurück (Abgase aus Kfz, Flugzeugturbinen, der Müllverbrennung, Kohlekraftwerke, Koksöfen, Tabakrauch). Einige Autoren bezeichnen den Kraftfahrzeugverkehr als Hauptemittenten. Ein weiterer Eintrag in die Umwelt erfolgt bei der Gewinnung und Verarbeitung von PAK-haltigem Steinkohlenteer, der bis 1991 als Holzschutzmittel, vor allem zum Behandeln von Bahnschwellen, Leitungsmasten und Pfählen, in den Verkehr gebracht wurde. Punktuelle, meist sehr starke Kontaminationen von Boden und Grundwasser kommen bei alten Gaswerkstandorten oder Dachpappefabriken vor.

Aufgrund ihrer chemischen Eigenschaften zeigen PAKs eine starke Tendenz, sich an Partikel anzulagern. Sie können z.B. an Rußpartikel fest gebunden sein, wie etwa bei den Abgasen von Dieselfahrzeugen. Dementsprechend sind in den Gewässern vorwiegend die Sedimente und die Schwebstoffe mit PAKs belastet.

Bei den PAKs handelt es sich um eine in toxikologischer und ökotoxikologischer Hinsicht heterogene Gruppe. Da mindestens einige Substanzen dieser Stoffgruppe kanzerogen und damit stark gesundheitsgefährdend sind, muß man der Substanzklasse besondere Aufmerksamkeit schenken.

Die Datengrundlage für eine Gefährdungsabschätzung der untersuchten 16 Einzelstoffe muß noch als unzureichend bezeichnet werden. Eine eindeutige kanzerogene Wirkung konnte bislang für sieben der untersuchten PAKs nachgewiesen werden. Allerdings weisen die Wirkkonzentrationen, die zwischen 99 mg/kg KG² und 0,002 mg/kg KG liegen, einen großen Bereich auf.

Das kanzerogene Potential nimmt in der Reihenfolge Chrysen < Indeno(1,2,3-c,d)pyren = Benzo(k)fluoranthren < Benzo(b)fluoranthren < Benz(a)anthracen < Dibenz(a,h)anthracen < Benzo(a)pyren zu.

² KG = Körpergewicht

3.2 Auswahl der Stoffe

Die Gruppe der PAKs umfaßt eine Vielzahl an Einzelverbindungen. Von den Hunderten, bislang beschriebenen Einzelstoffen wurden für die Untersuchung der Gewässersedimente - in Anlehnung an die Auswahl der amerikanischen Umweltschutzbehörde EPA - 16 PAKs berücksichtigt.

1) Naphthalin	9) Benz(a)anthracen
2) Acenaphthylen	10) Chrysen
3) Acenaphthen	11) Benzo(b)fluoranthen*
4) Fluoren	12) Benzo(k)fluoranthen*
5) Phenanthren	13) Benzo(a)pyren*
6) Anthracen	14) Indeno(1,2,3-c,d)pyren*
7) Fluoranthen*	15) Dibenz(a,h)anthracen
8) Pyren	16) Benzo(g,h,i)perylen*

Tabelle 6: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe. Auswahl der amerikanischen Umweltschutzbehörde EPA (Environmental Protecion Agency)

* = PAKs der TrinkwV (Trinkwasserverordnung)

3.3 Probenahme und Analytik

3.3.1 Probenahme

Zur Ermittlung der Sedimentbelastung bremischer Gewässer mit polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen wurden im Jahr 1994 insgesamt 208 Sedimentproben aus der Weser, den Kleingewässern und den Seen in Bremen und Bremerhaven gezogen. Als Probenahmegeräte standen Schöpfer und Greifer zur Verfügung. Mit Ausnahme von PTFE-Schöpfern wurden Materialien aus Kunststoff nicht verwendet. Je nach örtlicher Gegebenheit wurden zwischen drei und sechs Einzelproben aus den obersten zehn Sedimentzentimetern genommen. Vor Ort wurden diese Einzelproben vereinigt, homogenisiert und eine Teilmenge als Analysenmaterial abgefüllt. Die Wesersedimente wurden mittels Bodengreifer entnommen.

3.3.2 Analysenmethode

Die 208 Sedimentproben aus Weser, Kleingewässern und Seen in Bremen und Bremerhaven wurden durch das Limnologische Institut Dr. Nowak analysiert.

Das Probenmaterial wurde nach dem Homogenisieren einer Heißextraktion mit Aceton unterzogen. Nach einer Phasenverteilung mit n-Hexan erfolgte eine adsorptionschromatographische Reinigung der Extrakte an handelsüblichen Kieselgel-Säulen. Die chromatographische Trennung wurde an einer 60 m-Kapillarsäule (SE-54) temperaturprogrammiert durchgeführt. Identifiziert und quantifiziert wurden die PAKs mit einem Quadrupol-Massenspektrometer. Zur Identifizierung wurden für jede Substanz drei Fragmentmassen herangezogen. Quantifiziert wurde mit Normierung auf einen internen Standard. Die Bestimmungsgrenze des Verfahrens lag bei 0,5 µg/kg TS.

Die Analysen wurden gemäß den AQS-Merkblättern zu den Rahmenempfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) für die Qualitätssicherung bei Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen durchgeführt.

3.4 Grenzwerte und Orientierungswerte

Für die Beurteilung einer PAK-Belastung im Gewässersediment³ gibt es in Deutschland noch keine gesetzlich festgelegten Grenzwerte. Es existieren aber für Boden- bzw. Sedimentbelastungen Richt- und Orientierungswerte. Nachfolgend wird eine kleine Auswahl zur Orientierung vorgestellt:

· LAWA - Orientierungswerte für Bodenbelastungen:

Prüfwert:	1 - 2 mg/kg (Naphthalin)
Maßnahmschwellenwert:	5 mg/kg (Naphthalin)
Prüfwert:	2 - 10 mg/kg (Summe PAK)
Maßnahmschwellenwert:	10 - 100 mg/kg (Summe PAK)

· Berliner Liste, Boden - Eingreifwerte und Sanierungsziele für kontaminierte Standorte in Berlin:

Wasserschutzgebiet:	10 mg/kg TS (Summe PAK, EPA)
Flächen mit sensiblen Nutzungen:	1 mg/kg TS (Summe PAK, EPA)
Urstromtal:	50 mg/kg TS (Summe PAK, EPA)
Hochfläche:	100 mg/kg TS (Summe PAK, EPA)

· Berliner Liste, Boden - Einbauwerte für gereinigte Böden in Berlin:

Einbauwert:	5 mg/kg (Summe PAK, EPA)
-------------	--------------------------

· Holland-Liste, Boden, vom 9. Mai 1994 - Interventions- und Referenzwerte in den Niederlanden:
(Standardboden 10 % org. Substanz, 25 % Ton)

Referenzwerte:	1 mg/kg TS (Summe PAK [Summe von 10])
Interventionswerte:	40 mg/kg TS (Summe PAK [Summe von 10])

³ Zum Vergleich: Immissionsmessungen in der windabgewandten Seite einer norddeutschen Großstadt
 Acker: 0,02 - 2,34 mg/kg TS
 Grünland: 0,36 - 4,28 mg/kg TS
 Stadtböden (Bereich von Verkehrsflächen): 4,30 - 22,30 mg/kg TS
 Auf Gaswerksflächen in Norddeutschland: bis 30.000 mg/kg TS

3.5 Ergebnisse

In allen untersuchten Proben konnten polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe nachgewiesen werden. Die PAK-Konzentration der Einzelverbindungen weist eine Spannweite von unterhalb der Bestimmungsgrenze bis 7 mg/kg TS auf. Fluoranthren tritt in allen Sedimentproben mit dem höchsten Gehalt auf. Der Schwerpunkt des Verteilungsmusters der PAKs liegt eindeutig auf der Seite der Moleküle mit 4 bis 6 Benzolringen (Pyren bis Benzo(g,h,i)perylen).

Gehalte an PAK (EPA) im Sediment der Gewässer im Land Bremen					
	Proben- anzahl	Mittelwert (µg/kg TS)	% - Anteil	Maximum (µg/kg TS)	Minimum (µg/kg TS)
Fluoranthren*	208	880,5	16,8	7000	<BG
Pyren	208	716,0	13,6	6400	<BG
Benzo(b)fluoranthren*	208	604,5	11,5	5000	<BG
Chrysen	208	580,4	11,1	4500	<BG
Benzo(a)pyren*	208	445,1	8,5	3800	<BG
Benz(a)anthracen	208	435,3	8,3	3800	<BG
Benzo(k)fluoranthren*	208	398,8	7,6	3300	<BG
Phenanthren	208	347,8	6,7	5700	<BG
Benzo(g,h,i)perylen*	208	346,9	6,6	2500	<BG
Indeno(1,2,3-c,d)pyren*	208	322,0	6,2	2700	<BG
Anthracen	208	78,7	1,6	1700	<BG
Fluoren	208	24,5	0,5	400	<BG
Dibenz(a,h)anthracen	208	19,5	0,4	610	<BG
Acenaphthen	208	13,6	0,3	410	<BG
Acenaphthylen	208	9,3	0,2	160	<BG
Naphthalin	208	6,7	0,1	190	<BG
Summe PAK EPA	208	5229,6	100	42000	8,7
Summe PAK TrinkwV*	208	2997,7		24000	3,0

Tabelle 7: Statistische Kenngrößen der in bremischen Gewässersedimenten nachgewiesenen PAKs (BG = Bestimmungsgrenze, TS = Trockensubstanz, * = PAKs der TrinkwV [Trinkwasserverordnung])
(1 mg/kg TS = 1.000 µg/kg TS)

Die maximale Gesamtbelastung einer Probenstelle betrug 42 mg/kg TS (Summe PAK nach EPA) beziehungsweise 24 mg/kg TS (Summe PAK nach der Trinkwasserverordnung). Diese Werte wurden in den Sedimenten des Schmutzgrabens ermittelt. Die maximale Einzelstoffbelastung liegt für 11 PAKs zwischen 7 und 1 mg/kg TS (Fluoranthren > Pyren > Phenanthren > Benzo[b]fluoranthren > Chrysen > Benzo[a]pyren > Benz[a]anthracen > Benzo[k]fluoranthren > Indeno[1,2,3-c,d]pyren > Benzo[g,h,i]perylen > Anthracen und für 5 PAKs zwischen 1 und 0,1 mg/kg TS (Dibenz[a,h]anthracen > Acenaphthen > Fluoren > Naphthalin > Acenaphthylen). Die mittlere PAK-Gewässersedimentbelastung (Summe PAK nach EPA) beträgt ca. 5 mg/kg TS.

3.5.1 Statistische Verteilung, Klassenbildung und Kartendarstellung

Die in den Bremer Gewässersedimenten ermittelten Untersuchungsergebnisse wurden zur besseren Veranschaulichung sieben verschiedenen Belastungsklassen zugeordnet. Diese Klassifizierung erfolgte jedoch nicht aufgrund einer ökotoxikologischen Einstufung (s. Kapitel 4), sondern basiert auf der Häufigkeitsverteilung der in den bremischen Gewässersedimenten ermittelten PAK-Konzentrationen. Die Klassenbreite wurde so gewählt, daß einerseits eine annähernd symmetrische Häufigkeitsverteilung (Gauss'sche Verteilung) vorlag und andererseits bekannte Richt- und Grenzwerte (z. B. der Grenzwert-Vorschlag der Klärschlammverordnung) mit einfließen konnten. Beide Aspekte wurden bei der Klasseneinteilung berücksichtigt.

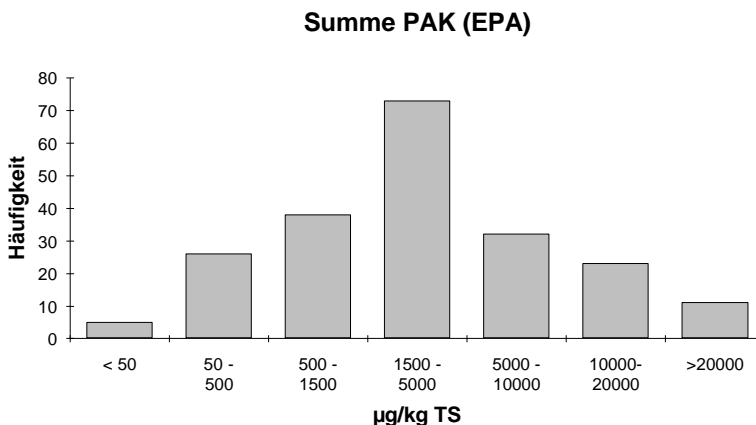


Abbildung 1: Häufigkeitsverteilung der Gehalte an PAKs (Summe EPA)

Klasse	Klassenbreite (µg/kg TS)	Häufigkeit
1	≤ 50	5
2	> 50-500	26
3	> 500 - 1.500	38
4	> 1.500 - 5.000	73
5	> 5.000 - 10.000	32
6	> 10.000 - 20.000	23
7	> 20.000	11

Tabelle 8: Klassen, Klassenbreiten und Häufigkeitsverteilungen (PAKs der EPA-Liste)
(1 mg/kg TS = 1.000 µg/kg TS)

Die PAK-Untersuchungsergebnisse wurden den o.g. Klassen zugeordnet und mit den entsprechenden Farben in die folgende Gewässergütekarte eingezeichnet. Es wurde eine Farbskala von dunkelblau (Klasse 1 = unbelastet) bis rot (Klasse 7) gewählt.

Summe PAK (EPA) im Sediment

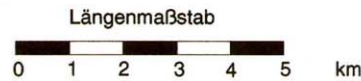
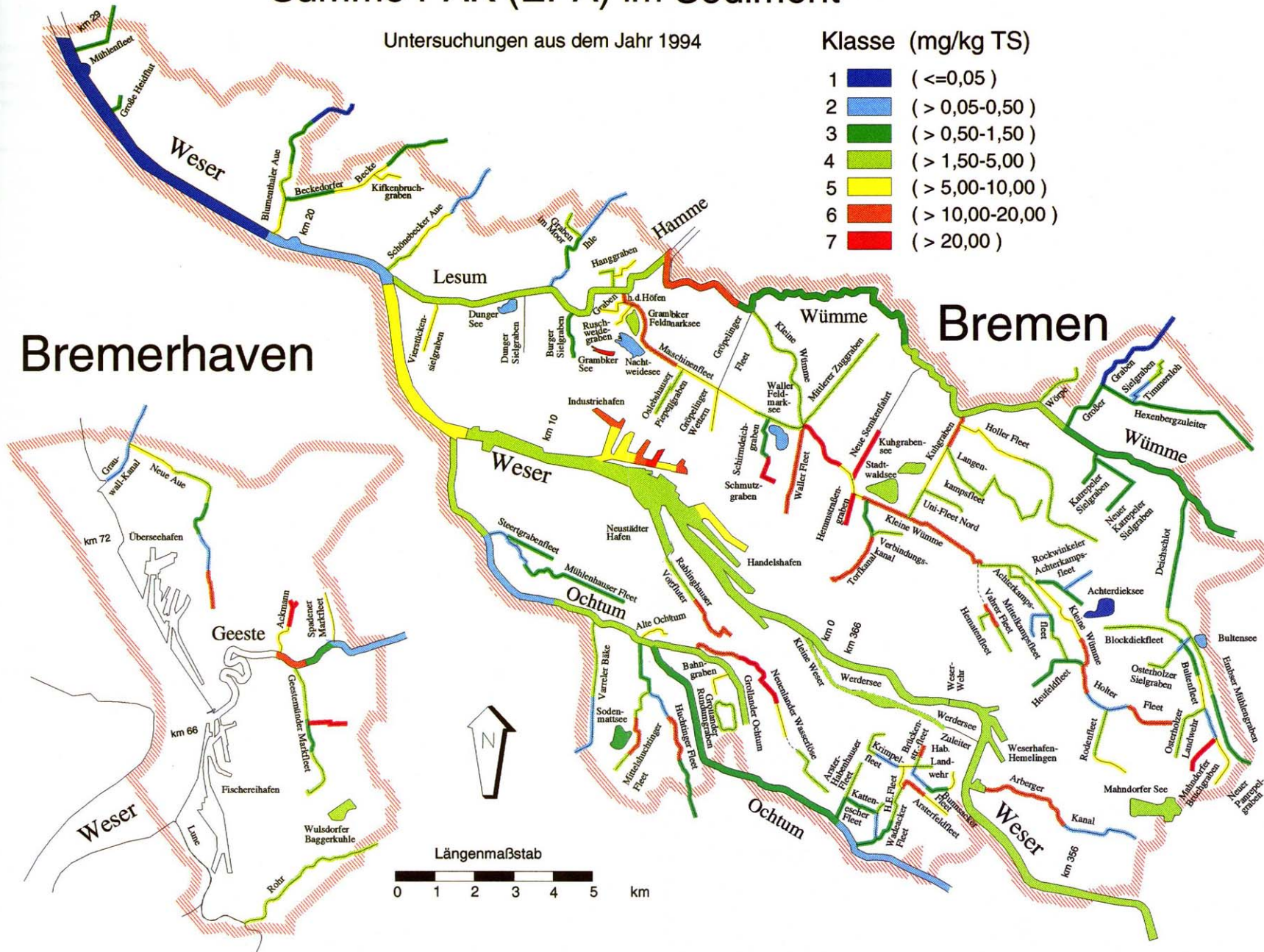
Untersuchungen aus dem Jahr 1994

Klasse (mg/kg TS)

- 1 ($\leq 0,05$)
- 2 ($> 0,05-0,50$)
- 3 ($> 0,50-1,50$)
- 4 ($> 1,50-5,00$)
- 5 ($> 5,00-10,00$)
- 6 ($> 10,00-20,00$)
- 7 ($> 20,00$)

Bremerhaven

Bremen



3.5.2 Karte über PAK-Gehalte im Sediment

3.5.3 Belastungsschwerpunkte

Die Belastungsspitze wurde im Schmutzgraben (Probenahmestelle: Anfang) ermittelt. Dieser Gewässerabschnitt fiel bereits im Gewässergütebericht 1993 durch übermäßig hohe PCB-Konzentrationen im Sediment auf. Weitere Belastungsschwerpunkte (PAK-Gehalte n. EPA > 10 mg/kg TS) in Bremen und Bremerhaven wurden punktuell in den folgenden Gewässern festgestellt:

Gewässer (Probenahmestelle)	PAK-Gehalte (Σ PAK n. EPA)	Region
Arberger Kanal (Autobahn)	19 mg/kg TS	Rechts der Weser
Grambker See	21 mg/kg TS	"
Hemmstraßengraben (am Umspannwerk)	25 mg/kg TS	"
Holter Fleet (Ehlersdamm)	11 mg/kg TS	"
Kleine Wümme (Höhe Mülldeponie)	23 mg/kg TS	"
Kleine Wümme (oberhalb Stau Horn)	15 mg/kg TS	"
Kleine Wümme (Höhe Osterholzer Friedhof)	17 mg/kg TS	"
Kuhgraben (vor Kuhsiel)	15 mg/kg TS	"
Mahndorfer Bruchgraben (Heerenholz)	24 mg/kg TS	"
Maschinenfleet (Ritterhuder Heerstr.)	12 mg/kg TS	"
Neue Semkenfahrt (Höhe MVA)	30 mg/kg TS	"
Schmutzgraben (Anfang)	42 mg/kg TS	"
Torfkanal (Anfang)	15 mg/kg TS	"
Torfkanal (oberhalb Verbindungskanal)	11 mg/kg TS	"
Vahrer Fleet (Bgm.-Spitta-Allee)	11 mg/kg TS	"
Waller Fleet (Hempsdamm)	14 mg/kg TS	"
Waller Fleet (Kanarienvogelweg)	16 mg/kg TS	"
Wümme (Ritterhuder Heerstr.)	11 mg/kg TS	"
Arsterfeldfleet (Martin-Buber-Str.)	19 mg/kg TS	Links der Weser
Brückenstraßenfleet (Anfang)	13 mg/kg TS	"
Delme (Stau Hasbergen)	11 mg/kg TS	"
Huchtinger Fleet (Roland-Center)	11 mg/kg TS	"
Mittelshuchtinger Fleet (Kloßkampsweg)	11 mg/kg TS	"
Neuenlander Wasserlöse (Am Reedeich)	13 mg/kg TS	"
Neuenlander Wasserlöse (Duisburger Str.)	30 mg/kg TS	"
Neuer Rablinghauser Vorfluter (Visbeker Str.)	12 mg/kg TS	"
Hafen E	29 mg/kg TS	Industriehafen
Hafen F	13 mg/kg TS	"
Kalihafen	20 mg/kg TS	"
Ölhafen	12 mg/kg TS	"
Ackmann (Brücke, Buschkämpen)	39 mg/kg TS	Bremerhaven
Geeste (Tidesperrwerk)	13 mg/kg TS	"
Neue Aue (Anfang)	19 mg/kg TS	"
Reinkenheider Feuerlöschteich (Gagel-Str.)	23 mg/kg TS	"

Tabelle 9: PAK-Gehalte (Summe PAK nach EPA) in belasteten Gewässerabschnitten (> 10 mg/kg TS)
(1 mg/kg TS = 1.000 µg/kg TS)

Auffällig hohe PAK-Werte wurden in den Sedimentproben nachgewiesen, die in der Nähe von stark frequentierten Straßen, Mischwasser- und Niederschlagswassereinleitungen sowie Müllverbrennungsanlagen (MVA) gezogen wurden. Erheblich sind z. B. die Konzentrationen im Ackmann, im Grambker See (Nähe Grambker Heerstraße), im Hafen E (Industriehafen), im Hemmstraßengraben, im Kalihafen (Industriehafen), in der Kleinen Wümme (Höhe Mülldeponie), im Mahndorfer Bruchgraben, in der Neuenlander Wasserlöse (Höhe Duisburger Str.), in der Neuen Semkenfahrt (Höhe MVA), im Reinkenheider Feuerlöschteich und im Schmutzgraben.

Die Kleingewässer, die im Bremer Umland ihren Ursprung haben, zeigen nur eine sehr geringe Vorbelastung. Insbesondere die Blumenthaler Aue in Bremen-Nord und der Große Graben in Timmersloh zeichnen sich durch Gehalte von $< 0,050$ mg/kg TS aus. Auch die Schönebecker Aue, die Ihle, der Timmersloher Sielgraben, der Embser Mühlengraben, die Varreler Bäke und die Ochtum sind im ländlichen Bereich wenig bis unbelastet.

3.5.4 PAK-Verteilung auf Längsschnitten

Von den nachfolgenden Gewässerzügen wird exemplarisch die PAK-Belastung als Längsschnitt dargestellt:

Summe PAK (EPA) im Rodenfleet /Kl. Wümme /Maschinenfleet

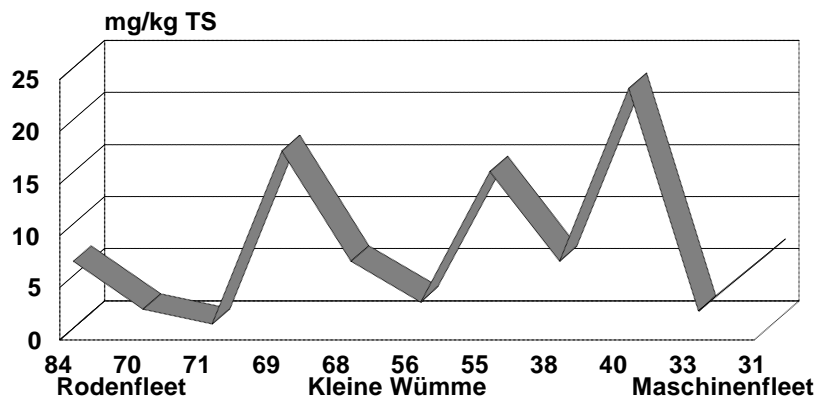


Abbildung 2: Verteilung der PAK im Gewässerzug Rodenfleet, Kleine Wümme, Maschinenfleet (Probenahmestelle 84-71 = Rodenfleet; 69-40 = Kl. Wümme; 33-31 = Maschinenfleet)
(1 mg/kg TS = 1.000 µg/kg TS)

Im Längsschnitt des Gewässerzuges Rodenfleet / Kleine Wümme, bis hin zum Maschinenfleet sind drei Belastungsspitzen auszumachen: Mit Ausnahme der anfänglichen Belastung von 6,4 mg/kg TS weist das Rodenfleet eine relativ geringe PAK-Sedimentbelastung auf. In der Kleinen Wümme erfolgt in Höhe des Osterholzer Friedhofes (69) ein sprunghafter Konzentrationsanstieg auf 17 mg/kg TS. Die Meßstellen 68 (Ludwig-Roselius-Allee) und 56 (Rhododendronpark) zeigen wieder fallende Tendenz. Ein weiterer Belastungsschwerpunkt in der Kleinen Wümme liegt oberhalb der Stauanlage Horn mit 15 mg/kg TS. Unterhalb der Mülldeponie, dicht vor dem Übergang in das Maschinenfleet, wurde mit 23 mg/kg TS der höchste Belastungswert des Gewässerzuges ermittelt. (Diese Untersuchungsergebnisse korrelieren sehr gut mit den Messungen der polychlorierten Biphenyle aus dem Gewässergütebericht 1993.

Summe PAK (EPA) im Gewässerzug Große Wümme / Lesum



Abbildung 3: Verteilung der PAK im Gewässerzug Große Wümme, Lesum
(Probenahmestelle 88-101 = Wümme; 21-22 = Lesum)

Im Gewässerzug Große Wümme / Lesum (Abb.: s.o.) sind zwei Meßstellen auffällig: zum einen die Wümme-Meßstelle 98 mit einer PAK-Konzentration von 4,9 mg/kg TS und zum anderen in Höhe der Ritterhuder Heerstraße die Wümme-Meßstelle 101 mit einem PAK-Gehalt von 11 mg/kg TS.

Wie bei in anderen Güteberichten diskutierten Stoffgruppen ist auch bei den PAKs ein Einfluß durch die Weser nicht auszuschließen.

Summe PAK (EPA) in der Neuen Aue (Bhv)

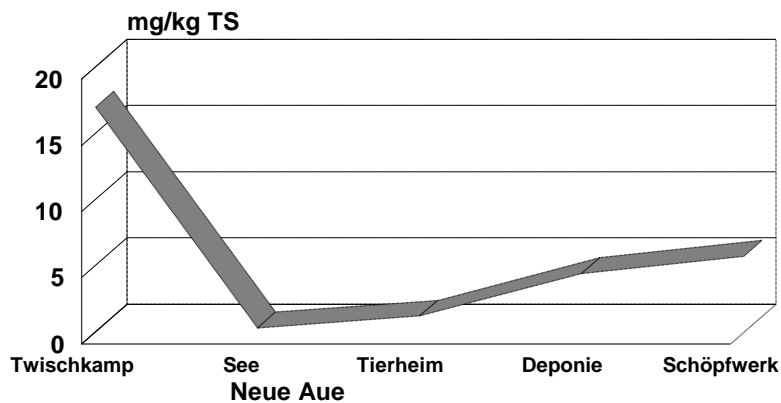


Abbildung 4: Verteilung der PAK im Sediment der Neuen Aue (Bhv)
(1 mg/kg TS = 1.000 µg/kg TS)

In der Neuen Aue ist, wie auch schon in den vorangegangenen Gewässergüteberichten, die Probe-stelle Am Twischkamp mit dem höchsten PAK-Gehalt auffällig. Das Sediment im Neue Aue See ist deutlich weniger belastet, im weiteren Verlauf steigen die Konzentrationen wieder leicht an.

3.6 Ursachen der PAK-Belastung

Da PAKs hauptsächlich bei unvollständigen Verbrennungsprozessen gebildet werden, erfolgt die PAK-Ausbreitung im wesentlichen über den Luftweg, um dann z.B. mit Niederschlägen (Depositionen) niederzugesen. So sind z.B. die Immissionen aus dem Kfz-Verkehr ein wichtiger Faktor für die Verbreitung der PAKs, wie Untersuchungen in der Nähe von stark frequentierten Straßen gezeigt haben^[8]. Die Straßen-, Parkflächen- und Gewerbeflächenentwässerung sowie die Mischwasser- und Regenwassereinträge führen schließlich zu einer PAK-Anreicherung im Gewässer.

Bei einer erhöhten PAK-Belastung im Gewässersediment ist der Nachweis einer direkten Gewässereinleitung allerdings nur unter größten Vorbehalten möglich. Da die polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe auch im Wasser sehr fest an Partikel gebunden sind, werden sie mit den Schwebstoffen transportiert und abgelagert. Dies geschieht in Gewässern oftmals nicht unmittelbar am Ort des Eintrages, sondern bevorzugt in Bereichen mit geringerer Strömung. In Umkehrung kann man sagen, daß in Bereichen größerer Strömung wenig sedimentiert und damit auch die Gehalte an Verunreinigungen geringer sind.

Besonders deutlich wird dieses im Gewässerzug der Kleinen Wümme in Höhe des neuen Staubauwerkes in Höhe der Müllverbrennungsanlage (siehe Abbildung 2, Meßstelle 38). Das Probematerial war sandig mit einem sehr geringen Anteil an organischen Stoffen (sedimentierte Schwebstoffe). Und obwohl die Kleine Wümme davor und dahinter weit höhere Gehalte an PAKs aufweist, sind die ermittelten Werte hier erheblich niedriger.

Dennoch bestätigen einige Probestellen mit hohen PAK-Gehalten die Belastung durch Mischwassereinleitungen (Hemmstraßengraben, Kleine Wümme in Höhe der MVA und des Staus Horn, Maschinenfleet in Höhe der Ritterhuder Heerstraße, Schmutzgraben, Torfkanal, Waller Fleet) sowie ehemalige Altlasten (Kleine Wümme in Höhe des Osterholzer Friedhofes).

Die hohen PAK-Gehalte in der Nähe von Einleitungsstellen der Straßen-, Parkflächen- und Gewerbeflächenentwässerung (Arberger Kanal zwischen Autobahn und Gewerbegebiet, Holter Fleet, Huchtinger Fleet in Höhe des Roland-Centers, Mahndorfer Bruchgraben, Mittelshuchtinger Fleet, Anfang der Neuen Aue, Neuenlander Wasserlöse, Vahrer Fleet) deuten auf den Einfluß von belastetem Niederschlagswasser hin.

Auf Auswirkungen des Kfz-Verkehrs der angrenzenden Straßen sind vermutlich die PAK-Belastungen im Ackmann, Arsterfeldfleet und Grambker See zurückzuführen.

Auffällig sind zudem die hohen PAK-Konzentrationen in den Sedimenten der Neuen Semkenfahrt und des Reinkenheider Feuerlöschteiches. Beide Gewässerabschnitte liegen in der Nähe von Müllverbrennungsanlagen.

3.7 Vergleich der PAK-Gehalte in den Hafenbecken von Bremen und NRW

Messungen, die in Nordrhein-Westfalen durchgeführt worden sind, zeigen vergleichbare Ergebnisse (Tabelle 10). Dort wurden 1990 im Rahmen eines Rheingüteberichtes die PAK-Gehalte im Sediment von verschiedenen Industriehäfen eingehend untersucht.

	Bremen Ölhafen	Bremen Hütten- hafen	Bremen Kohlen- hafen	Bremen Kali- hafen	Bremen Hafen E	Bremen Hafen F	Bremen Hafen A	Neuss Becken 2	Düssel- dorf Becken C	Duis- burg Eisen- bahn- hafen
Naphthalin	42,0	57,0	33,0	48,0	49,0	9,5	<BG	n.u.	n.u.	n.u.
Acenaphthylen	57,0	43,0	<BG	<BG	120,0	32,0	15,0	n.u.	n.u.	n.u.
Acenaphthen	30,0	89,0	<BG	180,0	130,0	39,0	56,0	n.u.	n.u.	n.u.
Fluoren	55,0	84,0	36,0	130,0	280,0	63,0	54,0	n.u.	n.u.	n.u.
Phenanthren	560,0	610,0	460,0	1300,0	3600,0	730,0	470,0	n.u.	n.u.	n.u.
Anthracen	200,0	120,0	85,0	210,0	550,0	160,0	120,0	230,0	260,0	270,0
Fluoranthren	1500,0	1200,0	850,0	2800,0	5400,0	1800,0	1400,0	3300,0	2700,0	3700,0
Pyren	1400,0	940,0	750,0	2300,0	3600,0	1500,0	1100,0	2600,0	2100,0	3000,0
Benz(a)anthracen	940,0	710,0	550,0	1900,0	2300,0	1000,0	640,0	1500,0	1200,0	1700,0
Chrysen	1200,0	820,0	700,0	2200,0	2700,0	1300,0	700,0	2800,0	2500,0	3500,0
Benzo(b)fluoranthren	1500,0	1000,0	910,0	2800,0	2800,0	1600,0	910,0	2400,0	1600,0	2500,0
Benzo(k)fluoranthren	980,0	660,0	600,0	1400,0	1600,0	1100,0	530,0	760,0	640,0	890,0
Benzo(a)pyren	1200,0	790,0	670,0	2300,0	2200,0	1300,0	670,0	1200,0	1200,0	1700,0
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	870,0	570,0	550,0	1400,0	1400,0	900,0	500,0	880,0	840,0	1100,0
Dibenz(a,h)anthracen	60,0	32,0	29,0	8,0	610,0	34,0	31,0	n.u.	n.u.	n.u.
Benzo(g,h,i)perylene	950,0	590,0	690,0	1400,0	1300,0	960,0	570,0	940,0	780,0	1100,0
Summe PAK TrinkwV	7000,0	4810,0	4270,0	12100,0	14700,0	7660,0	4580,0	9480,0	7760,0	11000,0

Tabelle 10: PAK-Gehalte bremischer (in µg/kg TS) und nordrhein-westfälischer Industriehäfen (in µg/kg).
Quelle: Rheingütebericht NRW 1990

n.u. = nicht untersucht <BG = kleiner Bestimmungsgrenze (1 mg/kg TS = 1.000 µg/kg TS)

3.8 Literatur

- [1] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.), Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden, Stuttgart, Januar 1994
- [2] altlasten Spektrum 3/95, Seite 165 - 166
- [3] Bewertungskriterien für die Beurteilung kontaminierter Standorte in Berlin (Berliner Liste), Amtsblatt für Berlin, 40. Jahrgang Nr. 65, 28. Dez. 1990, S. 2464 - 2469
- [4] Delschin, T.: Beurteilung von PAK und PCB in Kulturböden, Wasser & Boden 1/1994
- [5] Preuss, E; Kläschen, G.: PAK-Profile zur Ursachenermittlung bei Bodenbelastungen. Wasser & Boden 1/1994
- [6] Scheffer, Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde. Enke Verlag, Stuttgart 1989
- [7] Streit, B.: Lexikon Ökotoxikologie. VCH, Weinheim 1992
- [8] Unger, H.J.; Prinz, P.: Verkehrsbedingte Immissionen in Baden-Württemberg-Schwermetalle und organische Fremdstoffe in straßennahen Böden und Aufwuchs, Hrsg.: Umweltministerium Baden-Württemberg, Stuttgart 1992
- [9] Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), Rheingütebericht NRW '90, Düsseldorf, August 1991

4. Ökotoxikologische Bewertung der Schadstoffgehalte bremischer Gewässersedimente ⁴

4.1 Einleitung: Zielsetzung der vorliegenden Bewertung

Die Belastung von Gewässersedimenten ist Folge sowohl punktförmiger als auch diffuser Schadstoffeinträge, wobei letztere das Resultat großräumiger und über längere Zeiträume anhaltender Belastungen von Wasser und Luft sind. Die Sedimentbelastung ist wesentlich bestimmt durch partikelgebundene, d.h. in vergleichsweise geringem Umfang lösliche chemische Verbindungen, welche sich mit diesen Schwebstoffen ablagern, resuspendiert werden oder auch über längere Zeiträume am Sedimentationsort verbleiben.

Im Sediment kann eine Akkumulation partikelgebundener Stoffe erfolgen, so daß durchaus wesentlich höhere Werte erreicht werden können als etwa in der Wasserphase.

Während eine Belastung des Grund- und Oberflächenwassers einen hohen Stellenwert in der öffentlichen Diskussion hat, befindet sich die Betrachtung und Bewertung der Sedimentsituation in einem relativ frühen Stadium. Die Bewertung der Schadstoffkonzentrationen in Sedimenten ist u.a. aus den folgenden Gründen von Bedeutung für den Naturhaushalt der Gewässer und deren Nutzung:

- Sedimentschadstoffkonzentrationen stehen in einem Gleichgewicht mit den Konzentrationen in der Wasserphase und beeinträchtigen damit sowohl die aquatische Lebensgemeinschaft als auch Nutzungen des Wassers durch den Menschen (Trinkwasser).
- Das Sediment ist Lebensraum einer charakteristischen Organismengemeinschaft sowie beispielsweise die Brutstätte vieler Fischarten. Eine nachhaltige Beeinträchtigung der Entwicklung von Jungfischen hat aber Konsequenzen für die Fischfauna der aquatischen Lebensgemeinschaft und damit für die gesamte Wasserökologie.

Der Gewässergütebericht des Landes Bremen aus dem Jahr 1993 zeigt deutlich, daß die Sedimente der Oberflächengewässer des Landes Bremen in unterschiedlich starkem Maße mit

<i>schwerflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen wie DDT</i>	(SCKW),
<i>phosphororganischen Verbindungen</i>	(POV),
<i>und Organophosphorpestiziden wie Parathion (E 605)</i>	(OPP)

belastet sind. In Kapitel 3 dieses Gewässergüteberichtes wird über die Belastung mit

<i>polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen</i>	(PAK)
--	--------------

berichtet.

⁴ Die Autoren dieses Beitrages sind Dr. Michael H. Rieß & Dr. Heribert Wefers, Institut für Umweltchemie Bremen GmbH, Flughafendamm 9a, 28199 Bremen

Bei den hier betrachteten Stoffen handelt es sich um ausschließlich anthropogen erzeugte Chemikalien (z.B. Organochlorpestizide) oder um Stoffe, welche zumindest überwiegend durch menschliche Aktivitäten in die Umwelt gelangen (z.B. polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe). Da es sich bei den untersuchten Stoffen zum Teil um hochtoxische Verbindungen handelt, muß geprüft werden, ob die nachgewiesene Belastung der Gewässer bzw. Gewässersedimente langfristig einzelne Schutzgüter gefährdet.

Der Kenntnisstand zu den Auswirkungen von Sedimentschadstoffkonzentrationen auf den Naturhaushalt eines Gewässers ist relativ wenig entwickelt. So liegen bislang kaum Vorgaben und Zielfestlegungen vor, die eine Abschätzung möglicher Beeinträchtigungen erlauben. Auch bundesweit existieren bislang lediglich erste Ansätze für eine derartige ökotoxikologische Vorgehensweise.

Zielsetzung und Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist es, ökotoxikologisch begründete Kriterien für die Bewertung von Sedimenten hinsichtlich der genannten Schadstoffe zu entwickeln. Dies schließt die Ableitung von Orientierungswerten ein, deren Einhaltung schädliche Beeinträchtigungen der einzelnen Schutzgüter vermeidet. Darüber hinaus werden Eingreifwerte vorgeschlagen, deren Überschreiten Handlungsbedarf anzeigt, um zu erwartende Beeinträchtigungen abzuwenden.

4.2 Zum Begriff "Ökotoxikologische Bewertung"

Ein zentrales Anliegen der modernen Gewässerbewirtschaftung ist der Schutz der Gewässer vor Einflüssen, die die Ökosysteme *langfristig* gefährden. Dazu bedarf es einerseits Maßnahmen zur Abwendung schädlicher Beeinträchtigungen der *Schutzgüter* und andererseits Vorgaben und *Ziele*, die die anzustrebende Qualität im Hinblick auf physikalisch-chemische und biologische Kriterien charakterisieren (Umweltqualitätsstandards).

So formuliert beispielsweise das *Aktionsprogramm Weser* u.a., daß durch geeignete Maßnahmen die Belastung der Weser mit gefährlichen Stoffen reduziert werden soll und daß die ökologischen Verhältnisse in und an der Weser verbessert werden sollen. In ähnlicher Weise sollen nach dem *Aktionsprogramm Rhein* im Jahr 2000 u.a. früher vorhandene höhere Fischarten wie der Lachs wieder heimisch geworden sein. Im engen Zusammenhang damit steht das Ziel, die *Sedimente* von Schadstoffen zu entlasten.

Ziele werden mit Blick auf bestimmte Schutzgüter formuliert. Die Belastung von Gewässern mit schädlichen Stoffen kann langfristig die Schutzgüter

aquatische Lebensgemeinschaft, Fischerei, Boden und Trinkwasser

gefährden. Während sich das Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaft auf die Organismengemeinschaft der Oberflächengewässer bezieht (*Ökotoxikologie*), ist das gemeinsame Motiv für die Schutzgüter Fischerei, Boden und Trinkwasser der Schutz der menschlichen Gesundheit vor Beeinträchtigungen (*Umwelttoxikologie*).

Die Ökotoxikologie befaßt sich mit der Wirkung von Stoffen in Ökosystemen, d.h. mit den Effekten chemischer Substanzen auf Organismen und Ökosysteme, soweit daraus direkt oder indirekt Schäden entstehen. Aus dieser Definition wird deutlich, daß der Naturhaushalt selbst als wichtiges Schutzgut per se verstanden wird. Kenntnisse zum ökotoxischen Potential von Stoffen sind dann von entscheidender Bedeutung, wenn Konzentrationen bestimmter Stoffe in Umweltmedien (Wasser, Boden, Luft) mit dem Ziel bewertet werden sollen, Gefährdungen des Naturhaushaltes möglichst weitgehend auszuschließen.

Um die Bedeutung einer bestimmten Schadstoffbelastung zu bewerten, d.h. die Frage nach der Gefährdung bestimmter Schutzgüter zu beantworten, müssen Daten zur Ökotoxizität des Stoffes herangezogen werden. Durch den Vergleich der gefundenen Belastung mit der ökotoxischen Konzentration läßt sich dann prinzipiell abschätzen, ob eine Gefährdung der Organismen des betrachteten Ökosystems wahrscheinlich ist oder nicht.

Es soll ausdrücklich darauf hingewiesen werden, daß zwischen akuten und chronischen Schädwirkungen auf Lebewesen (einschließlich des Menschen) zu unterscheiden ist:

Von zentraler Bedeutung sind in der Ökotoxikologie die von Chemikalien bei langfristiger Einwirkung (chronischer Exposition) auf Organismen erzeugten Schädigungen, die oft bereits bei sehr geringen Stoffkonzentrationen beobachtet werden.

Dazu gehören beispielsweise Effekte wie die Veränderung der Artzusammensetzung eines Ökosystems oder die Verringerung der Zahl der Nachkommen und damit der Alterszusammensetzung einer Art.

Zur Abschätzung des ökotoxischen Schädigungspotentials von Chemikalien werden überwiegend Laborprüfungen an einzelnen ausgewählten Arten durchgeführt, da bis heute nur auf diesem Weg eindeutig stoff- und konzentrationsabhängige Reaktionen und Wirkungen nachgewiesen werden können. Bewertungen der Schadstoffkonzentration in Umweltmedien haben dieses zu berücksichtigen, auch wenn Wirkketten und komplexe Zusammenhänge in Ökosystemen damit nur sehr unvollkommen abgebildet werden können.

Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist die Kriterienfindung zur Abwehr von Gefährdungen und Schäden bei chronischer Einwirkung. Toxische Einwirkungen sind derart abzuwenden, daß

- auch langfristig keine Schädigung der Wasserorganismen erfolgt,
- eine Verbringung von Sedimentmaterial auch langfristig nicht zu einer Beeinträchtigung anderer Schutzgüter (Grundwasser, Boden und Bodenorganismen) führt und
- eine kontinuierliche Nutzung des Gewässers durch den Menschen (Trinkwassergewinnung, Fischerei) nicht mit gesundheitlichen Gefährdungen verbunden ist.

Konzentrationen, welche zu akuten (d.h. nach einmaliger oder kurzzeitiger Exposition auftretenden) Schädigungen von Organismen führen, sind in Größenordnungen zu erwarten, die deutlich höher liegen. Wie gezeigt wird, lassen die vorliegenden Ergebnisse in einigen Fällen Handlungsbedarf hinsichtlich eines Schutzes vor Schädwirkungen nach Langzeiteinwirkung erkennen, zeigen jedoch keine *akuten* Gefährdungen auf.

4.2.1 Sedimentbelastung - Spiegel der Schadstoffe im Gewässer

Bei der ökotoxikologischen Bewertung der Belastung der Sedimente mit hochtoxischen und langlebigen Umweltchemikalien muß berücksichtigt werden, daß sich die Stoffe zwischen der Wassersäule und dem Sediment verteilen. In der nachfolgenden Abbildung (Abbildung 5) wird dieses durch die gegenläufigen Pfeile zwischen den beiden Phasen dargestellt.

Dabei richtet sich der Anteil des Stoffes, der sich in der jeweiligen Phase befindet, in erster Näherung nach seiner Fettlöslichkeit. So reichert sich ein lipophiler (fettlöslicher) Stoff vorwiegend auf der Oberfläche von Schwebstoffen und gelösten Mikropartikeln an, während sich ein wasserlöslicher Stoff hauptsächlich in der Wasserphase befindet. Zwischen beiden Phasen bildet sich für jeden Stoff ein charakteristisches, dynamisches Verteilungsgleichgewicht aus, d.h., daß zwischen der Sedimentoberfläche und der Wasserphase ein Austausch stattfindet.

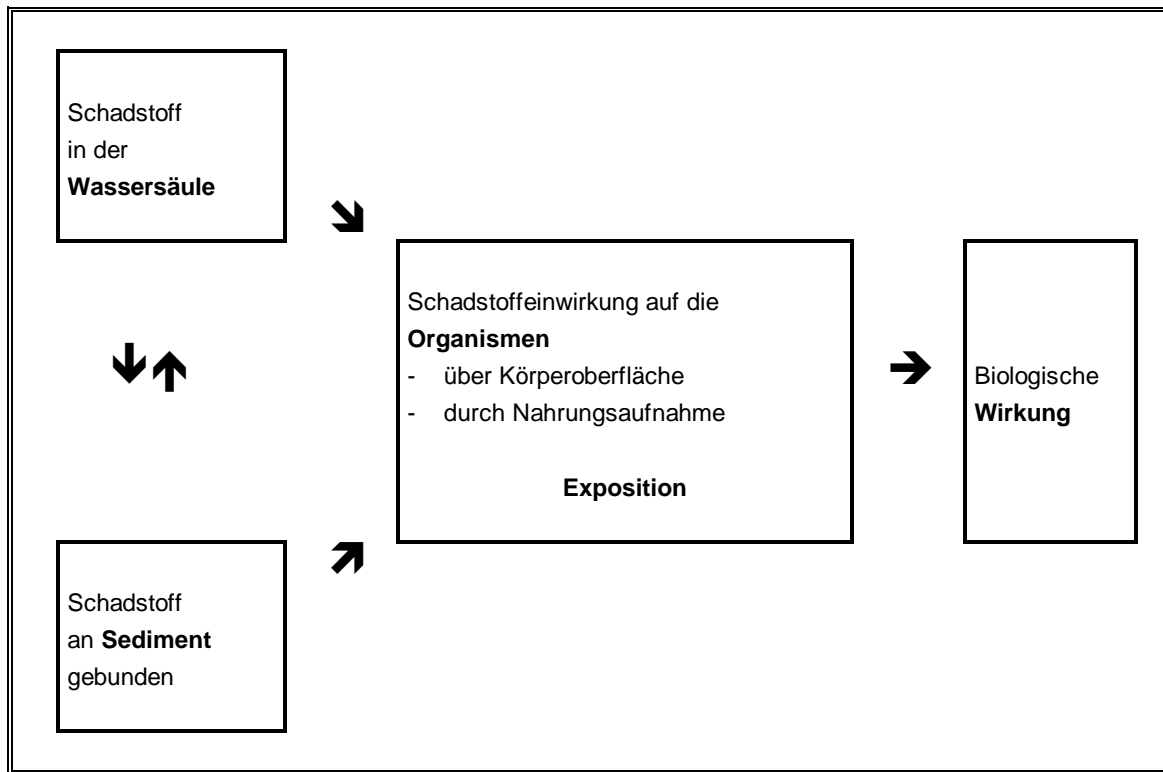


Abbildung 5: Schadstoffverteilung im Gewässer, Schadstoffaufnahme in Organismen und Wirkung

Die aquatische Lebensgemeinschaft (Organismengemeinschaft der Oberflächengewässer) umfaßt Organismen der Wassersäule und des Sedimentes. Daher wirken sowohl die Schadstoffe der Wassersäule wie des Sedimentes auf die Organismengemeinschaft ein. Als Hauptaufnahmewege für den Eintritt der Schadstoffe in die Organismen kommen einerseits die Körperoberfläche und andererseits die Nahrungsaufnahme in Frage.

4.3 Vorgehensweise zur Ableitung von Orientierungswerten für Sedimente

4.3.1 Sedimente im Gewässer

Um die Frage nach der Bedeutung einer chemisch-analytisch ermittelten Sedimentbelastung für die *Organismengemeinschaft der Oberflächengewässer* beantworten zu können, wurden Daten zur Ökotoxizität der entsprechenden Stoffe recherchiert. Es wird somit von der Seite der biologischen Wirkung ausgegangen (vgl. Abbildung 5).

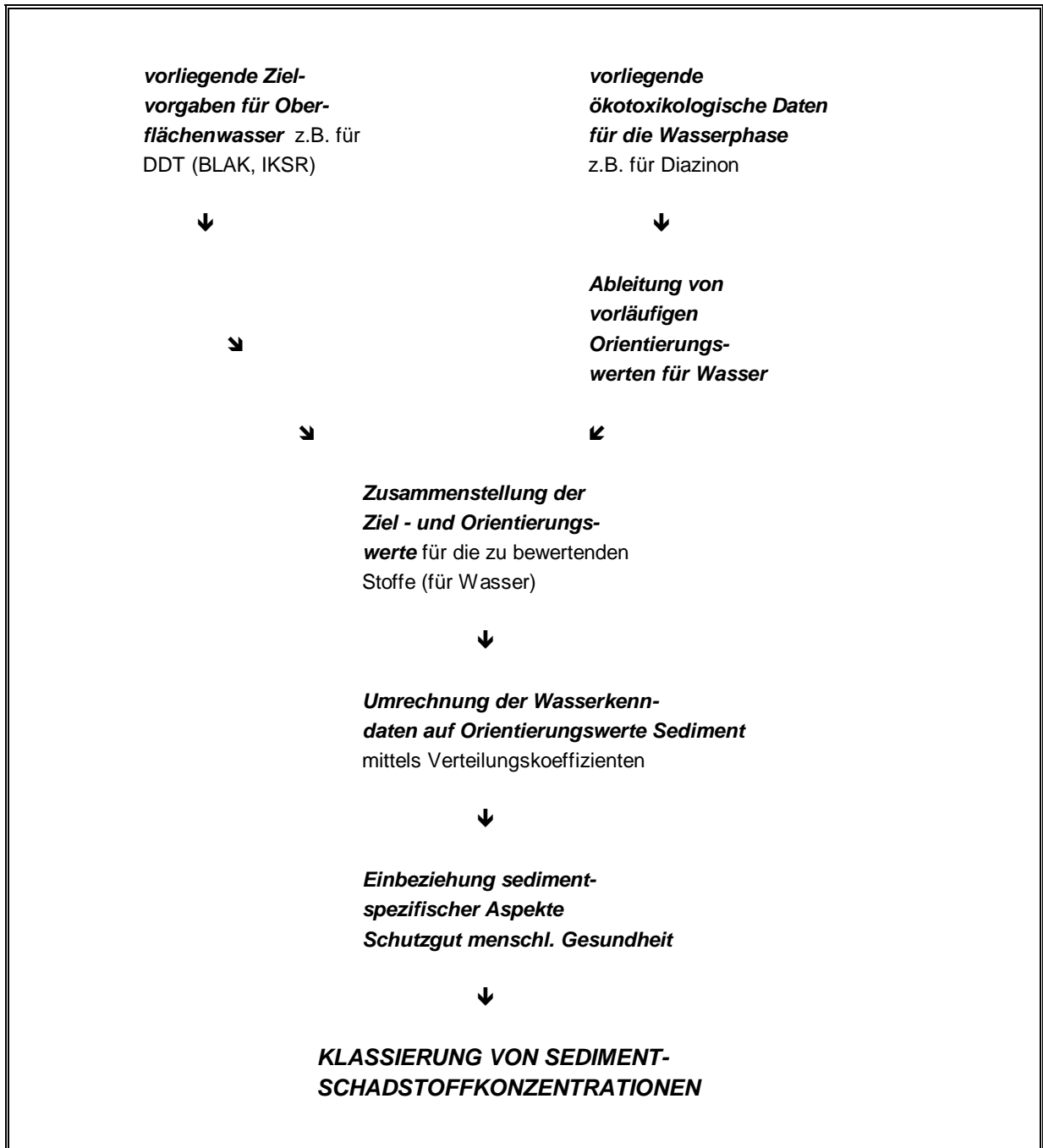


Abbildung 6: Ablaufschema für die Sedimentschadstoffbewertung

Legende: **BLAK** Bund/Länderarbeitskreis "Qualitätsziele"
IKSR Internationale Kommission Länder-zum Schutz des Rheins

Dabei sind Ergebnisse aus Laboruntersuchungen zu berücksichtigen, welche diejenige Konzentration eines Stoffes ermitteln, bei der die Testorganismen *keine* Schädigungen zeigen (Konzentration ohne beobachtbaren Effekt bzw. No Observed Effect Concentration [NOEC]).

Da verschiedene Organismen unterschiedlich empfindlich gegenüber einer Chemikalie sein können, sind mehrere Organismen zu berücksichtigen. Die Konzentration ohne Effekt für den empfindlichsten untersuchten Organismus ist dann entscheidend für die Ableitung der Umweltkonzentration einer Chemikalie, bei der ökotoxische Wirkungen nicht zu erwarten sind. Diese Daten wurden für die vorliegende Studie aus internationalen Datenbanken zusammengetragen (vgl. Abbildung 6: vorliegende ökotoxikologische Daten für die Wasserphase).

Aufgrund des Unterschiedes zwischen den Bedingungen des Biotestes im Labor und den Verhältnissen natürlicher Gewässer wird die gefundene Konzentration ohne beobachtbaren Effekt der empfindlichsten untersuchten Art mit dem Faktor 0,1 multipliziert (Sicherheitsfaktor). Dieses allgemein anerkannte Verfahren geht davon aus, daß 1/10 der für die empfindlichste Art nicht mehr toxischen Konzentration *einer Chemikalie* auch für natürliche Ökosysteme keine ökotoxischen Wirkungen erwarten läßt. Diese Konzentration entspricht der *Zielvorgabe für Oberflächengewässer* dieses Stoffes.

$$\text{NOEC}_{\text{empfindlichste Spezies}} \times 0,1 = \text{Zielvorgabe}$$

Derart abgeleitete Zielvorgaben für die Wasserphase lagen für einige Stoffe, die in Bremer Gewässersedimenten gefunden werden, bereits vor. Da die Ableitung von Zielvorgaben nationalen Behördenarbeitskreisen vorbehalten ist, wurden auf die gleiche Weise für weitere Stoffe von den Autoren sogenannte *Orientierungswerte* ermittelt (vgl. Abbildung 6). Für eine Einschätzung der ökotoxikologischen Bedeutung der in Gewässern üblicherweise beobachteten gleichzeitigen Belastung mit einer *Vielzahl* von Umweltchemikalien fehlt dagegen z.Zt. das wissenschaftliche Instrumentarium. Dieses unterstreicht die Bedeutung der dargestellten Anwendung des Sicherheitsfaktors von 0,1.

Da sich diese Zielvorgaben und Orientierungswerte auf die Wasserphase beziehen, ist es notwendig, unter Berücksichtigung der Informationen zur Verteilung der Stoffe zwischen Wassersäule und Sediment eine Umrechnung der Wasserkennwerte auf Orientierungswerte für das Sediment vorzunehmen:

Bei einem Stoff X, von dem sich aufgrund seines Verteilungskoeffizienten ein Teil in der Wasserphase und 100 Teile im Sediment befinden, liegt bei einem Kennwert von 0,1 µg Stoff pro l (Orientierungswert für Stoff X) aufgrund des Verteilungsgleichgewichtes im Sediment die 100fache Konzentration, also 10 µg/kg, vor. Diese Konzentration muß z.Zt. aufgrund des Fehlens entsprechender eigenständiger Untersuchungen zur Sedimenttoxizität als für aquatische Ökosysteme nicht toxisch gelten. Dabei wird davon ausgegangen, daß in erster Näherung der in *gelöster* Form vorliegende Anteil für Schadstoffwirkungen verantwortlich ist.

Das *Schutzgut Fischerei* gefährden langlebige Schadstoffe im Gewässer, wenn sie sich in Fischen anreichern und auf dem Weg über die Nahrung die Gesundheit des Menschen gefährden. Hier werden die Höchstmengen bestimmter Schadstoffe, die in Fischen, die in den Verkehr gebracht werden, zulässig sind (Schadstoff-Höchstmengenverordnung), für die Bewertung der noch tolerierbaren Schadstoffbelastung zugrunde gelegt. Dieses bedeutet, daß die noch zulässige Schadstoffhöchstmenge dividiert durch den Anreicherungsfaktor die Schadstoffkonzentration im Gewässer ergibt, bei der eine Überschreitung der Höchstmenge nicht zu erwarten ist. Aus dem Anreicherungsfaktor läßt sich ablesen, wie stark sich bestimmte Stoffe i.d.R. in Fischen gegenüber der Wasserkonzentration anreichern.

Der Schutz des Menschen vor nicht hinnehmbaren Schadstoffrückständen wird bei der Einbeziehung sedimentspezifischer Aspekte im Hinblick auf das *Schutzgut menschliche Gesundheit* berücksichtigt (vgl. Abbildung 6).

4.3.2 Sedimentmaterial außerhalb der Gewässer

Grundsätzlich ist bei der Ableitung von Orientierungswerten für Sedimente zu unterscheiden, ob Sedimentmaterial im Gewässer *verbleibt*, d.h. langfristig Schadstoffe in die Wasserphase freigesetzt werden können (Schutzgüter aquatische Lebensgemeinschaft und Fischerei), oder ob Sedimentmaterial aus dem Gewässer *entfernt* wird und sich dann auch die Frage nach der Gefährdung weiterer Schutzgüter (z.B. Bodenqualität und Trinkwasser) durch die Schadstoffe stellt.

Aus diesem Grund werden bei der Bewertung auszubringenden Sedimentmaterials verstärkt auch Aspekte im Hinblick auf die Schutzgüter Boden und Trinkwasser und damit die menschliche Gesundheit einbezogen (Abbildung 6). Über die bisherigen Betrachtungen hinausgehend sind hier solche Stoffe zu berücksichtigen, die krebserzeugende Eigenschaften haben. Die Ausbringung von Sedimentaushub auf *Boden* darf nicht dazu führen, daß sich dessen Schadstoffbelastung erhöht (Verschlechterungsverbot). Besonders sensibel sind in dieser Hinsicht landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Flächen oder Kinderspielplätze (z.B. orale Aufnahme von Bodenmaterial durch Kinder [Hand-Mund-Kontakt]) zu bewerten.

Während die Mutagenität und Kanzerogenität von Stoffen nach derzeit üblichen Verfahren in der Bewertung der ökotoxischen Auswirkungen auf Gewässerorganismen nicht berücksichtigt werden, ist bei der Betrachtung des Schutzgutes *menschliche Gesundheit* eine Berücksichtigung unabdingbar. Dies wirkt sich insbesondere bei der Bewertung der kanzerogenen Stoffe (z.B. Benzo(a)pyren und PCB) aus.

Gleichermaßen muß ausgeschlossen werden, daß ausgebrachtes Sedimentmaterial Schadstoffe in den Boden freigibt, die die *Trinkwasserqualität* beeinträchtigen. Die hier anzulegenden Maßstäbe unterscheiden sich für krebserzeugende und nicht krebserzeugende Stoffe grundsätzlich. Während für letztere eine tolerierbare, nicht mehr giftige tägliche Aufnahmemenge (Schwellendosis) angenommen wird, kann bei krebserzeugenden Stoffen eine weitere Steigerung des aufgrund der allgemeinen Umweltbelastung bereits vorhandenen Risikos nicht hingenommen werden. Die vorgenommene Bewertung berücksichtigt dieses.

4.4 Belastungsklassen für Schadstoffe im Sediment

Die abgeleiteten Orientierungswerte werden nachfolgend in drei ökotoxikologisch begründete Belastungsklassen für Schadstoffe **im Sediment** (Tabelle 11) und einen unter Berücksichtigung humantoxikologischer Aspekte abgeleiteten Ausschlußwert für die Verbringung von *Sedimentaushub* (Tabelle 12) umgesetzt. Bei der Darstellung der ökotoxikologisch begründeten Belastungsklassen wird gesondert auf die in den jeweiligen Klassen zu erwartenden Konsequenzen für das Schutzgut Fischerei und Trinkwasser eingegangen.

Grundsätzlich muß angemerkt werden, daß die ökotoxikologische Datengrundlage für eine Reihe der im Gewässergütebericht bzw. im Rahmen des Jahres 1994 in den Sedimenten untersuchten Stoffen nicht ausreicht, um genügend abgesicherte Orientierungswerte abzuleiten. So muß für weitere, bisher nicht einzeln betrachtete Stoffe aus der Gruppe der SCKW, POV, OPP und PAK z.Zt. ersatzweise davon ausgegangen werden, daß ihre Ökotoxizität annähernd mit strukturell ähnlichen Stoffen ihrer Stoffklasse vergleichbar ist.

Pestizid:	Hexachlorbenzol γ-Hexachlorcyclohexan (Lindan) Dieldrin Endrin Aldrin Endosulfan DDT & Metabolite (in der BRD verboten) Chlorpyrifos Diazinon Parathion
Holzschutzmittel:	Hexachlorbenzol γ-Hexachlorcyclohexan (Lindan)
Weichmacher:	Hexachlorbenzol PCB Tributylphosphat Triphenylphosphat
Flammschutzmittel:	Hexachlorbenzol PCB Tributylphosphat Triphenylphosphat
Kühl-/Isolierflüssigkeit:	PCB
Nebenprodukt:	
Chlorchemie	Octachlorstyrol
Verbrennungsprozesse	PAK: Benzo(a)pyren Fluoranthren

Abbildung 7: Anwendungsbezogene Zuordnung der Hauptschadstoffe der Sedimente

Die einer Bewertung unterzogenen Hauptschadstoffe der Tabelle 11 und Tabelle 12 gehören aufgrund ihrer Anwendung nach Abbildung 7 zu bedeutenden Gruppen technischer Chemikalien. Bei der Mehrzahl der in Sedimenten z.T. in bedeutenden Konzentrationen gefundenen Stoffe handelt es sich um Pestizide, die sowohl in der landwirtschaftlichen Produktion wie z.T. gegen Vorratsschädlinge und Parasiten sowie im chemischen Holzschutz eingesetzt werden. Eine weitere wichtige Gruppe von in den Sedimenten bremischer Oberflächengewässer anzutreffenden Umweltchemikalien gehört zu den Weichmachern und Flammschutzmitteln. Aber auch Nebenprodukte industrieller Produktionsprozesse wie das Octachlorstyrol und überwiegend auf technische Verbrennungsprozesse zurückgehende Stoffe wie die polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe sind bedeutende organische Kontaminanten der Sedimente bremischer Oberflächengewässer.

Belastungsklasse 1

Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaft

In Tabelle 11 sind die Belastungsklassen für Schadstoffe im Sediment der Oberflächengewässer zusammengestellt, wie sie sich aus den Schutzgutbetrachtungen für die aquatische Lebensgemeinschaft und die Fischerei ergeben. Für die überwiegende Zahl der Stoffe im Sediment der Gewässer ist die aquatische Lebensgemeinschaft das empfindlichste Schutzgut.

Nur die Pestizide Hexachlorbenzol und DDT sowie das Nebenprodukt der Chlorchemie Octachlorstyrol werden im Hinblick auf das Schutzgut Fischerei und damit die menschliche Gesundheit schärfer bewertet als im Hinblick auf die aquatische Lebensgemeinschaft. Für die sich in Fischen hoch anreichernden Pestizide Hexachlorbenzol und DDT sind die Orientierungswerte für das Schutzgut Fischerei um weniger als den Faktor 10 kleiner als für die aquatische Lebensgemeinschaft. Octachlorstyrol dagegen reichert sich sehr stark in Fischen an und muß daher im Hinblick auf dieses Schutzgut deutlich schärfer bewertet werden.

Dabei entspricht die Belastungsklasse 1 den Orientierungswerten für die Sedimente *in Gewässern*, also einer *Einzelschadstoffbelastung*, die auch langfristig nach derzeitigem Stand der Wissenschaft ökotoxische Schädwirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft nicht erwarten läßt (vgl. Abschnitt 4.2) beziehungsweise über das Schutzgut Fischerei keine Gefährdung der menschlichen Gesundheit befürchten läßt (Tabelle 13).

Die Orientierungswerte für Sedimente in der Belastungsklasse 1 unterscheiden sich innerhalb der Stoffklassen SCKW, POV, OPP und PAK z.T. beträchtlich. Beispielsweise findet sich bei der Gruppe der SCKW zwischen den Endosulfanen und dem Hexachlorbenzol eine Spanne von 0,1 bis 40 µg/kg Trockensubstanz. Dieses bedeutet, daß etwa die 400fache Menge Hexachlorbenzol im Vergleich zu den Endosulfanen als ökotoxikologisch unbedenklich zu gelten hat.

Bei allerdings relativ einheitlichen Orientierungswerten und Zielvorgaben für die Stoffklasse der SCKW in der *Wasserphase* von 0,001 bis 0,07 µg/l, ergibt sich die dargestellte Spanne von 1 : 400 hauptsächlich aus der etwa 1000fachen Tendenz des Hexachlorbenzols, sich an Schwebstoffe und Sedimente anzulagern. Wie bereits oben dargestellt, sind an derartigen Oberflächen angelagerte und damit quasi festgelegte Schadstoffe für die Organismen der Wasserphase nur in sehr begrenztem Maße verfügbar.

		Ökotoxikologische Schädwirkungen im Gewässer		
		nicht zu erwarten "virtual safe" <i>Klasse 1</i>	möglich <i>Klasse 2</i>	zu erwarten <i>Klasse 3</i>
Stoffgruppe	Stoff	Sedimentkonzentration (µg/kg TS)		
SCKW	Hexachlorbenzol	< 40	40 - 400	> 400
	Octachlorstyrol	< 20	20 - 200	> 200
	Lindan (γ-HCH)	< 0,5	0,5 - 5	> 5
	Dieldrin	< 1	1 - 10	> 10
	Endrin	< 7	7 - 70	> 70
	Aldrin	< 4	4 - 40	> 40
	Endosulfane	< 0,1	0,1 - 1	> 1
	DDT & Metabolite	< 10	10 - 100	>100
	PCB - Kongenere	< 30	30 - 300	> 300
POV	Tributylphosphat	< 200	200 - 2000	> 2000
	Triphenylphosphat	< 110	110 - 1100	> 1100
OPP	Chlorpyrifos	< 2	2 - 20	> 20
	Diazinon	< 0,07	0,07 - 0,7	> 0,7
	Parathion-Ethyl	< 0,3	0,3 - 3	> 3
PAK	Benzo(a)pyren	< 180	180 - 1800	> 1800
	Fluoranthren	< 250	250 - 2500	> 2500

Tabelle 11: Ökotoxikologisch begründete Belastungsklassen für Schadstoffe im Sediment

Legende: **SCKW:** schwerflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe
POV: Phosphororganische Verbindungen
OPP: Organophosphorpestizide
PAK: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

Vereinfacht gesagt können Schadstoffe die Organismen der Wasserphase nur erreichen und damit schädigen, wenn sie in der Wasserphase gelöst vorliegen. Daher muß nach heutigem Wissen davon ausgegangen werden, daß die in Klasse 1 genannten Hexachlorbenzolgehalte die aquatischen Lebensgemeinschaften nicht gefährden.

Es muß an dieser Stelle jedoch nochmals betont werden, daß z.Zt. eine Aussage zur Frage der Gefährdung der sedimentbewohnenden Organismen durch solche "gebundenen" Schadstoffe *kaum* möglich ist. Vielmehr fehlen in der Literatur ökotoxikologische Daten zum Einfluß von Sedimentschadstoffen auf diese Organismengruppe nahezu vollständig. Hier sollen verschiedene aktuelle, u.a. durch das Umweltbundesamt angeregte Forschungsvorhaben klärend wirken.

Die Schadstoffbelastung der Belastungsklasse 1 (vgl. Tabelle 11) muß daher nach heutigem Kenntnisstand als *nicht toxisch für die aquatische Lebensgemeinschaft* gelten, auch wenn dieses keineswegs identisch mit "unbelastet" ist. Bei dieser Belastung ist eine unzulässige Anreicherung von Schadstoffen in Fischen nicht zu erwarten.

Schutzgut Trinkwasser

Grundsätzlich bedingt ein hoch belastetes Sediment auch eine nachhaltige Belastung des freien Wassers. Darüber hinaus können aus einem belasteten Sediment über lange Zeiträume Schadstoffe in die Wasserphase abgegeben werden (Schadstoffreservoir). Unabhängig von der konkreten derzeitigen Nutzung eines Gewässers ist hinsichtlich seiner Qualität zu fordern, daß keine Stoffe eingebracht werden oder im Wasser enthalten sind, welche

- eine Nutzung des Wassers als Trinkwasser unmöglich machen oder
- bei Nutzung als Trinkwasser gesundheitliche Schäden befürchten lassen.

Die durchgeführten Berechnungen berücksichtigen die Richt- und Orientierungswerte für Trinkwasser und Oberflächengewässer sowie die von der Weltgesundheitsorganisation festgelegten täglichen Aufnahmemengen, unterhalb derer eine langfristige oder über die gesamte Lebensspanne erfolgende Aufnahme eines Schadstoffes ohne nachteilige Wirkung bleiben soll. Für krebserregende Stoffe kann eine unbedenkliche Konzentration nicht angegeben werden. Für diese Stoffe wurde eine Risikobetrachtung durchgeführt, die das Risiko durch die Aufnahme des betrachteten Schadstoffes im Vergleich zur Hintergrundbelastung bzw. zu durchschnittlichen Risikopotentialen betrachtet, denen der Mensch durch Ernährung und Atmung ausgesetzt ist. Die Bewertung erfolgte nach der Maßgabe, daß eine deutliche Erhöhung des bereits vorhandenen Krebsrisikos durch Sedimentschadstoffe über die relevanten Aufnahmepfade nicht hingenommen werden kann.

Bei der Betrachtung der Richt- und Grenzwerte für die Schadstoffe aus Tabelle 11 ergibt sich, daß die über das Trinkwasser begründeten Anforderungen schwächer sind als die Orientierungswerte, die sich im Hinblick auf den Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaft der Oberflächengewässer ergeben.

Belastungsklasse 2

Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaft

Bei Sedimenten mit Schadstoffgehalten der Belastungsklasse 2 werden ökotoxikologische Wirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft dagegen möglich, da eine derartige Belastung bereits der gerade nicht mehr im Laborbiotest toxischen Konzentration entspricht (Tabelle 13). Die Belastungsklasse 2 umfaßt somit den durch die Einführung des Sicherheitsfaktors entstandenen Konzentrationsbereich zwischen dem Orientierungswert und der Wirkungsschwelle des Laborbiotestes (vgl. Abschnitt 4.2). Der Sicherheitsfaktor wird jedoch aufgrund einer Reihe von grundsätzlichen Überlegungen sowie zunehmend experimenteller Erfahrung als notwendig erachtet.

Die folgenden Beispiele sollen dieses veranschaulichen:

- So sind die Organismen der Wasserphase über ihren gesamten Lebenszyklus diesen Belastungen ausgesetzt. Darüber hinaus sind natürliche Gewässer über lange Zeiträume belastet, so daß die Organismen der aquatischen Lebensgemeinschaft über viele Generationen den Schadstoffen ausgesetzt sind. Eine Verlängerung der Einwirkungszeit von Schadstoffen auf Organismen führt jedoch grundsätzlich dazu, daß Schädigungen tendenziell bereits bei geringeren Konzentrationen auftreten können.
- Da außerdem in natürlichen Gewässern mit Schwankungen der Schadstofffracht aufgrund räumlich und zeitlich unterschiedlicher Schadstoffeinleitung, Niederschlagsereignissen, die Schadstoffe in Gewässer schwimmen, und jahreszeitlich bedingt unterschiedlicher Wasserführung gerechnet werden muß, kann bei mittleren Konzentrationen an der Wirkschwelle des Laborbiotestes eine ökotoxikologische Wirkung nicht sicher ausgeschlossen werden.

Es kann damit gerechnet werden, daß Fische in Gewässern mit Sedimenten der *Belastungsklasse 2* unter ungünstigen Bedingungen bereits nicht mehr zulässige Schadstoffbelastungen anreichern. Dieses betrifft insbesondere Hexachlorbenzol, Octachlorstyrol und DDT.

Es kann somit aus einer Reihe von Gründen nicht mit genügender Sicherheit ausgeschlossen werden, daß bereits von Sedimenten der Belastungsklasse 2 ökotoxikologische Gefährdungen ausgehen.

Schutzgut Trinkwasser

Das Erreichen einer Wasserbelastung, wie sie für Sedimente der Belastungsklasse 2 (10faches des Orientierungswertes) charakteristisch ist, läßt eine Überschreitung der Richt- und Grenzwerte für Trinkwasser nicht erwarten (Ausnahme Fluoranthen). Im Hinblick auf die langfristig unbedenkliche Aufnahmemenge der Schadstoffe ergibt sich unter Rahmenbedingungen, die u.a. die durchschnittliche tägliche Trinkwassermenge berücksichtigen, daß selbst bei dem 10fachen des Orientierungswertes (Belastungsklasse 2) in keinem Fall eine Belastung oberhalb von 10% der Gesamtbelastung über Nahrung und Atmung erreicht wird. Dieses gilt gleichermaßen im Fall der Risikobetrachtung für krebserregende Stoffe.

Belastungsklasse 3

Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaft

Für Sedimente der Belastungsklasse 3 muß dagegen davon ausgegangen werden, daß die Schadstoffbelastungen in einem Bereich liegen, der *bei langfristiger Einwirkung auf die aquatische Lebensgemeinschaft Schadwirkungen wahrscheinlich* erscheinen läßt, so daß beispielsweise Veränderungen im Artenspektrum der aquatischen Ökosysteme bewirkt werden können (Tabelle 13).

Für alle untersuchten Stoffe muß außerdem damit gerechnet werden, daß Fische solchermaßen belasteter Gewässerabschnitte nicht mehr zulässige Schadstoffgehalte anreichern.

Schutzgut Trinkwasser

Bei Wasser aus Gewässerabschnitten mit Sedimenten der Belastungsklasse 3 ist gleichermaßen damit zu rechnen, daß die Richt- und Orientierungswerte für Trinkwasser sowie die Qualitätsanforderungen für Oberflächengewässer bei einer Reihe von Stoffen nicht mehr oder nur noch knapp eingehalten werden können. Eine Einzelfallbetrachtung erscheint daher nicht sinnvoll. Vielmehr ist grundsätzlich davon auszugehen, daß das Wasser in Gewässerabschnitten mit derart belasteten Sedimenten für die Trinkwassergewinnung ohne aufwendige Aufbereitung nicht geeignet ist.

Fazit:

Mit den in Tabelle 11 genannten Werten liegen nun für ein umfangreiches Spektrum wichtiger Umweltschadstoffe *Orientierungswerte für Sedimente in Gewässern* vor. Bis heute wurde in der BRD nur für Hexachlorbenzol vom Bund-Länder-Arbeitskreis Qualitätsziele eine Zielvorgabe für Sedimente und Schwebstoffe vorgelegt, die hier berücksichtigt wurde. Darüber hinaus werden hier erstmalig Vorschläge für auf Orientierungswerten basierende Belastungsklassen vorgelegt.

In einem weiteren Schritt wurden aus den dargestellten Belastungsklassen Handlungsempfehlungen für die konkrete Einstufung von Gewässersedimenten und den Umgang mit diesen abgeleitet. Dieses kann bei entsprechend hoher Belastung dazu führen, daß eine Sanierung durch Aushub der Sedimente zu erwägen und stoffbezogen auf sich daraus ergebende Gefährdungen zu bewerten ist.

4.5 Schutzgutbezogene Bewertung bei Verbringung von Sedimentaushub

Der für hochbelastete Sedimente zu erwägende Aushub als kurzfristig realisierbare Sanierungsmaßnahme darf nicht zu einer Beeinträchtigung oder Gefährdung von anderen Schutzgütern führen.

Die Ausbringung von Sedimentaushub auf Böden kann durch den Eintrag langlebiger Stoffe zu einer langfristigen Schädigung des Bodens und bei entsprechender Nutzung zu Gefährdungen der menschlichen Gesundheit führen, deren Vermeidung Nutzungsbeschränkungen zur Folge hätte. Hier wurden auch die besonders sensiblen Nutzungen (wie Kinderspielplätze etc.) berücksichtigt. Für krebserregende Stoffe wurde, wie bereits im vorherigen Kapitel für das Schutzgut Trinkwasser dargestellt, eine Risikobetrachtung durchgeführt.

		Bewertung bei Entfernung aus dem Gewässer: empfohlener Ausschlußwert für das Verbringen von Sedimentaushub
Stoffgruppe	Stoff	(µg/kg TS)
SCKW	Hexachlorbenzol	> 400
	Octachlorstyrol	> 200
	Lindan (γ-HCH)	> 5
	Dieldrin	Summe: Aldrin + Dieldrin + Endrin: > 40
	Endrin	
	Aldrin	
	Endosulfane	> 1
	DDT & Metabolite	> 100
	PCB - Kongenere	> 200 (*)
POV	Tributylphosphat	> 2000
	Triphenylphosphat	> 1100
OPP	Chlorpyrifos	> 20
	Diazinon	> 0,7
	Parathion-Ethyl	> 3
PAK	Benzo(a)pyren	a: > 500 (*) b: > 1000 (*)
	Fluoranthren	> 2500

Tabelle 12: Umwelttoxikologisch begründeter Ausschlußwert für die Verbringung von belastetem Sedimentaushub

Legende: **SCKW:** schwerflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe
POV: Phosphororganische Verbindungen
OPP: Organophosphorpestizide
PAK: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

(*) Schärfere Bewertung im Vergleich zu Klasse 3 aufgrund der krebserzeugenden Eigenschaften der Stoffe!
a: Wert gilt für sensible Nutzungen, d.h. in Fällen wo direkte Aufnahme über Hand-Mund-Kontakt möglich ist!
b: Wert für andere Nutzungen

Es muß betont werden, daß generell eine Verschlechterung der Bodenqualität durch Aufbringung von Sedimentmaterial nicht hinnehmbar ist. Das bedeutet, daß bei Belastung des Sedimentes mit Stoffen, die potentiell die menschliche Gesundheit gefährden, die Hintergrundkonzentration des Bodens als Maßstab der tolerierbaren Gesamtbelastung zu gelten hat.

Von zentraler Bedeutung für diesen Aspekt sind die Schadstoffgruppen der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) und der PCB, die einerseits in hohen Konzentrationen in Sedimenten des Bremer Raumes auftreten und andererseits Vertreter mit nachgewiesener krebserregender Eigenschaft enthalten.

PAK

Die Gruppe der PAK enthält Stoffe mit sehr unterschiedlichen chemischen und toxikologischen Eigenschaften. Daher erfolgt die Bewertung anhand von zwei Leitsubstanzen, wovon nur eine - das Benzo(a)pyren - als krebserregend eingestuft wird. Aus toxikologischer Sicht ist bei sensibler Nutzung und Aufbringung auf gering belastete Böden die Unterschreitung einer Konzentration von 0,5 mg/kg Trockensubstanz anzustreben (vgl. a-Wert Benzo(a)pyren in Tabelle 12). Eine Überschreitung der unter dem Punkt b für Benzo(a)pyren in Tabelle 12 genannten Konzentration sollte dagegen in jedem Fall eine Ausbringung von Sediment ausschließen.

PCB

Ähnlich wie im Fall der PAK ist bei der Stoffgruppe der PCB die Hintergrundbelastung des Menschen über die Nahrung und die Atmung bereits sehr hoch. Im Sinne einer Risikobegrenzung wurde ein entsprechender Ausschlußwert von 200 µg/kg vorgeschlagen (Tabelle 12), der auch bei sensiblen Nutzungen wie Kinderspielplätze oder Gartengelände keine Beeinträchtigung erwarten läßt.

Bewertung der einzelnen Klassen

Die Bewertung der ökotoxikologisch begründeten Belastungsklassen für die Schadwirkung *im* Gewässer sowie der empfohlenen Ausschlußwerte für die *Verbringung von Sedimentaushub* ist in Tabelle 13 und Tabelle 14 zur Übersicht zusammengestellt. Nachfolgend werden aus diesen Belastungsklassen Handlungsempfehlungen für den Umgang mit entsprechend belastetem Sedimentmaterial abgeleitet.

Ökotoxikologische Schädwirkung im Gewässer

Belastungsklasse 1: "Ökotoxikologische Wirkungen sind nicht zu erwarten"

Die Stoffkonzentrationen im Sediment sind nach derzeit verfügbaren Informationen *weder toxisch für die aquatische Lebensgemeinschaft, noch ergeben sich aus den Betrachtungen zum Schutzgut Fischerei oder Trinkwassergewinnung Bedenken.*

Es wird darauf hingewiesen, daß dies nicht identisch ist mit "unbelastet". Bei einigen Stoffen liegt auch in dieser Belastungsklasse eine eindeutige anthropogen bedingte Belastung vor, die nach derzeitigem Kenntnisstand jedoch keine erkennbaren ökotoxikologischen Auswirkungen zeigt.

Belastungsklasse 2: "Ökotoxikologische Wirkungen sind möglich"

Die Stoffkonzentrationen im Sediment sind in einem Bereich, *welcher ökotoxikologische Wirkungen insbesondere bei empfindlichen Organismen bei langfristiger Einwirkung als möglich erscheinen läßt.* Für die Trinkwassergewinnung ergeben sich (abgesehen von Fluoranthren) bei den genannten Werten keine Konsequenzen, welche Einschränkungen notwendig machen. Hinsichtlich der Bioakkumulation in Fischen kann nicht ausgeschlossen werden, daß die zulässigen Höchstmengen in Fischen bei längerer Exposition überschritten werden. Dies betrifft insbesondere HCB, Octachlorstyrol und DDT.

Belastungsklasse 3: "Ökotoxikologische Schädwirkung zu erwarten"

Die Stoffkonzentrationen sind in einem Bereich, *der bei langfristiger Einwirkung auf aquatische Organismen Schädwirkungen wahrscheinlich* erscheinen läßt, d.h., daß z.B. Veränderungen im Artenspektrum bewirkt werden können. Darüber hinaus sind Auswirkungen auf die Schutzgüter Trinkwasser und Fischerei zu erwarten, welche mit den dort geltenden Qualitätszielen kollidieren können.

Tabelle 13: Bedeutung der ökotoxikologischen Sedimentbelastungsklassen 1 bis 3

Umwelttoxikologische Bewertung von Sedimentaushub

"Empfohlener Ausschlußwert für die Verbringung von Sedimentaushub"

Die Festlegung eines Ausschlußwertes für die Verbringung von Sedimentmaterial berücksichtigt über Belastungsklasse 3 hinausgehend auch kanzerogene Wirkungen von Stoffen. Sie ist immer dann relevant, wenn Sedimentmaterial auf Flächen ausgebracht wird, auf welchen eine humantoxikologisch relevante Nutzung möglich ist (Gartenbau, Landwirtschaft, für spielende Kinder zugänglich etc.).

Werden die empfohlenen Ausschlußwerte überschritten, ist bei sensibler Nutzung und langzeitiger Einwirkung eine statistische Erhöhung des Krebsrisikos möglich. Eine ungeordnete Verbringung oder Verwirbelung des Sediments sollte ausgeschlossen sein.

Tabelle 14: Die Bedeutung des Ausschlußwertes

4.6 Handlungsempfehlungen

Die Handlungsempfehlungen orientieren sich, wie bereits in Tabelle 13 und Tabelle 14 dargestellt, an den zur Bewertung von Schadstoffen in Gewässersedimenten erarbeiteten drei Belastungsklassen sowie den für Sedimentaushub empfohlenen Ausschlußwerten.

Belastungsklasse 1: Liegen sämtliche Stoffe in Belastungsklasse 1, liegt kein ökotoxikologisch hieraus zu begründender Handlungsbedarf vor. Auch eine Gefährdung der Schutzgüter Fischerei und Trinkwasser ist nicht gegeben.

Belastungsklasse 2: Überschreitet eine Substanz die obere Grenze von Belastungsklasse 1, wird empfohlen, mögliche Eintragspfade, d.h. Quellen, zu betrachten und ggf. auf eine Minimierung der Einträge hinzuwirken. Der Gefahr unzulässiger Anreicherungen in Fischen sollte Rechnung getragen werden.

Belastungsklasse 3: Belastungsklasse 3 ist erreicht, wenn ein Stoff deutlich oberhalb des genannten Wertes liegt (d.h. bei einer Überschreitung von > 30 %) oder zwei Stoffe diesen Wert erreichen.

Weiterhin ist festzustellen, ob sensible Nutzungen vorliegen. Ist dies der Fall, sind Maßnahmen zur Sicherung oder Sanierung notwendig. Ist dies nicht der Fall, ist im Einzelfall zu entscheiden, in welchem Umfang die aquatische Lebensgemeinschaft durch Auswaschungen, Aufwirbelungen oder sonstige Austräge von Schadstoffen aus dem Sediment geschädigt wird, die ggf. durch geeignete Maßnahmen unterbunden werden sollten.

Eine Präzisierung der Aussage über die toxischen Wirkungen auf Sedimentorganismen kann über entsprechende Labor-Modellsysteme erfolgen. *Bei vorgesehenem Aushub oder Verbringung der Sedimente siehe empfohlene Ausschlußwerte für die Verbringung von Sedimentaushub.*

Schadstoffgehalte der Belastungsklasse 3 stellen insgesamt eine ernstzunehmende Belastung dar und weisen auf dauerhafte Einträge oder auf Einleiter mit punktuell sehr hohen Konzentrationen hin. Hier ergibt sich die Notwendigkeit einer Quellensuche.

Ausschlußwerte für die Verbringung von Sedimentaushub:

Diese werden für den Fall vorgeschlagen, daß ein Aushub von Sedimentmaterial erfolgen soll und eine Substanz die genannten Werte um 30 % überschreitet, oder wenn mehr als eine Substanz die vorgeschlagenen Werte erreicht.

Bei Aushub sollte eine geordnete Verbringung (z.B. Deponie oder anderweitig gesichertes Areal) erfolgen. Eine anderweitige Sedimentausbringung ist nur dann möglich, wenn sichergestellt wird, daß

- a) bei Ausbringung in freiem Gelände keine Verschlechterung des dortigen Bodens oder Gewässers hervorgerufen wird und
- b) aufgrund dieser oder anderweitiger Vorgaben eine sensible Nutzung wie beispielsweise als Kinderspielplatz auch langfristig nicht möglich ist und
- c) sekundäre Austräge in Areale höherer Qualität ausgeschlossen werden können.

Insbesondere sollte vermieden werden, Sedimentaushub auf den Böschungen oder in der unmittelbaren Nähe zum Gewässer zu belassen oder in benachbarten Gärten auszubringen (Aspekte Hand-Mund-Kontakt, Langlebigkeit und Remobilisierung).

Ist zu befürchten, daß belastetes Sediment auf benachbartes Gelände (z.B. durch Überschwemmung) gelangen kann, ist im Einzelfall abzuwägen, ob Schutzmaßnahmen oder ggf. Sanierungsmaßnahmen erforderlich sind.

Im Gegensatz zu der ökotoxikologisch begründeten Klassifizierung in die Belastungsklassen 1 bis 3 berücksichtigten die Ausschlußwerte auch humantoxikologische Aspekte wie Kanzerogenität als Bewertungsmaßstab. Bei Unterschreitung dieser Grenzwerte ist davon auszugehen, daß bei den üblichen anzunehmenden Einwirkungspfaden auch bei langzeitiger Einwirkung keine sichtbaren nachteiligen toxischen Wirkungen zu befürchten sind. Dennoch sollte insbesondere bei kanzerogenen Stoffen das Minimierungsgebot beachtet werden.

Akute Toxizität

Bei den in bremischen Gewässern festgestellten Sedimentbelastungen werden in keinem Fall Konzentrationen erreicht, welche eine akut toxische Wirkung befürchten lassen. D.h., Sicherungsmaßnahmen sind im Hinblick auf Verbringung und langfristige Exposition sowie unter Aspekten des Boden- und Grundwasserschutzes anzuraten, nicht jedoch aus akuter Gefährdung von damit in Kontakt kommenden Personen.

4.7 Bewertung der Belastungssituation bremischer Gewässersedimente

Die Belastungssituation der Sedimente bremischer Oberflächengewässer wird nachfolgend unter Zugrundelegung des in diesem Gutachten entwickelten vierstufigen Bewertungskonzeptes betrachtet. Dazu wurde für die bewerteten Stoffe die Häufigkeit ermittelt, mit der die Sedimentkonzentrationen der Belastungsklassen 1 bis 3 in bremischen Gewässern auftreten (vgl. Tabelle 15). Es wird deutlich, daß nur wenige Gewässersedimente Stoffbelastungen entsprechend Belastungsklasse 3 aufweisen. Darüber hinaus ist jedoch eine Reihe von Gewässersedimenten nach Belastungsklasse 2 einzustufen.

Während eine ökotoxikologisch bedenkliche Sedimentbelastung mit Hexachlorbenzol, Octachlorstyrol, Endrin und Aldrin nicht zu erkennen ist, lassen sich Lindan (γ -Hexachlorcyclohexan), DDT, PCB und die PAKs Benzo(a)pyren und Fluoranthen eindeutig als organische Hauptkontaminanten bremischer Gewässersedimente erkennen.

		Meßstellen mit Sedimentbelastungen der Belastungsklassen		
		Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3
Stoffgruppe	Stoff	Anzahl der Meßpunkte		
SCKW	Hexachlorbenzol	200	-	-
	Octachlorstyrol	200	-	-
	Lindan	136	59	5
	Dieldrin	192	8	-
	Endrin	200	-	-
	Aldrin	200	-	-
	Endosulfane	?	(198) ?	2
	DDT & Metabolite	137	58	5
	PCB - Kongenere	119	74	7
POV	Bewertung wie für Triphenylphosphat	163	38	7
OPP	Chlorpyrifos	??	??	-
	Diazinon	??	??	??
	Parathion-Ethyl	??	??	??
PAK	Benzo(a)pyren	88	110	10
	Fluoranthen	70	122	16

Tabelle 15: Anzahl der Meßstellen bremischer Gewässer mit Sedimentbelastungen entsprechend den ökotoxikologisch abgeleiteten Belastungsklassen 1 bis 3

Legende:

SCKW: schwerflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe
POV: Phosphororganische Verbindungen
OPP: Organophosphorpestizide
PAK: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

?

analytische Nachweisgrenze (0,5 µg/kg TS) größer als Orientierungswert

??

bei den Organophosphorpestiziden liegen die Orientierungswerte unterhalb der analytischen Nachweisgrenze von 5 µg/kg TS. An keiner Meßstelle wurde eine Belastung oberhalb der Nachweisgrenze ermittelt. Für den Konzentrationsbereich zwischen Orientierungswert und Nachweisgrenze kann keine Häufigkeitsverteilung ermittelt werden

Bei den Endosulfanen und den Organophosphorpestiziden liegen die Orientierungswerte zum Teil deutlich unterhalb der analytischen Nachweisgrenze. Dieses gilt insbesondere für Diazinon und Parathion-Ethyl, für die eine Sedimentkontamination entsprechend Belastungsklasse 3 *nicht* erkannt werden konnte.

Bei den Trialkylphosphaten können einige hochbelastete Gewässerabschnitte identifiziert werden. Ihre genaue Anzahl verändert sich nur geringfügig in Abhängigkeit davon, ob der Orientierungswert für Triphenyl- oder Tributylphosphat herangezogen wird.

Lindan (γ HCH)

Bei Lindan handelt es sich um ein sehr fischtoxisches, persistentes und stark akkumulierendes Insektizid. Im Hinblick auf die aquatische Lebensgemeinschaft wurde ein sedimentbezogener Orientierungswert von 0,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS abgeleitet (vgl. Tabelle 11). Die γ -HCH-Belastung bremischer Gewässersedimente ist in Relation zum Orientierungswert als hoch zu bezeichnen.

Bereits die mittlere γ -HCH-Belastung bremischer Gewässersedimente liegt im Bereich des Orientierungswertes. Nahezu ein Drittel der Meßpunkte weist eine Lindanbelastung gemäß Belastungsklasse 2 auf. Die Belastungsklasse 3 wird in fünf Fällen erreicht (vgl. Tabelle 15).

DDT und Metabolite (DDT)

Das Insektizid DDT und seine Metaboliten sind sehr ökotoxisch, ausgesprochen persistent und reichern sich hochgradig in aquatischen Organismen an. Der sedimentbezogene Orientierungswert für DDT und Metabolite im Hinblick auf das Schutzgut "Fischerei" beträgt 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS (vgl. Tabelle 11). Bei einer mittleren Belastung von 12,5 sowie einer maximalen Belastung von 318 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS muß die Sedimentbelastung bremischer Oberflächengewässer im Vergleich zum Orientierungswert als hoch bezeichnet werden (vgl. Tabelle 15).

Das vorliegende Datenmaterial zeigt, daß der Orientierungswert in einer Reihe von Gewässerabschnitten nicht eingehalten wird, diese Sedimente in die Belastungsklasse 2 einzuordnen sind und damit Überschreitungen der zulässigen Rückstände in Fischen möglich werden.

Aus der kartographischen Darstellung der DDT-Belastung bremischer Sedimente im Gewässergütebericht 1993 wird jedoch deutlich, daß nur fünf Gewässerabschnitte Sedimentbelastungen von mehr als 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS aufweisen und damit der Belastungsklasse 3 entsprechen. Für diese Gewässerabschnitte sind ökotoxische Schadwirkungen zu erwarten. Daher und im Hinblick auf mögliche human-toxische Gefährdungen sollten für diese Gewässerabschnitte Maßnahmen zur Identifikation von Eintragsquellen und darauf aufbauend zur Immissionsreduktion ergriffen werden.

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

PCBs werden aufgrund ihrer technischen Eigenschaften hauptsächlich als Kühl- und Isolierflüssigkeiten und Weichmacher eingesetzt. Es handelt sich um eine ausgesprochen fischtoxische, persistente und sich hochgradig anreichernde Stoffklasse. Der sedimentbezogene Orientierungswert für PCB-Kongeneren beträgt im Hinblick auf die aquatische Lebensgemeinschaft $30 \mu\text{g}/\text{kg TS}$ (vgl. Tabelle 11). Bei einer mittleren Belastung von $>61 \mu\text{g}/\text{kg TS}$ und einem Maximalwert von $1915 \mu\text{g}/\text{kg TS}$ muß die Belastungssituation als hoch bewertet werden (vgl. Tabelle 15). Für Sedimente, die mit mehr als $300 \mu\text{g}/\text{kg TS}$ belastet sind, sind ökotoxische Schädwirkungen zu erwarten. Der humantoxikologisch begründete Ausschlußwert für die Verbringung von Sedimentmaterial beträgt aufgrund der krebserregenden Wirkung $200 \mu\text{g}/\text{kg TS}$.

Die kartographische Darstellung der Summe der PCB & Kongeneren im Sediment bremischer Oberflächengewässer im Gewässergütebericht 1993 läßt erkennen, daß eine Reihe nicht zusammenhängender Gewässerabschnitte Sedimentbelastungen von mehr als $200 \mu\text{g}/\text{kg TS}$ aufweist. Die Belastungsschwerpunkte grenzen in einer Reihe von Fällen direkt an Abschnitte mit Belastungen, die unter beziehungsweise wenig oberhalb des Orientierungswertes liegen. Hier erscheinen Maßnahmen zur Identifikation und Begrenzung von Einträgen sinnvoll.

Darüber hinaus ist eine Vielzahl von Gewässerabschnitten in die Belastungsklasse 2 einzuordnen, für die ökotoxische Schädwirkungen nicht ausgeschlossen werden können.

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Bei den PAK handelt es sich um eine in toxikologischer und ökotoxikologischer Hinsicht heterogene Gruppe. Daher wurden zwei Stellvertreter für die Bewertung ausgewählt: Einerseits das nicht kanzerogene aber ökotoxische Fluoranthren. Dabei handelt es sich um das dominierende PAK in bremischen Sedimenten. Andererseits das Benzo(a)pyren, das etwa 40mal toxischer als Fluoranthren und kanzerogen sowie ähnlich ökotoxisch ist.

Benzo(a)pyren (BaP)

BaP ist bei mäßiger aquatischer Toxizität und begrenzter Anreicherungstendenz mutagen und kanzerogen. Für BaP wurde ein sedimentbezogener Orientierungswert von $180 \mu\text{g}/\text{kg TS}$ abgeleitet (vgl. Tabelle 11). Die Belastungssituation der Sedimente muß gemessen am Orientierungswert bei einem Maximalwert von $3800 \mu\text{g}/\text{kg TS}$ und einer mittleren Belastung von $>450 \mu\text{g}/\text{kg TS}$ als hoch bewertet werden (vgl. Tabelle 15). So müssen Sedimente mit mittleren Belastungen bereits in die Belastungsklasse 2 eingeordnet werden. Bei Sichtung der Daten zur BaP-Belastung der untersuchten Meßstellen wird deutlich, daß trotz einer erheblichen Grundbelastung regionale Belastungsschwerpunkte erkennbar werden.

Es lassen sich zehn regional begrenzte Belastungsschwerpunkte identifizieren. Die mit mehr als $1800 \mu\text{g}/\text{kg TS}$ fallen in die Belastungsklasse 3, so daß hier ökotoxische Schädwirkungen zu erwarten sind. Eine Ausbringung auf unbelastetes Areal sollte aus humantoxikologischen Aspekten bereits ab $1000 \mu\text{g}/\text{kg TS}$ nicht mehr erfolgen (vgl. Tabelle 12).

Fluoranthen (FA)

Fluoranthen ist ähnlich toxisch für Wasserorganismen und vergleichbar persistent wie BaP. Dagegen akkumuliert FA nur in geringem Umfang und ist nachgewiesenermaßen nicht kanzerogen für den Menschen. Für Fluoranthen wurde ein Orientierungswert von 250 µg/kg TS für das Sediment abgeleitet (vgl. Tabelle 11). Die Belastung bremischer Gewässersedimente muß mit einem Maximalwert von 7000 µg/kg TS und einer mittleren Belastung von mehr als 900 µg/kg TS als hoch bezeichnet werden (vgl. Tabelle 11). Ähnlich wie beim Benzo(a)pyren liegt die mittlere Sedimentbelastung mit FA im Bereich von Belastungsklasse 2. Im Hinblick auf die FA-Belastung der Gewässersedimente sind somit an mindestens 16 Belastungsschwerpunkten (Belastungsklasse 3) ökotoxische Schädwirkungen zu erwarten.

4.8 Zusammenfassung

Die vorliegende Bewertung der bremischen Sedimentbelastung mit Umweltchemikalien ergibt zusammengefaßt die folgenden Ergebnisse:

- Generell läßt sich aussagen, daß die Mehrzahl der Bremer Gewässersedimente hinsichtlich der ökotoxikologischen Belastungssituation *für die aquatische Lebensgemeinschaft* als nicht problematisch eingestuft wird. Bei den Stoffgruppen PCB und PAK liegen jedoch weiträumige Belastungen im Bereich der Belastungsklasse 2 vor, die einen Beobachtungsbedarf begründen. Eindeutig problematische Konzentrationen (Belastungsgruppe 3) sind auf wenige Punkte beschränkt. Letzteres gilt auch für DDT.
- Die Stoffe PCB und der PAK Benzo(a)pyren sind kanzerogen und haben aus diesem Grund aus *humantoxikologischer* Sicht eine besondere Relevanz. Die empfohlenen strengeren Ausschlußwerte für eine Verbringung des Sediments führen dazu, daß für eine große Zahl von Gewässerabschnitten Maßnahmen erforderlich sind, um ggf. anfallenden Sedimentaushub einer gesicherten Ablagerung zuzuführen. Auch eine Sedimentverwirbelung und Sedimentation in Überschwemmungsgebieten sind kritisch zu bewerten. Vorsichtsmaßnahmen werden im Hinblick auf Bodenschutz und Minimierung von Langzeitschäden für erforderlich gehalten, das Risiko einer akut toxischen Wirkung wird jedoch nicht gesehen.
- Die punktuell sehr hohen Konzentrationen von Trialkylphosphaten (maximal 11,7 mg/kg TS) entziehen sich zumindest zum Teil bei der derzeitigen (unbefriedigenden) Datenlage zur chronischen Toxizität einer fundierten ökotoxikologischen Bewertung. Bewertet man alle Trialkylphosphate wie die Stoffe Tributyl- und Triphenylphosphat, für welche eine Klassierung vorgenommen wurde, so ist nur in Einzelfällen von einer Schädigung auszugehen. Es ist jedoch durchaus wahrscheinlich, daß zukünftige Erkenntnisse dieses Bild relativieren. Unter Vorsorgeaspekten sollten
 - Untersuchungen zu dieser Thematik durchgeführt werden und, auch aus allgemeinen umwelthygienischen Gründen,
 - eine Minimierung von Einträgen angestrebt werden.

- Organophosphorpestizidbelastungen wurden nicht nachgewiesen. Dies ist jedoch aufgrund einer Nachweisgrenze von 5 µg/kg TS nicht hinreichend, um ökotoxische Effekte auszuschließen. Diese Verbindungen sind relativ gut wasserlöslich; insofern bedeutet eine Konzentration in der Höhe der Nachweisgrenze bereits das Auftreten relevanter Wasserkonzentrationen. Es wird vorgeschlagen, diese Stoffe zukünftig in der Wasserphase zu messen, da dort aufgrund der einfacheren Matrixverhältnisse niedrigere Nachweisgrenzen zu erreichen sind.

4.9 Literatur

- [1] Freie Hansestadt Bremen, Senator für Umweltschutz und Stadtentwicklung: Gewässergütebericht 1993.
- [2] Ahlf, W.: Ökotoxikologische Sedimentbewertung, eingereicht als Übersichtsartikel bei UWSF-Z Umweltchem Ökotox.
- [3] Zimmer, M. (1993): Erarbeitung von Kriterien zur Ableitung von Qualitätszielen für Sedimente und Schwebstoffe - Literaturstudie, Forschungsbericht für das Umweltbundesamt, Forschungsvorhaben 102 04 384/01.
- [4] Rippen, U. (1994): Handbuch Umweltchemikalien: Stoffdaten - Prüfverfahren - Vorschriften, 24. Ergänzungslieferung 5/94, Verlag ecomed, Landsberg/Lech.
- [5] Ahlf, W.; Dahm, M.; Förstner, U.; Wild-Metzko, S. (1991): Biologisches Bewertungskonzept für Sedimente, Vom Wasser 76, 215-223.
- [6] Förstner, U.; Calamo, W.; Ahlf, W.; Kersten, M. (1989): Ansätze zur Beurteilung der "Sedimentqualität" in Gewässern, Vom Wasser 73, 25-42.
- [7] Klöpffer, W.: Physikalisch-chemisches Verhalten von Chemikalien in der Umwelt. In: Rippen - Handbuch der Umweltchemikalien, Kap. II-1.3, 11. Erg. Ffg. 8/91.
- [8] Steinberg, C.; Kern, J.; Traunspurger, W.; Geyer, H. (1992): Biomonitoring organischer Schadstoffe in Binnengewässern. In Rippen [4].
- [9] Landesamt für Wasser und Abfall NRW (1989): Rheingütebericht NRW `88, Düsseldorf.
- [10] Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten (1989): Verteilung unpolarer organischer Verbindungen in der wasserungesättigten Bodenzone am Beispiel leichtflüchtiger aliphatischer Chlorkohlenwasserstoffe (Modellversuche), Reihe C, Nr. 1.
- [11] Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (1980-1982): Chlorierte Kohlenwasserstoffe - Daten der Elbe. Bericht über die Ergebnisse des Schwerpunktmeßprogramms "Chlorierte Kohlenwasserstoffe im Elbabschnitt von Schnakenburg bis zur Nordsee".
- [12] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Stand 6.5.1993): Konzeption zur Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer vor gefährlichen Stoffen, erarbeitet vom Bund-/Länder-Arbeitskreis "Qualitätsziele" BLAK-QZ.
- [13] The Pesticide Manual - A World Compendium (8th Edition), British Crop Protection Council (Worthing CR & Walker SB, eds), Lavenham Press Lim., Lavenham, Suffolk.
- [14] Starke, U.; Herbert, M.; Einsele, G. (1991): Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Boden und Grundwasser - Teil 1. Grundlagen zur Beurteilung von Schadensfällen, Handbuch Bodenschutz, Erich Schmidt Verlag, BoS 9. Lfg X/91; 1680: 1-31.
- [15] Fiedler, H.; Morgenstern, M.; Scheidt, M.; Hutzinger, O. (1990): Stoffverhalten von Gaswerkspezifischen polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, Bayreuth.
- [16] Irmer, U.; Markard, C.; Blondzik, K.; Gottschalk, C.; Kussatz, C.; Rechenberg, B.; Schudoma, D.: Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben für gefährliche Stoffe in Oberflächengewässern, UWSF - Z Umweltchem Ökotox 6, 19-27.
- [17] Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (Stand 1.4.93): Konzept zur Ausfüllung des Punktes A.2 des APR-Zielvorgaben.

-
- [18] Hassauer, M.; Kalberlah, F.; Oltmanns; Schneider, K. (1993): Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- [19] Tebaay, R.; et al. (1992): Untersuchungen zur mikrobiellen Toxizität sowie zur Adsorption und Löslichkeit von PAK und PCB in Böden. In: [23].
- [20] Crössmann, G. (1992): Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in Böden und Pflanzen - Ein Beitrag zur Gefährdungsabschätzung bei Altlasten. Band II. Hrsg.: Kommunalverband Ruhrgebiet, Essen.
- [21] Landesamt für Wasser und Abfall NRW (1991): Erfassung und Auswertung der Hintergrundgehalte ausgewählter Schadstoffe in Böden NRW, Düsseldorf.
- [22] Eikmann, T.; Kloke, A. (1991): Nutzungs- und schutzbezogene Orientierungswerte für (Schad-) Stoffe in Böden.
- [23] Landesanstalt für Ökologie, Landesentwicklung und Forstplanung, NRW (1992): Beurteilung von PCB und PAK in Kulturböden, Düsseldorf.
- [24] Weigert, P.; et al. (1991): Polychlorierte Biphenyle und Nitrat in Lebensmitteln, ZEBS-Hefte 1/91, Bundesgesundheitsamt, Berlin.
- [25] Hein, D.; et al. (1992): Umsetzung der Erkenntnisse für die Untersuchung und Beurteilung von Altlastverdachtsflächen / Altlasten und flächenhafte Bodenbelastungen. In: [23].

5. Pflanzenschutzmittel im Wasser und in den Schwebstoffen der Blumenthaler Aue und der Beckedorfer Becke

5.1 Untersuchungsprogramm

Ziel der Untersuchung war es, die **gesamten** diffusen Einträge an Pflanzenschutzmitteln (PSM) nach Art, Menge und Zeitraum in der Blumenthaler Aue und der Beckedorfer Becke zu bestimmen, ihre Verteilung im Gewässer zwischen partikulärer und gelöster Phase zu ermitteln sowie die durch Versickerung von mit Pflanzenschutzmitteln belastetem Oberflächenwasser entstehenden Risiken für eine Kontamination des Grundwassers abzuschätzen. Deshalb wurden beide Gewässer im Bereich ihres Unterlaufes beprobt und von den Stadtwerken Bremen AG untersucht.

5.2 Untersuchungsgebiet

5.2.1 Allgemeine Angaben

Die untersuchten Gewässer liegen im Norden Bremens. Das Einzugsgebiet der Blumenthaler Aue umfaßt 42,9 km², das der Beckedorfer Becke davon ca. 8 km². Davon entfallen etwa 40 % auf das Land Bremen und 60 % auf Niedersachsen. Bis auf geringe Ausnahmen ist es mit dem ehemaligen Schutzgebiet* des Wasserwerkes Blumenthal identisch. Im Bereich des Einzugsgebietes werden gegenwärtig ca. 5 Mio m³ Grundwasser pro Jahr gefördert.

Folgende Nutzungsarten weist die Fläche des ehemaligen Wasserschutzgebietes (ca. 44 km²) auf:

- *Wald und Forst* mit einem Flächenanteil von..... 26 %
- *Ackerflächen* " 16 - 18 %
- (davon Mais)* " 4 - 5 %
- *Heide und Sandflächen* " 3 - 5 %
- *Grünland* " 26 - 27 %
- *städtische Bebauung* " 25 - 26 %

Im Südwesten des Untersuchungsgebietes dominiert städtische Bebauung; sie zieht sich von Blumenthal über Bockhorn bis Schwanewede im Norden. Freie Sandflächen, Sandmagerterrassen, Heide und Moor werden überwiegend im Einzugsgebiet der Blumenthaler Aue angetroffen, vor allem im Bereich nördlich Eggestedt. Zusammenhängende Forst- und Waldgebiete finden sich vorwiegend in einem Gürtel, der sich von Lüssum in nordöstlicher Richtung bis zum Staatsforst Osterholz-Scharmbeck erstreckt. Bodennutzung als Ackerfläche ist zwischen Bockhorn und Beckedorf, bei Trenthöpen und Schwankenfurth, nordwestlich Eggestedt, westlich Hahle, bei Karlshorst, Löhnhorst und Hünertshagen sowie im Bereich Brundorf verbreitet. Grünlandflächen finden sich vor allem in den Niederungen von Aue und Becke.

* Die Ausweisung der Zone III b in Niedersachsen wurde durch das OVG Lüneburg im September 1991 aufgehoben. Eine Wiederausweisung ist beantragt.

5.2.2 Landwirtschaftliche Nutzung und Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln

Über Zeitpunkt, Art und Menge der im Einzugsgebiet der untersuchten Gewässer ausgebrachten Pflanzenschutzmittel liegen keine detaillierten Angaben vor. Als Orientierung kann eine Liste dienen, die auf Angaben der Raiffeisen-Hauptgenossenschaft Schwanewede für das Jahr 1990 basiert.

Wirkstoff	Menge
Alachlor	gering
Atrazin	mittel
Bromacil	mittel
Chlortoluron	groß
2,4-D	mittel
Dichlorprop	groß
Dimethoat	gering
Fenpropimorph	mittel
Isoproturon	groß
MCPA	mittel
Mecoprop	groß
Metamitron	gering
Metazachlor	gering
Metabenzthiazuron	gering
Metolachlor	mittel
Parathion-ethyl	gering
Pendimethalin	groß
Terbutylazin	mittel
Triadimefon	gering
Triademinol	gering
Vinclozolin	gering

Tabelle 16: Von der Raiffeisen-Hauptgenossenschaft Schwanewede vertriebene Pflanzenschutzmittel (Basis: 1990)

Der Untersuchungsumfang orientierte sich an den in Tabelle 16 aufgelisteten Wirkstoffen. Ergänzt wurde die Liste um die Ergebnisse verschiedener bundesweiter Untersuchungen zum Auftreten von Pflanzenschutzmitteln in Gewässern sowie durch aktuelle Untersuchungsergebnisse der Stadtwerke Bremen AG und des Bremer Wasserwirtschaftsamtes.

5.2.3 Niederschlagsdaten

Genauere Angaben zu den Niederschlagshöhen im gesamten Einzugsgebiet der untersuchten Gewässer stehen nicht zur Verfügung. Vom Deutschen Wetterdienst waren lediglich Angaben aus Bremen-Farge, Bremen-Blumenthal (bis 1992) und Osterholz-Scharmbeck zu erhalten.

Ein Vergleich der Niederschläge von August bis Dezember 1992 zwischen den Stationen Farge und Blumenthal zeigt, daß zumindest Ereignisse mit einer Niederschlagsergiebigkeit von mehr als 1 mm/Tag an beiden Stationen parallel und zeitgleich auftreten, so daß mit hinreichender Sicherheit für den gesamten Untersuchungszeitraum (für den die Niederschläge lediglich in Farge vollständig erfaßt wurden) bei entsprechenden Ereignissen auf das Einzugsgebiet in seiner Gesamtheit geschlossen werden kann.

Langanhaltende **Trockenphasen** sind im Untersuchungszeitraum August '92 bis Juli '94 schwerpunktmäßig in folgenden Zeiträumen aufgetreten:

Jahr	Zeitraum
1992:	Ende September, Ende Dezember
1993:	Anfang und Ende Februar, Anfang März, Ende April/Anfang Mai, Ende Oktober/ Anfang November, Ende November
1994:	Mitte Februar, Mitte April, Ende Mai

Heftige **Niederschlagsereignisse** mit mehr als 10 mm/Tag fanden in der Untersuchungsperiode an folgenden Tagen statt:

Jahr	Tag
1992:	31. August, 4. September, 6. Oktober, 25. Oktober, 11. November, 17. November sowie am 11. Dezember
1993:	6. Januar, 10. Januar, 27. Mai, 30. Mai, 16. Juni, 16. Juli - 19. Juli, 22. Juli - 25. Juli, 27. Juli, 31. Juli, 22. August, 8. September, 22. September, 25. September, 14. Oktober, 9. Dezember, 12. Dezember und 30. Dezember
1994:	12. Januar, 23. Januar, 27. Januar, 1. März, 18. März, 25. März., 4. April, 4. Mai, 15. Mai, 29. Juni, 4. Juli und 7. Juli

Besonders hohe monatliche Niederschläge mit einer Ergiebigkeit von mehr als 100 mm waren lediglich im Juli, September, Oktober und Dezember 1993 zu verzeichnen.

5.2.4 Wasserhaushalt und Wasserförderung

In Bremen-Blumenthal wird seit 1928 ein lokales Wasserwerk betrieben, das 1954 erweitert und Anfang der siebziger Jahre ausgebaut wurde. Im Bereich des Einzugsgebietes der Blumenthaler Aue und der Beckedorfer Becke werden ca. 5 Mio m³ Trinkwasser/Jahr aus neun Brunnen gefördert (1993 = 4,32 Mio m³, 1994 = 4,5 Mio m³, ab 1996 = 5,5 Mio m³, ab 2000 bis zu 7 Mio m³). Acht Brunnen liegen im Nahbereich der untersuchten Gewässer. Die größte Entfernung eines Brunnens von einem der beiden Gewässer beträgt 250 m.

Die im Einzugsgebiet von Blumenthaler Aue und Beckedorfer Becke vorhandenen Wasserwerksbrunnen fördern aus den Zonen der sandigen Facies der Lauenburger Schichten (in bezug auf die Geländeoberfläche entspricht das einer Tiefe zwischen 20 und 65 m). Die Grundwasserneubildung wird für die sandigen Bereiche mit ca. 320 mm/Jahr angegeben; im Bereich der Flächen, auf denen Lauenburger Ton und Geschiebelehm direkt anstehen, wird mit einer direkten Versickerung der Niederschläge von 200 mm/Jahr gerechnet. Aus den Untersuchungen von MULL ergibt sich, daß ca. 20 % der geförderten Menge aus der Versickerung über die Bachbetten stammt. Nicht zuletzt aus dieser Tatsache ergibt sich die hohe Bedeutung der hier vorgestellten Untersuchungsergebnisse.

Die Qualität des Rohwassers ist gut, Aufbereitungsschritte zur Eliminierung oder Verringerung anthropogener Schadstoffe sind nicht notwendig. Pflanzenschutzmittel landwirtschaftlicher Herkunft sind in den Rohwässern und auch in benachbarten Beobachtungsbrunnen nicht nachweisbar.

5.3 Beschaffenheit der untersuchten Oberflächengewässer

Über die Qualität der untersuchten Oberflächenwässer liegen Angaben unterschiedlicher Dichte und Herkunft vor.

5.3.1 Blumenthaler Aue

Die Blumenthaler Aue ist ein natürlich fließendes Geestgewässer, das in seinem sandig-kiesigen Oberlauf in die Gewässergüteklasse II eingestuft wird und in seinem staugeregelten Unterlauf in die Güteklasse II-III. Die Blumenthaler Aue wurde in den Jahren 1992 und 1993 unregelmäßig auf chemisch-physikalische Parameter untersucht. Dabei wurden 1992 an zwei Meßstellen je drei Probenahmen (insgesamt sechs) und 1993 an je fünf Meßstellen zwischen drei und sechs Probenahmen (insgesamt 22) durchgeführt. Von Mitte Februar bis Mitte Juni 1994 liegen die Untersuchungsergebnisse von 14-Tages-Mischproben und vom 20.5. bis zum 3.7.1994 - also praktisch für die gesamte Periode des intensivierten Untersuchungszyklusses dieser Studie - Tagesmeßwerte vor.

Von einzelnen Ausreißern abgesehen zeigt sich ein homogenes Verteilungsbild mit geringen Schwankungsbreiten in bezug auf die einzelnen nicht eindeutig saisonalen Parameter wie Temperatur, Sauerstoff etc.

Parameter	1992	1993	1994
pH-Wert	6,8 - 7,8	6,8 - 8,2	6,7 - 7,6
Temperatur (° C)	0,4 - 16,4	-2,0 - 16,6	
Leitfähigkeit (mS/m)	39 - 49	10 - 145	22 - 44
Eisen (mg/l)	0 - 1,64	0,52 - 1,23	0,85 - 1,61
Stickstoff (mg/l)	1,7 - 7,6	2,2 - 6,9	2,3 - 4,6
Nitrat - N (mg/l)	0,6 - 6,1	0,3 - 5,2	1,2 - 2,8
Nitrit - N (mg/l)	0,0 - 0,1	0,0 - 0,1	0,0 - 0,1
Ammonium - N (mg/l)	0,1 - 0,2	0,1 - 3,6	0,1 - 0,8
G - Phosphor (mg/l)	0,1 - 0,2	0,1 - 0,3	0,1 - 0,2
Phosphat - P (mg/l)	0,00 - 0,03	0,00 - 0,15	< 0,01 - 0,09
Sauerstoff (mg/l)	4,3 - 13,8	7,1 - 15,1	
Chlorid (mg/l)	38 - 55	25 - 36	< 30 - 94
DOC (mg/l)	5,6 - 12,8	9,3 - 27,4	10,3 - 14,8
BSB5 (mg/l)	2,7 - 3,3	1,0 - 6,5	2,3 - 11,6
AOX (mg/l)	-	-	36 - 80

Tabelle 17: Wasserinhaltsstoffe der Blumenthaler Aue (Min- und Max-Werte)

Auch wenn durch die unregelmäßige Probenahme davon ausgegangen werden muß, daß nicht alle Abfluß- und Belastungs-Situationen repräsentativ erfaßt wurden, kann festgestellt werden, daß im Untersuchungszeitraum in bezug auf Wasserinhaltsstoffe keine signifikanten Trends und auch keine signifikanten Einzelereignisse zu verzeichnen waren.

Insgesamt stellt sich die Belastung mit Schwermetallen als unerheblich dar; die Eisengehalte liegen zwischen 1 und 2 mg/l, die Mangan-Konzentrationen betragen 50 - 200 µg/l. Saisonale Zyklen zeigen sich für Nitrat, Ammonium und den gelösten organischen Kohlenstoff. Maxima sind im Februar und Herbst anzutreffen. Die Ursache dürfte in der Ausbringung von Gülle bestehen, die infolge der geringen Pflanzenaufnahme zu diesem Zeitraum und wegen der nur mäßigen Bodenbedeckung über Drainage-Einrichtungen oder durch Bodenerosion in die Gewässer gelangt. Während der intensiven Untersuchungsphase wies die Blumenthaler Aue durchschnittliche Gewässereigenschaften auf.

5.3.2 Beckedorfer Becke

Die Beckedorfer Becke wird in ihrem Oberlauf in die Güteklasse II und in ihrem unteren Bereich in die Güteklasse II-III eingestuft. Die meisten chemisch-physikalischen Untersuchungsergebnisse wurden im Rahmen eines Forschungsvorhabens "Verringerung des Schadstoffeintrags in Gewässer durch Behandlung der Oberflächenabflüsse aus einem definierten Siedlungsgebiet" in den Jahren 1990 bis 1992 erstellt.

Danach weist die Beckedorfer Becke eine mäßige Belastung auf, die allerdings nach Niederschlagsereignissen erheblich steigen kann.

Parameter	1990/91	1992
Temperatur (° C)		0,7 - 16,6
Sauerstoff (mg/l)		7,2 - 14,1
pH-Wert		7,4 - 7,7
Leitfähigkeit (mS/m)		450 - 480
Ammonium - N (mg/l)	0,0 - 1,1	0,1 - 0,15
Nitrit - N (mg/l)	0,0 - 0,23	0,02 - 0,06
Nitrat - N (mg/l)	5 - 6,5	2,7 - 4,8
G - Phosphat (mg/l)	0,01 - 0,11	0,03 - 0,09
BSB5 (mg/l)	12,5 - 16,1	2,4 - 3
Chlorid (mg/l)	10 - 100	-

Tabelle 18: Wasserinhaltsstoffe der Beckedorfer Becke (Min- und Max-Werte)

Die Stickstoff-, Phosphat- und Chlorid-Gehalte sind im Regelfall relativ konstant, divergieren jedoch unter dem Einfluß anthropogener Einleitungen z.T. erheblich. Dabei wirkt sich im Einflußbereich des Oberlaufes vor allem die landwirtschaftliche Düngung der umliegenden Grünlandflächen stark aus. Ein Vergleich der Konzentrationen verschiedener untersuchter Nährstoffe in der wäßrigen Phase der Beckedorfer Becke zeigt jedoch, daß in dieser Beziehung das Gewässer trotz entsprechender Einleitungen anderen vergleichbaren Geestrandbächen ähnelt. Die Nährstoffgehalte deuten weder auf starke noch auf übermäßig starke Belastungen hin.

Darüber hinaus wurden im Anschluß an signifikante Niederschläge Schwermetalle und polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe sowie auch halogenierte Kohlenwasserstoffe analysiert. Dabei wurden - in deutlicher Abhängigkeit von den Niederschlagsereignissen - teilweise erhebliche Konzentrationen dieser Stoffe nachgewiesen.

5.3.3 Frühere Untersuchungen auf Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe

Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe wurden in beiden Gewässern unregelmäßig und unsystematisch seit 1988 untersucht. Dabei wurden sowohl die Triazine Atrazin, Propazin und Simazin (teilweise auch deren Abbauprodukte) sowie die Phenoxyalkancarbonsäuren MCPA und Mecoprop als auch Spuren von Organochlorverbindungen (Lindan) nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen teilweise deutlich über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung. Als maximaler Wert wurde in der Blumenthaler Aue ein Gesamt-PSM-Gehalt von 0,85 µg/l bestimmt. Diese Untersuchungen waren jedoch nicht an Ausbringungs- und klimatischen Ereignissen orientiert.

Die niederschlagsorientierten Untersuchungen im Rahmen des genannten Projektes an der Beckedorfer Becke ergaben ein ähnliches Wirkungsspektrum (zusätzlich: Dichlorprop). Allerdings lagen die nachgewiesenen Konzentrationen deutlich über denen der Zufallsmessungen in der Aue. Der höchste Wert eines einzelnen Wirkstoffes wurde am 11.5.1990 mit 5,52µg/l Simazin ermittelt.

5.4 Probenahme, Aufarbeitungs- und Untersuchungsmethoden

5.4.1 Probenahme

a) Wasser

Die Probenahme der 111 Proben erfolgte in den Meßstationen der Blumenthaler Aue und Beckedorfer Becke. Im Zeitraum vom 24.8.1992 bis 21.12.1993 wurden 14-Tage-Mischproben gezogen. Während der Untersuchungskampagne vom 17.5. bis 3.7.1994 wurden in der Meßstation Blumenthaler Aue aus dem kontinuierlich geförderten Wasserstrom mit Hilfe von Probenahmeegeräten Tages-Mischproben genommen und zu Wochen-Mischproben vereinigt. In Fällen positiver Atrazin-Nachweise in den Wochen-Mischproben wurden die rückgestellten einzelnen Tagesproben der jeweiligen Woche auf das gesamte PSM-Spektrum analysiert.

b) Schwebstoff

Die 35 Schwebstoffproben wurden über einen Zeitraum von 14 Tagen in den Durchlaufbecken der Stationen gesammelt. Die Schwebstoffanteile wurden aus den Proben durch Zentrifugieren abgetrennt, gefriergetrocknet und bis zur weiteren Behandlung tiefgefroren.

Während der Durchführung des Untersuchungsprogrammes stellte sich u.a. heraus, daß nicht in allen Untersuchungsperioden ausreichende Mengen Schwebstoff für eine Analyse mit den notwendigen Nachweisgrenzen zu gewinnen waren.

5.4.2 Aufbereitung der Schwebstoffproben

Für die Probenvorbereitung der Schwebstoffe wurde auf ein Verfahren des Chemischen Instituts der Universität Hamburg zur Aufarbeitung von Elbe-Sedimenten zurückgegriffen. Diese Methode wurde fortentwickelt und dem konkreten Untersuchungsproblem angepaßt. Da es sich um kein genormtes bzw. bereits erprobtes Verfahren handelt, wird nachfolgend die Methode detailliert beschrieben:

Eine genaue Einwaage von ca. 10 g des gefriergetrockneten Schwebstoffes wurde in fünf Schritten wie folgt extrahiert: **1.** - mit 30 ml Aceton, **2.** - mit 30 ml Aceton/Hexan (1:1), **3.** - mit 30 ml Aceton/Hexan (1:2), **4.** - mit 30 ml Hexan und **5.** - mit 30 ml Hexan.

Die Effektivität der Extraktion wurde durch Energieeintrag mit einem Dispergier-Gerät (UltraTurax; je Extraktionsschritt vier Minuten bei 8000-9500 U/min) deutlich verbessert. Die Extrakte wurden zur Abtrennung der festen Phase zentrifugiert und anschließend vereinigt. Im Scheidetrichter wurde dann die flüssige organische Phase vom Wasser separiert. Das überschüssige Wasser wurde nach Aussalzen mit 0,2 bis 0,5 g Natriumchlorid (zur Steigerung der Ausbeute) verworfen.

Der Extrakt wurde bei 200 mbar und 30 °C Badtemperatur auf ca. 10 ml eingengt. Das sich während dieses Schrittes teilweise noch abtrennende Wasser wurde über Natrium-Sulfat getrocknet, die Lösungsmittelfraktion im Rotationsverdampfer auf ca. 0,5 ml reduziert, im Stickstoff-Strom zur Trockne eingengt und in 10 ml Cyclohexan/Ethylacetat (1:1) aufgenommen. Anschließend erfolgte eine gelchromatographische Aufreinigung.

Bei stark mit organischer Matrix belasteten Proben erfolgte noch ein Clean-Up über Mini-Kieselgelsäulen. Danach wurde wieder bis zur Trockne eingeeengt, in 0,3 ml Acetonitril aufgenommen, mit 0,7 ml einer 0,002 molaren Natrium-Acetat-Lösung versetzt, in der HPLC chromatographisch getrennt und gemessen. Während der Aufbereitung gelegentlich auftretende Ablagerungen wurden in Acetonitril gelöst und mit der flüssigen Phase wieder vereinigt.

Die Wiederfindungsraten betragen nach diesen Verfahren zwischen 70 und 85 % bei einer Standard-Abweichung über vier Messungen von durchschnittlich 5,5 %. Diese Ergebnisse hatten eine mittlere Bestimmungsgrenze von 0,05 mg Pflanzenschutzmittel-Wirkstoff pro Kilogramm Schwebstoff zur Folge.

Alle sonstigen Verfahrensschritte für Anreicherungen und Untersuchungen erfolgten nach Normverfahren (DEV/DIN).

5.4.3 Probenvorbereitung der Wasserproben für die HPLC-Messungen

Die Wasserproben wurden über methanolgereinigte Glasfaserfilter filtriert, eingewogen sowie mit einem internen Standard (Chlorpropham) und 10 ml Methanol versetzt. Anschließend erfolgte eine Extraktion über C-18-Säulen bei 400-500 mbar. Dabei wurde mit je zwei Säulenfüllungen HPLC-Wasser nachgespült und bei 300 mbar eine Minute getrocknet. Nach einer weiteren zweistündigen Trocknung im Stickstoffstrom wurde anschließend je einmal mit 2 ml bzw. 1,5 ml Etylacetat ohne Vakuum eluiert. Das Eluat wurde im sanften Stickstoffstrom bis zur Trockne eingeeengt, der Rückstand in 200 µl Acetonitril gelöst und mit 800 µl einer 0,002 molaren Natrium-Acetat-Lösung verdünnt.

5.4.4 Probenvorbereitung für die GC-Analytik

Die Aufbereitung und Untersuchung der wäßrigen Proben erfolgten nach Normverfahren (Deutsche Einheitsverfahren); wenn keine Normmethoden vorlagen, wurden in Vergleichsuntersuchungen bewährte Verfahren mit ausreichenden Wiederfindungsraten, Nachweisgrenzen und Reproduzierbarkeiten herangezogen.

5.4.5 GC- und HPLC-Analytik

Folgende chromatographische Methoden wurden für die zu analysierenden Stoffgruppen angewandt:

PSM	Analytik	Detektor	Nachweisgrenze
Triazine/Triazinone	GC + HPLC	PND + DAD	0,01 µg/l
Organochlorverbindungen	GC	ECD	0,01 µg/l
PCB	GC	ECD	0,01 µg/l
Phenoxyalkancarbonsäuren	GC	MS	0,05 µg/l
Phenylharnstoffe	HPLC	DAD	0,05 µg/l
Sonstige	GC + HPLC	PND + DAD	0,01 - 0,05 µg/l

Tabelle 19: Chromatographische Methoden, Detektoren und Nachweisgrenzen der untersuchten PSM

5.4.6 Parameterumfang

In den genannten Untersuchungszeiträumen wurden 111 Wasserproben und 35 Schwebstoffproben auf folgende Parameter analysiert:

Triazine/Triazinone	Organochlorverbindungen	Phenoxyalkancarbonsäuren	Sonstige
Ametryn	Alachlor	2,4-D	Bromacil
Atrazin	Aldrin	2,4-DB	Carbaryl
Cyanazin	2,4-DDD	Dichlorprop	Carbofuran
Desethylatrazin	4,4-DDD	Fenoprop	Chloridazon
Desethylterbutylazin	2,4-DDE	MCPA	Crimidin
Desmetryn	4,4-DDE	MCPB	Diazinon
Desisopropylatrazin	2,4-DDT	Mecoprop	Dichlobenil
Hexazinon	4,4-DDT	2,4,5-T	3,4-Dichloranilin
Metamitron	Dieldrin		Dimethoat
Metribuzin	alpha-Endosulfan	Phenylharnstoffe	Disulfoton
Prometryn	beta-Endosulfan	Chloroxuron	Etrifos
Propazin	Endosulfansulfat	Chlortoluron	Fenpropimorph
Sebutylazin	Endrin	Diuron	Metalaxyl
Simazin	alpha-HCH	Fenuron	Metazachlor
Terbutylazin	beta-HCH	Isoproturon	Metolachlor
Terbutryn	gamma-HCH	Linuron	Oxadixyl
	delta-HCH	Metabenzthiazuron	Parathion-ethyl
PCB	Heptachlor	Metobromuron	Parathion-methyl
PCB-28	Heptachlorepoxyd	Metoxuron	Pendimethalin
PCB-52	Hexachlorbenzol	Monolinuron	Propetamphos
PCB-101	Methoxychlor		Propham
PCB-138			Propoxur
PCB-153			Triadimenol
PCB-180			Triallat
			Trifluralin
			Vinclozolin

Tabelle 20: Parameterumfang der Wasser- und Schwebstoffuntersuchungen

5.5. Ergebnisse

5.5.1 Pflanzenschutzmittel-Gehalte in den Schwebstoffproben

In keiner der 35 Schwebstoffproben waren Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe (PSM) nachweisbar (Bestimmungsgrenze 0,05 mg/kg TS).

Allerdings wurden in der Wasserphase im Untersuchungszeitraum - für die auch Schwebstoffe z.T. in erheblicher Menge zur Verfügung standen - PSM-Wirkstoffe nachgewiesen. Aber die Beladung der Schwebstoffe mit PSM erwies sich als äußerst gering. In den Perioden mit höheren Gehalten an PSM in der Wasserphase waren demnach nicht genügend Schwebstoffe für quantitative Untersuchungen gewinnbar. Die Unplanbarkeit des Schwebstoffangebotes macht diese Untersuchungstechnik deshalb für ein vollständiges zeitliches Monitoring ungeeignet.

5.5.2 Pflanzenschutzmittel-Gehalte in den Wasserproben

In den untersuchten 111 Wasserproben wurden insgesamt 16 PSM-Wirkstoffe bzw. deren Abbauprodukte nachgewiesen.

PSM	Konzentrationsbereich in µg/l			Zeitpunkt der Konzentration > 0,1 µg/l in der Aue (A), Becke (B)	Maximalkonzentration / Bemerkung
	n.n.	£0,1	> 0,1		
Triazine/Triazinone					
Ametryn	110	1	-		
Atrazin	33	72	6	Mai 1993 u. 1994 (A), Juni 1993 und 1994 (A), Juli 1994 (A)	Max.: 0,33 µg/l (A, Mai 1993) / vollständiges Anwendungsverbot
Desethylatrazin	70	40	1	Juni 1994 (A)	Max.: 0,13 µg/l
Desethylterbutylazin	68	43	-		
Prometryn	109	1	1	September 1992 (B)	Max.: 0,42 µg/l
Simazin	33	73	5	Juni 1993 (B), Mai und Juni 1994 (A)	Max.: 0,50 µg/l (A, Juni 1994) / beschränktes Anwendungsverbot
Terbutylazin	39	62	19	Sept. 1992 (A), Mai, Juni und Juli 1994 (A)	Max.: 1,10 µg/l (A, Juni 1994)
Terbutryn	110	1	-		beschränktes Anwendungsverbot
Organochlorverbindungen					
gamma-HCH (Lindan)	18	92	1	August 1992 (B)	Max.: 0,13 µg/l / hochwirksames Insektizid
Hexachlorbenzol	104	7	-		
Phenoxyalkancarbonsäuren					
2,4-D	108	2	1	September 1992 (A)	Max.: 0,24 µg/l
Dichlorprop	66	25	10	Mai 1993 (B), Mai, Juni und Juli 1994 (A)	Max.: 0,91 µg/l (B, Mai 1993)
MCPA	98	11	2	Sept. 1992 (A), Mai 1994 (A)	Max.: 0,30 µg/l (A, Sept. 1992)
Mecoprop	53	35	23	Mai und Juni 1994 (A)	Max.: 6,56 µg/l (A, Juni 1994)
Phenylharnstoffe					
Diuron	46	47	18	Mai und Juni 1993 (A), Mai, Juni und Juli 1994 (A)	Max.: 2,24 µg/l (A, Juni 1994)
Sonstige					
Metolachlor	93	13	5	Mai und Juni 1994 (A)	Max.: 0,22 µg/l (A, Juni 1994)

Tabelle 21: Nachgewiesene PSM-Wirkstoffe bzw. deren Abbauprodukte, ermittelte Konzentrationsbereiche und Maximalkonzentrationen sowie Zeitraum des Nachweises
n.n. = nicht nachgewiesen, A = Blumenthaler Aue, B = Beckedorfer Becke

Zu Beginn der Untersuchungen (Sommer 1992) waren in beiden Gewässern Gehalte an gelösten Pflanzenschutzmitteln nachweisbar. Bei diesen Stoffen handelte es sich vor allem um Triazine (Atrazin, Prometryn, Terbutylazin, Simazin), Organochlorverbindungen (Lindan, Hexachlorbenzol), Phenoxyalkancarbonsäuren (2,4-D, MCPA) und den Phenylharnstoff Diuron. Die PSM-Wirkstoffe Lindan, 2,4-D und MCPA wiesen in diesem Zeitraum ihre maximalen Konzentrationen auf.

Ab Herbst 1992 gingen diese Gehalte um mehr als eine Größenordnung zurück; neben Spuren von Triazinen (Simazin, Terbutylazin; jetzt kein Atrazin mehr) traten Organochlorverbindungen und wiederum Diuron in den Vordergrund.

Bis Ende April 1993 waren dann in der Blumenthaler Aue praktisch keine gelösten Pflanzenschutzmittel mehr nachweisbar, während in der Beckedorfer Becke vereinzelte Befunde an Phenoxyalkancarbonsäuren angetroffen wurden.

Die höchsten gemessenen Konzentrationen in dieser Untersuchungsperiode waren im Mai/Juni 1993 zu verzeichnen. Dabei überwogen in der Blumenthaler Aue die Triazine, wobei Atrazin die höchsten Konzentrationen aufwies. Sein Abbauprodukt Desethylatrazin war nur in Spuren nachzuweisen, ein deutlicher Hinweis darauf, daß die Einträge auf aktuellen Ausbringungen beruhen. Außerdem wurde der Phenylharnstoff Diuron nachgewiesen. In der Beckedorfer Becke traten dagegen gehäuft Phenoxyalkancarbonsäuren auf, vor allem das Dichlorprop. Daneben wurden auch Triazine und Diuron angetroffen.

Im Sommer und Herbst 1993 sanken die Gehalte an gelösten Pflanzenschutzmitteln in der Blumenthaler Aue fast wieder in den Bereich der Nachweisgrenzen, während in der Beckedorfer Becke noch vereinzelt Werte über der Nachweisgrenzen angetroffen wurden, wobei Atrazin und Mecoprop-Funde überwogen.

Wichtigstes Ergebnis dieser Untersuchungsperiode war neben dem Nachweis hoher Einträge an Phenoxyalkancarbonsäuren in die Gewässer die Tatsache, daß im Frühjahr 1993 Atrazin angetroffen wurde, obwohl die Anwendung dieses Wirkstoffes seit März 1991 in der Bundesrepublik verboten ist.

Für eine rezente Ausbringung im Frühjahr 1993 sprechen folgende Befunde:

- *Vor Mai/Juni war kein Atrazin nachweisbar, obwohl ausreichend Niederschläge zu verzeichnen waren, die frühere Ausbringungen hätten auswaschen können.*
- *Die Hauptausbringzeit für Atrazin im Mais ist April/Mai; d.h. die Stoffe traten im Gewässer nur wenige Wochen später und nur zu dieser Zeit auf.*
- *Das Verhältnis der ermittelten Konzentrationen von Abbauprodukt und Hauptprodukt ist sehr gering; erfahrungsgemäß ist es bei alten Ausbringungen 1:1 oder sogar höher.*
- *Der Eintrag in die Gewässer erfolgt vermutlich über Drainageleitungen, da zeitgleich keine großen Schwebstoffmengen nachzuweisen waren, wie das bei einer direkten Abspülung mit alten Ausbringungen belasteter Böden hätte der Fall sein müssen. Da die Drainageeinrichtungen meist in Tiefen von ca. 75 cm eingebaut sind, sind damit auch die zeitlichen Abstände von einigen Wochen zwischen Ausbringung und Nachweis sehr plausibel.*

Mit Hilfe des Untersuchungsansatzes war demnach eindeutig nachzuweisen, daß im Frühjahr 1993 im Einzugsgebiet der untersuchten Gewässer in der Landwirtschaft Atrazin eingesetzt wurde, obwohl die Anwendung dieses Wirkstoffes seit März 1991 in der Bundesrepublik verboten ist!

Die Ergebnisse der Sonderuntersuchung vom 17.5. bis 3.7.1994 sind in Tabelle 22 dargestellt. Die hellere Schattierung kennzeichnet dabei den Beginn von Perioden mit starken Niederschlagsereignissen, während die dunkleren Schatten Perioden mit Gehalten an Pflanzenschutzmittel-Wirkstoff in der gelösten Phase darstellen, die über den Grenzwert der Trinkwasserverordnung für einzelne Wirkstoffe liegen.

Blumenthaler Aue	Atrazin	Desethylatrazin	Desethylterbutylazin	Simazin	Terbutylazin	Dichlorprop	Mecoprop	Diuron	Metolachlor
17.05.94	0,15	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,23	0,05	0,19	n.n.
18.05.94	0,07	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,11	< 0,05	0,11	n.n.
19.05.94	0,06	n.n.	n.n.	< 0,01	0,08	< 0,05	< 0,05	0,10	n.n.
20.05.94	0,03	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,06	< 0,05	< 0,05	0,07	n.n.
21.05.94	0,03	0,01	0,01	0,04	0,08	0,10	0,27	0,40	0,06
22.05.94	0,02	< 0,01	0,02	0,04	0,27	0,12	0,68	0,36	n.n.
23.05.94	0,14	0,01	0,01	0,02	0,12	0,18	0,92	0,15	0,16
24.05.94	0,07	< 0,01	< 0,01	0,01	0,07	0,06	0,43	0,10	0,07
25.05.94	0,05	0,01	0,02	0,01	0,10	< 0,05	0,19	0,10	0,09
26.05.94	0,03	< 0,01	0,02	< 0,01	0,09	< 0,05	0,05	0,08	n.n.
27.05.94	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,03	< 0,05	< 0,05	0,06	n.n.
28.05.94	0,04	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,03	< 0,05	< 0,05	0,06	< 0,05
29.05.94	0,03	0,01	< 0,01	< 0,01	0,03	< 0,01	< 0,05	< 0,05	n.n.
30.05.94	0,03	0,01	0,01	0,01	0,03	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n.n.
31.05.94	0,03	0,01	0,01	0,14	0,03	< 0,05	< 0,05	0,06	n.n.
01.06.94	0,02	< 0,01	0,01	0,10	0,03	< 0,05	< 0,05	0,07	n.n.
02.06.94	0,08	0,02	0,05	0,08	0,16	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
03.06.94	0,09	0,05	0,08	0,07	1,10	< 0,05	3,08	0,23	0,17
04.06.94	0,11	0,05	0,06	0,09	0,70	< 0,05	6,56	0,23	0,22
05.06.94	0,10	0,03	0,06	0,05	0,55	0,11	6,20	0,20	0,18
07.06.94	0,08	0,04	0,03	0,02	0,29	< 0,05	3,73	0,09	0,09
08.06.94	0,08	0,03	0,03	0,02	0,23	< 0,05	2,51	0,08	0,09
09.06.94	0,04	0,02	0,02	0,02	0,14	< 0,05	1,72	0,09	< 0,05
09.06.94	0,04	0,02	0,03	0,02	0,25	< 0,05	2,26	0,06	0,08
10.06.94	0,06	0,02	0,03	0,04	0,25	< 0,05	0,62	0,18	0,09
11.06.94	0,06	0,03	0,03	0,02	0,24	< 0,05	0,66	0,15	0,07
12.06.94	0,04	< 0,01	0,01	0,01	0,14	< 0,05	0,47	0,08	n.n.
14.06.94	0,02	< 0,01	0,01	0,01	0,09	n.n.	0,36	< 0,05	n.n.
15.06.94	0,03	< 0,01	0,01	0,01	0,09	n.n.	0,27	< 0,05	n.n.
16.06.94	0,02	n.n.	< 0,01	0,01	0,08	n.n.	0,25	< 0,05	n.n.
16.06.94	0,03	< 0,01	0,02	0,04	0,10	n.n.	0,14	0,11	0,08
17.06.94	0,02	n.n.	0,01	0,01	0,09	n.n.	0,19	< 0,05	n.n.
18.06.94	0,02	< 0,01	0,02	0,01	0,10	n.n.	0,29	< 0,05	n.n.
19.06.94	0,03	n.n.	< 0,01	0,01	0,09	n.n.	0,14	< 0,05	n.n.
20.06.94	0,03	n.n.	0,02	0,01	0,09	n.n.	< 0,05	n.b.	n.n.
21.06.94	0,03	n.n.	0,01	0,01	0,07	n.n.	0,08	< 0,05	n.n.
22.06.94	0,31	0,13	0,05	0,49	0,13	n.n.	n.n.	0,13	0,12
23.06.94	0,07	0,03	0,03	0,02	0,08	n.n.	n.n.	0,06	n.n.
24.06.94	0,05	0,02	0,02	0,01	0,06	n.n.	< 0,05	< 0,05	n.n.
25.06.94	0,04	0,01	0,03	0,06	0,07	n.n.	< 0,05	0,08	n.n.
26.06.94	0,13	0,05	0,07	0,50	0,11	n.n.	< 0,05	> 0,05	< 0,05
27.06.94	0,04	0,01	0,03	0,02	0,07	n.n.	< 0,05	0,07	n.n.
28.06.94	0,03	n.n.	0,04	0,02	0,07	n.n.	< 0,05	0,07	n.n.
29.06.94	0,10	0,06	0,10	0,21	0,20	0,12	< 0,05	2,24	0,21
30.06.94	0,04	0,07	0,10	0,09	0,37	0,12	< 0,05	1,11	0,05
01.07.94	0,09	0,07	0,08	0,08	0,24	0,06	< 0,05	0,64	n.n.
02.07.94	0,07	0,07	0,06	0,04	0,17	0,13	< 0,05	0,51	< 0,05
03.07.94	0,19	0,09	0,04	0,03	0,13	0,12	< 0,05	0,27	n.n.

☐ = Beginn von Niederschlagsereignissen

☐ = Überschreitungen der TrinkwV

Tabelle 22: Positive PSM-Nachweise in Wasserproben der Blumenthaler Aue während der Sonderuntersuchung
n.n. = nicht nachgewiesen

Die Zusammenstellung der Untersuchungsergebnisse zeigt, daß im Zeitraum von 17.5.1994 bis zum 3.7.1994 Atrazin in jeder Tagesmischprobe nachweisbar war. Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung wurde in der wäßrigen Phase der Blumenthaler Aue in dieser Zeit durch Atrazin sechsmal überschritten. Signifikante Ausbringungs- oder Eintragszeiträume waren im Gegensatz zum Vorjahr nicht zu erkennen. Der maximale Atrazin-Gehalt wurde am 22.6.1994 mit 0,31 µg/l erreicht.

Als Triazin-Herbizid wurde im Frühsommer 1994 hauptsächlich Terbutylazin eingesetzt. Dieser Wirkstoff wies häufige Überschreitungen des Wertes von 0,1 µg/l auf mit einem maximalen Wert von 1,10 µg/l. Dabei können deutlich zwei Eintrags-/Ausbringungsperioden voneinander unterschieden werden:

- *der Zeitraum vom 3.6. bis 12.6.1994 und*
- *der Zeitraum vom 29.6. bis 3.7.1994.*

Daneben waren einzelne Simazin-Befunde (maximaler Wert: 0,50 µg/l) zu verzeichnen.

Deutlich im Vordergrund stand während der Sonderuntersuchungskampagne der Einsatz von Herbizid-Wirkstoffen aus der Gruppe der Phenoxyalkancarbonsäuren, vor allem von Dichlorprop und Mecoprop. Dichlorprop wurde während zweier Perioden in die Blumenthaler Aue eingetragen: vom 17.5 bis 23.5.1994 und vom 29.6. bis 3.7. 1994. Seine maximale Konzentration betrug 0,23 µg/l. Mecoprop dominierte im Untersuchungszeitraum deutlich. Sein hauptsächlichlicher Eintrag ins Gewässer fand zwischen dem 3.6. und dem 19.6.1994 statt. Der maximale nachgewiesene Gehalt in einer Tagesmischprobe betrug 6,56 µg/l!

Daneben wurde punktuell auch wieder Diuron nachgewiesen (maximaler Wert 2,24 µg/l am 29.6.1994). Über diese bereits in den Vorjahren angetroffenen Wirkstoffe hinaus war erstmals Metolachlor in Einzelproben mit Konzentrationen bis 0,22 µg/l nachweisbar.

Insgesamt lassen sich bezüglich der Phenoxyalkancarbonsäuren deutlich drei signifikante Belastungsphasen unterscheiden:

- *die Periode vom 17.5. bis zum 25.5.1994*
- *die Periode vom 3.6. bis zum 12. bzw. 19.6.1994 und*
- *die Periode vom 29.6. bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes am 3.7.1994.*

Aus den erwähnten Niederschlagsereignissen in Bremen-Nord ergibt sich, daß wesentliche Niederschläge während der Sonderuntersuchung zu verzeichnen waren:

· <i>vom 14. bis 17.5.94</i>	<i>mit</i>	<i>14,0 mm</i>	<i>Gesamtniederschlag</i>
· <i>vom 21. bis 24.5.94</i>	<i>mit</i>	<i>10,1 mm</i>	<i>"</i>
· <i>vom 2. bis 10.6.94</i>	<i>mit</i>	<i>36,1 mm</i>	<i>"</i>
· <i>am 16.6.94</i>	<i>mit</i>	<i>09,0 mm</i>	<i>"</i>
· <i>am 25.6.94</i>	<i>mit</i>	<i>08,0 mm</i>	<i>"</i>
· <i>am 29.6.94</i>	<i>mit</i>	<i>19,8 mm</i>	<i>"</i>
· <i>vom 3. bis 7.7.94</i>	<i>mit</i>	<i>52,2 mm</i>	<i>"</i>

Die Niederschlagsereignisse mit einer Gesamtergiebigkeit von > 10 mm führten alle zu signifikanten Einträgen von Pflanzenschutzmitteln in die untersuchten Vorfluter, während die Einzelereignisse am 16. und 25.6. ohne derartige Folgen blieben.

Die unterschiedlichen Eintragszeiten (Terbutylazin und Mecoprop Anfang Juni; Diuron, Atrazin, Simazin Ende Juni trotz geringerer Niederschläge) belegen deutlich, daß diese Stoffe im Frühjahr 1994 ausgebracht wurden. Nach Angaben des für den Einzugsbereich der Blumenthaler Aue zuständigen Pflanzenschutzamtes lagen die wesentlichen Ausbringungstermine im Frühjahr 1994 für Dichlorprop und Mecoprop zwischen dem 20.4. und dem 15.5. (Getreide) sowie für die Triazine zwischen dem 20.5. und dem 10.6.94 (Mais).

Unter Berücksichtigung gewisser Verzögerung beim PSM-Transport in den Vorfluter durch die Untergrundpassage bis in den Drainagebereich, Abschwemmungen bis in die Gewässer sowie den Gewässertransport bis zur Probenahmestelle stimmen diese Auskünfte gut mit den prognostizierten Perioden überein, denn beide zu unterschiedlichen Zeiten eingesetzten Wirkstoffgruppen treten mit fast gleicher Verzögerung im Gewässer auf. Das wäre für eine Abspülung der Aufbringungen eines vorangegangenen Jahres ein zu großer Zufall, so daß auch diese Befunde noch einmal den Nachweis von Atrazinausbringungen im Jahr 1993 unterstützen.

Darüber hinaus weist der Konzentrationsverlauf verschiedener Wirkstoffe im Wasser der Blumenthaler Aue einen typischen niederschlagsabhängigen Verlauf aus: Zu Beginn eines großen Niederschlagsereignisses wird schnell eine sehr hohe Konzentration erreicht, die dann im Laufe des Ereignisses deutlich (mehr als eine Größenordnung) abnimmt. Mit Beginn des darauffolgenden Ereignisses werden dann wieder Spitzenwerte erreicht, wenn inzwischen der entsprechende Wirkstoff ausgebracht wurde (s. Diuron zwischen Anfang und Ende Juni), während ohne erneute Ausbringung das nächste Niederschlagsereignis für die Konzentration des betreffenden Wirkstoffes im Wasser der Aue ohne Folgen bleibt (s. Mecoprop 29.6.1994).

Damit erweist sich die Untersuchung von Gewässerproben der Blumenthaler Aue, die in großer Dichte oder an Niederschlagsereignissen orientiert genommen werden müssen, als geeignet, rezente Ausbringungen von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen in ihrem Einzugsgebiet eindeutig und empfindlich zu detektieren. Für höhere räumliche Auflösungen bis hin zur Identifikation konkreter Verursacher könnten Untersuchungen kleinerer Gewässer mit einem geringeren Einzugsgebiet bis hin zu Hof- und Feldentwässerungsgräben herangezogen werden.

5.6 Zusammenfassung und Ausblick

Der Ergebnisbericht macht deutlich, daß erhebliche Einträge an Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen aus der Landwirtschaft in die Gewässer Blumenthaler Aue und Beckedorfer Becke stattfinden. Die PSM-Konzentrationen in der gelösten Phase der Gewässer sind zeitweilig derart hoch, daß selbst nach einem gewissen Abbau und einer Verdünnung bei der Versickerung bzw. im Untergrund die Einträge dort zu Grundwasserfahnen führen können, in denen eine Überschreitung der in der Trinkwasserverordnung festgelegten Grenzwerte für diese Stoffe künftig nicht ausgeschlossen werden kann.

Auslösende Eintragsereignisse in die Oberflächengewässer sind starke Niederschläge. Dabei werden jedoch eindeutig überwiegend nicht Wirkstoffe aus weit zurückliegenden Aufbringungsperioden eingetragen, sondern das jeweilige Niederschlagsereignis spiegelt die Boden- und Pflanzenbehandlung aus der dem Niederschlag vorangegangenen Bearbeitungsperiode deutlich wider.

Insgesamt erwies sich die Untersuchung der wäßrigen Phase der Gewässer in der durchgeführten Form - in Kombination mit der Registrierung klimatischer Rahmenbedingungen - als sinnvolles Instrument zur Erarbeitung eines Gesamtüberblicks über Ausbringungszeiträume, die Art der ausgebrachten Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe im Wasserschutzgebiet Blumenthal und das Eintragungspotential in die dortigen Oberflächengewässer.

Demgegenüber stellten sich die Untersuchungen der Schwebstoffe für eine solche Fragestellung als weniger geeignet dar. Einmal steht häufig nicht eine ausreichend große Menge an Schwebstoffen zur Verfügung, und zweitens sind aufgrund ihrer problematischen Matrices die Nachweisgrenzen für PSM-Wirkstoffe für diesen Zweck häufig zu hoch.

Es wird empfohlen, mit den dargestellten Ergebnissen auf die landwirtschaftliche Beratung einzuwirken, damit künftig der Einsatz nicht zugelassener Wirkstoffe unterbleibt. Darüber hinaus sollte geprüft werden, ob für drainierte Felder Anwendungsbeschränkungen von Pflanzenschutzmitteln nach dem Wasserhaushaltsgesetz ausgesprochen werden können, da auf diesem Weg ein direkter und vorhersehbarer Eintrag erheblicher Mengen an Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen in die Gewässer im Einzugsgebiet der Wasserförderung Blumenthal stattfindet.

Die Stadtwerke Bremen AG werden sich 1996 bemühen, die Entsorgungskosten der PSM-Altbestände landwirtschaftlicher Betriebe im besagten WSG zu übernehmen.

Untersuchungen der vorgestellten Art sollten bis zum Nachweis deutlich verringerter Einträge jährlich zumindest im Zeitraum Mai bis August (Sonderuntersuchungskampagne) fortgeführt werden. Der Parameterumfang kann auf die bedeutsamen Stoffgruppen reduziert werden. Von Relevanz ist auch die Überprüfung des Einflusses verschiedenartiger Untereinzugsgebiete (städtische Bebauung - Landwirtschaft, bremischer Bereich - niedersächsischer Bereich) auf die PSM-Bilanz des Einzugsgebietes. Entsprechende Folgeuntersuchungen sind in Planung. Für eine umfassende Abschätzung des Risikos künftiger Grundwasserbelastungen durch Versickerung pflanzenschutzmittelhaltiger Oberflächengewässer wären darüber hinaus in den übrigen Zeiträumen die Untersuchung von 14-Tage-Mischproben hilfreich. Der Parameterumfang könnte dabei aufgrund der Ergebnisse dieser Studie auf etwa zehn Wirkstoffe reduziert werden.

5.7 Literatur

- [1] Mull, R.; Weth, D.; Boochs, P.W. (1987): Grundwassermodell Bremen-Nord. - Unveröffentlichter Bericht des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover im Auftrag der Stadtwerke AG.
- [2] Schröter, J.; Kölling, A.; Kücke, A. (1992): Zusammenstellung der vorhandenen relevanten Parameter zur Beschreibung, Beurteilung und Verminderung der Grundwasserbelastung durch landwirtschaftliche Produktion im Wasserschutzgebiet Blumenthal. - Unveröffentlichter Bericht der Gesellschaft für konzeptionelle Umweltgeologie mbH im Auftrag des Wasserwirtschaftsamtes Bremen.
- [3] Perkow, W.: Wirksubstanzen der Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel, Verlag Paul Parey, 2. Auflage.
- [4] Neue Technologien in der Trinkwasserversorgung, 8. Statusseminar des vom Bundesminister für Forschung und Technologie geförderten Forschungsschwerpunktes, Bielefeld 1992, DVGW Schriftenreihe Wasser Nr. 109.

6. Überwachung des Salzgehaltes in der Weser

6.1 Einführung

Ein wichtiger Parameter zur Beurteilung des Lebensmilieus der aquatischen Organismen ist die Chloridkonzentration. Die hohe Chlorid- bzw. Salzbelastung der Weser führte im Laufe der Jahre aufgrund veränderter Lebensbedingungen für Pflanzen und Tiere zu einer gravierenden Veränderung in der Artenzusammensetzung des Gewässers. Viele Süßwasserarten wurden infolge der hohen Salzbelastung vernichtet. Als besonders schwerwiegend wird das Problem der Salzgehalts-Schwankungen im Weserwasser angesehen. Eine weitere schwerwiegende Folge der Salzbelastung ist der Verzicht auf die Trinkwassergewinnung aus Weserwasser. Die immense Salzfracht resultiert im wesentlichen aus Einleitungen der thüringisch-hessischen Kaliwerke in die Werra.

Die Verminderung der Salzbelastung der Weser ist erklärtes Ziel eines Verwaltungsabkommens zwischen der Bundesrepublik Deutschland, den Weser-Anliegerländern und der Kali-Industrie. Bis 1996 sollen durch verringerte Einleitungen der Kaliwerke und durch Abpufferung von Belastungsspitzen eine gleichmäßige Salzfracht und eine Verringerung um mehr als 80 % erreicht werden (bezogen auf das Jahr 1991).

Die Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Weser (ARGE Weser) veranlaßte deshalb ein Untersuchungsprogramm, um mögliche Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaft des Flusses zu dokumentieren und notfalls weitere Verbesserungen zu initiieren. Der Rückgang der Chloridkonzentrationen wird durch das Forschungsvorhaben "Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem" begleitet.

Seit Mitte 1993 betreibt Bremen in der tideunbeeinflussten Wesermeßstation Bremen-Hemelingen (Mittelweser km 361) neben der kontinuierlichen Leitfähigkeitsmessung auch eine semi-kontinuierliche Chloridmessung. Das Meßsystem wurde errichtet, um eine bessere Bilanzierung der Salzfrachten vornehmen zu können und um damit eine genauere Aussage über die Auswirkungen der Salzgehaltsreduzierung in der Weser zu ermöglichen. In diesem Bericht werden die Untersuchungsergebnisse der kontinuierlichen Leitfähigkeitsmessung, der 14-Tage-Mischprobe und der semi-kontinuierlichen Chlorid-Untersuchung (Zeitraum vom September 1993 bis November 1994) vergleichend vorgestellt.

6.2 Methoden

6.2.1 Weserwasserentnahme

Die Pumpe befindet sich etwa 1 m unterhalb der Wasseroberfläche. Sie pumpt kontinuierlich Weserwasser (etwa 2 l/sec - Fließgeschwindigkeit etwa 3 m/s) in die 20 m von der Entnahmestelle entfernte Meßstation.

6.2.2 Leitfähigkeitsmessung

In der Durchflußmeßzelle der Meßstation befindet sich eine Leitfähigkeitsselektrode (Typ KLE 1/T WTW), die kontinuierlich die elektrische Leitfähigkeit des Weserwassers mißt. Aus den vom Stationsrechner sekundlich abgefragten Daten werden 5-Minuten-Mittelwerte errechnet, die dann wiederum zu 30-Minuten-Mittelwerten verdichtet werden. Diese Daten werden abgespeichert und liegen den Berechnungen zugrunde.

6.2.3 Chloriduntersuchung

Die Chlorid-Konzentration wird sowohl semi-kontinuierlich als auch in den 14-Tage-Mischproben analysiert:

14-Tage-Mischprobe

Dem Weserwasser wird in der Meßstation eine konstante Wassermenge in 20-Minuten-Intervallen entnommen (Probenahmegerät: Typ ASP 9565 D, Endress und Hauser) und zu einer Tagesmischprobe vereinigt. Von den Tagesmischproben werden über einen Zeitraum von 14 Tagen bestimmte Wassermengen entnommen, vereinigt, tiefgefroren und anschließend im Labor entsprechend DIN auf den Chlorid-Gehalt analysiert. Diese Probenahme und Untersuchung erfolgt im Rahmen des ARGE Weser-Meßprogramms.

Semi-kontinuierliche Messung

In Abständen von sechs Stunden werden dem Weserwasser in der Meßstation 50 ml entnommen und davon die Chlorid-Konzentration in Anlehnung an die DIN bestimmt. Die Analyse der Wasserprobe erfolgt in der Meßzelle des Titrolysers (Typ ADI 2011) im Automatikbetrieb. Das Probenahmeintervall von sechs Stunden wurde gewählt, um das bei der Bestimmung anfallende Abwasservolumen gering zu halten. Weiterhin sollten vier Analysen pro Tag eine abgesicherte Aussage über die mittlere tägliche Chlorid-Konzentration in der Weser ergeben.

6.2.4 Weserwasserabfluß

Die Weser-Abflußmeßstelle Intschede liegt 29,8 km oberhalb der Meßstation Bremen-Hemelingen. Der Abfluß wird als repräsentativ für diese Meßstelle erachtet, da in dem Weserabschnitt keine Gewässereinleitungen vorkommen (Abfluß Intschede + 1 %). Eine Abflußmessung in Bremen-Hemelingen ist nicht möglich, da aufgrund der Stauwirkung des Hemelinger Wehres eine präzise Messung nicht gewährleistet ist. Die Abflußwerte der Weser bei Intschede werden täglich telefonisch abgerufen.

6.3 Ergebnisse

6.3.1 Abflußmenge

Nachfolgend werden zunächst die Ergebnisse der Weser-Abflußmessungen bei Intschede als Abflußganglinie vorgestellt. Dargestellt wird der Zeitraum von September 1993 bis November 1994. Das entspricht einer Spanne von 30 Perioden (1 Periode = 2 Wochen).

Fehler! Keine gültige Verknüpfung.

Abbildung 8: Abflußganglinie der Weser bei Intschede in m^3/s für den Zeitraum September 1993 (20. Periode) bis November 1994 (24. Periode)

14 Tage = eine Periode, 1 Jahr = 26 Perioden

Deutlich sind vier Hochwasserspitzen im Januar mit $1730 \text{ m}^3/\text{s}$ (1.-2. Periode), Anfang Februar mit $1480 \text{ m}^3/\text{s}$ (3. Periode) und in der zweiten März- bzw. Aprilhälfte (6. bzw. 8. Periode) zu erkennen. Ab der 12. Periode lag der Abfluß unter dem langjährigen Mittel von $314 \text{ m}^3/\text{s}$. Ein weiterer bedeutender Ausschlag der Abflußganglinie wurde im Oktober 1993 (22. Periode) registriert. Hier betrug der Abfluß in der Spitze $700 \text{ m}^3/\text{s}$.

6.3.2 Vergleich der Ergebnisse der semi-kontinuierlichen Chloriduntersuchung mit denen der Leitfähigkeitsmessung

In Abbildung 9 und Abbildung 10 werden die Tagesmittelwerte der kontinuierlichen Leitfähigkeitsmessung den Ergebnissen der semi-kontinuierlichen Chlorid-Analysen gegenübergestellt.

Fehler! Keine gültige Verknüpfung.

Abbildung 9: Chlorid-Konzentration in mg/l in der Zeit von September 1993 (20. Periode) bis November 1994 (24. Periode)

Fehler! Keine gültige Verknüpfung.

Abbildung 10: Leitfähigkeit in $\mu\text{S}/\text{cm} \cdot \text{Faktor } 1000$ in der Zeit von September 1993 (20. Periode) bis November 1994 (24. Periode)

Aus den beiden Ganglinien ist ersichtlich, daß die beiden Parameter fast übereinstimmende Kurvenverläufe aufweisen. Die Chlorid(Cl^-)-Konzentration erreichte im November 1994 (24. Periode) einen Maximalwert von etwa 600 mg/l. Bedingt durch das Hochwasser im Januar sank die Chlorid-Konzentration auf einen Minimalwert von unter 100 mg/l. Es wird deutlich, daß die geringsten Chlorid-Gehalte im Weserwasser zu Zeiten großer Oberwassermengen auftreten (Verdünnungseffekt), während im Sommer die Salzkonzentrationen in der Weser aufgrund der geringeren Oberwassermengen zunehmen.

Um von den gemessenen Leitfähigkeitswerten auf die Chlorid-Konzentration schließen zu können, wurde mit den errechneten Chlorid-Tagesmittelwerten der semi-kontinuierlichen Chloridmessung ein einfaches Regressionsmodell erstellt. Beide Parameter liegen annähernd normal verteilt vor.

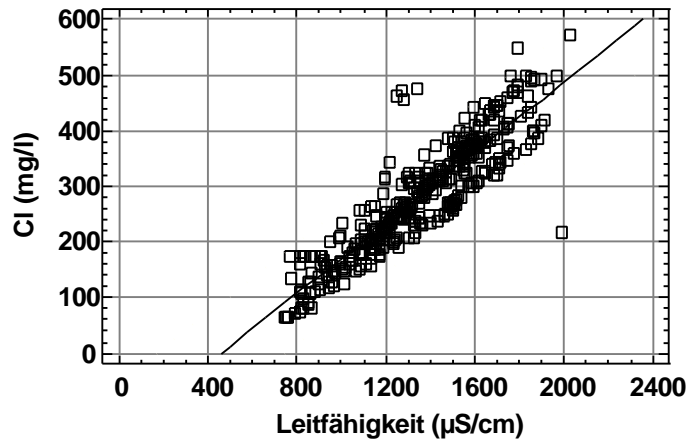


Abbildung 11: Lineare Regression der Leitfähigkeit (Lf) auf Chlorid ($Cl = -146 + 316 \cdot Lf$)

Es wurde ein Korrelationskoeffizient von $r = 0,8966$ ermittelt, mit dem sich ca. 80 % der Gesamtstreuung aus der Veränderung der Leitfähigkeit erklären lassen.

Die Restwerte zeigen kein Verteilungsmuster, so daß das gewählte Regressionsmodell als gesichert angesehen werden kann.

Aufgrund der signifikanten Korrelation läßt sich die Chlorid-Konzentration (in mg/l) aus der Leitfähigkeit abschätzen. Er beträgt etwa ein Fünftel des Leitfähigkeitswertes (in $\mu S/cm$). Der aus den realen Meßwerten ermittelte Quotient ist in der folgenden Abbildung dargestellt. Aus ihr wird deutlich, daß zu Zeiten extremer Oberwassermengen diese Relation nicht mehr gilt. Die Kurvenausschläge in der 16. und 20. Periode können z. Zt. nicht erklärt werden.

Fehler! Keine gültige Verknüpfung.

Abbildung 12: Quotient aus der Relation Chlorid-Konzentration zur Leitfähigkeit (dicke Linie) sowie die Abflusganglinie

6.3.3 Vergleich der Ergebnisse der semi-kontinuierlichen Chloriduntersuchung mit denen der 14-Tage-Mischprobe

Von Belang ist die Klärung der Frage, welche Unterschiede sich bei der Chloridmengenbilanz ergeben, wenn die anhand der 14-Tage-Mischprobe und dem mittleren Abfluß in diesem Zeitintervall ermittelten Frachten mit denjenigen verglichen werden, die sich auf Basis der semi-kontinuierlichen Chlorid-Messung ergeben. Tabelle 23 gibt eine Übersicht über die Ergebnisse.

Periode	Chlorid (mg/l) 14-Tage-Mischpr.	Chlorid (mg/l) semi-kontinuierl.	Periode	Chlorid (mg/l) 14-Tage-Mischpr.	Chlorid (mg/l) semi-kontinuierl.
20	260	274	7	120	143
21	200	219	8	140	154
22	260	277	9	190	192
23	330	355	10	300	313
24	270	286	11	300	326
25	240	303	12	270	308
26	150	182	13	310	423
1	65	127	14	380	419
2	130	139	15	440	325
3	150	175	16	460	305
4	210	240	17	390	245
5	310	341	18	240	310
6	220	241	19	310	338

Tabelle 23: Vergleich der Chloridkonzentrationen aus der 14-Tage-Mischprobe mit berechneten Konzentrationen aus der semi-kontinuierlichen Chlorid-Messung

Die Tabelle zeigt, daß in der Regel die 14-Tage-Mischprobe geringere Konzentrationen aufweist als die semi-kontinuierlich ermittelten Werte. Zur Verdeutlichung sind die prozentualen Differenzen zwischen den beiden Erhebungsarten in den folgenden Abbildungen (Konzentration / Fracht) dargestellt:

Fehler! Keine gültige Verknüpfung.

Abbildung 13: Prozentuale Abweichung zwischen den Ergebnissen der 14-Tage-Mischprobe und den berechneten 14-Tage-Mittelwerten der semi-kontinuierlichen Messung (Konzentration)

Fehler! Keine gültige Verknüpfung.

Abbildung 14: Prozentuale Abweichung zwischen den Ergebnissen der 14-Tage-Mischprobe und den berechneten 14-Tage-Mittelwerten der semi-kontinuierlichen Messung (Fracht)

Für die Praxis bedeutet das, daß die 14-Tage-Mischprobe in der Regel zu geringe Konzentrationen liefert, was sich auch bei der Berechnung der Frachten deutlich bemerkbar macht. Die Differenz zwischen den beiden Erhebungsmethoden beträgt etwa 10 Prozent.

7.4 Literatur

- [1] Bäche, J.; Herbst, V.; Hofmann, G.; Matthes, U.; Thiel, R. (1994): Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem. - Wasserwirtschaft 84
- [2] Wasserqualität der Fließgewässer. - Wasserwirtschaft 83 (1993) 12: 685
- [3] Angestrebte Sanierung von Werra und Weser durch Entsalzung zeigt erste positive Effekte. - Wasserwirtschaft 84 (1994) 5: 287
- [4] Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Weser (1994): Die Unterweser 1993
- [5] Freie Hansestadt Bremen (1993): Gewässergütebericht des Landes Bremen 1993

7. Anhang

7.1 Glossar

aerob	Sauerstoff ist vorhanden
Akkumulation	Anreicherung
anaerob	bezeichnet das Fehlen von Sauerstoff
anthropogen	durch menschliche Aktivitäten verursacht
AQS	<u>A</u> lytische <u>Q</u> ualitätssicherung
ARGE Weser	Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Weser
autochthon	"bodenständig", d.h. am Ort des Vorkommens entstanden
BSB _{5/7}	biochemischer Sauerstoffbedarf während 5 bzw. 7 Tage
CSB	chemischer Sauerstoffbedarf
diffuser Eintrag	nicht genau bestimmbarer Eintrag
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff
Emission	Kennzeichnung der einer "Quelle" entströmenden Umweltbelastung
EPA	<u>E</u> nvironmental <u>P</u> rotection <u>A</u> gency (Umweltschutzbehörde der USA)
Epilimnion	obere warme Wasserschicht eines Sees
eutroph	nährstoffreich
Eutrophierung	verstärkte Produktion von Biomasse im Gewässer, die in der Regel durch vermehrte Zufuhr von Pflanzennährstoffen bedingt wird
Fauna	Tierwelt eines Gebietes
Flora	Pflanzenwelt eines Gebietes
GC	Gaschromatographie
Herbizid	Pflanzenbekämpfungsmittel
HPLC	Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie
Hypolimnion	untere kalte Wasserschicht eines Sees
Ichthyozönose	Fischgemeinschaft eines Gebietes
Immission	Einwirkung einer Belastungsform auf die Umwelt
Indikatororganismen	Organismen, die aufgrund ihrer artspezifischen Umweltansprüche durch ihr Vorhandensein Rückschlüsse auf bestimmte Umweltbedingungen zulassen
Insektizid	Insektenbekämpfungsmittel
Juvenile	zur Jugendphase gehörend
kanzerogen	krebserzeugend (auch: karzinogen, cancerogen)
Kontamination	Verunreinigung, Verschmutzung, Verseuchung
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
Lee	windabgewandte Seite
Metalimnion	Sprungschicht, trennt die obere warme Wasserschicht eines Sees von der unteren kühlen Schicht
mutagen	erbgutschädigend, erbgutverändernd
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff
oligotroph	nährstoffarm
O ₂ -Minimum	Sauerstoffminimum

OPP	Organophosphorpestizide
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
partikulär	an Partikel gebunden
Periode	eine Periode umfaßt einen Untersuchungszeitraum (von z.B. zwei Wochen)
Perzentil	z.B. 90 Perzentil, derjenige Wert, unter dem 90 % aller gemessenen Werte liegen
Pestizid	Schädlingsbekämpfungsmittel
POV	Phosphororganische Verbindungen
Prolarven	frühes Larvenstadium
PSM	Pflanzenschutzmittel
PTFE	Kunststoffmaterial
Saprobie	Intensität der biologischen Abbauprozesse
Saprobienindex	Zahlenwert zwischen 1,0 und 4,0 zur Beschreibung des Saprobiegrades; der Index wird aus den vorgefundenen Indikatorarten berechnet
Saprobien-system	Einteilungssystem, das darauf beruht, daß bestimmte Organismenarten aufgrund ihrer spezifischen Umweltansprüche in bestimmten Belastungszonen eines Gewässers häufig sind und für diesen Zweck Indikatororganismen darstellen
SCKW	schwerflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe
submerse Pflanze	völlig untergetaucht lebende Pflanze
toxisch	giftig
TrinkwV	Trinkwasserverordnung
Trophie	Intensität der pflanzlichen Produktion
TS	Trockensubstanz
Vorfluter	Gewässer, das zur Aufnahme von Abwasser genutzt wird

