



# *UFZ-Bericht*

UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Nr. 3/1996

Dissertation

---

**Potentiale und Strategien  
der Wiederbesiedlung  
am Beispiel des  
Makrozoobenthons  
in der mittleren Elbe**

---

Ute Dreyer

Sektion Gewässerforschung  
UFZ-Umweltforschungszentrum  
Leipzig-Halle GmbH

ISSN 0948-9452

**Potentiale und Strategien der Wiederbesiedlung  
am Beispiel des Makrozoobenthons in der mittleren Elbe**

Von dem Fachbereich Biologie der Technischen Hochschule Darmstadt

zur

Erlangung des akademischen Grades

eines Doctor rerum naturalis

genehmigte

Dissertation von

Ute Dreyer

aus Dresden

Berichterstatter: Prof. Dr. R. Kinzelbach

Mitberichterstatter: Prof. Dr. A. Buschinger

Tag der Einreichung: 26.10.95

Tag der mündlichen Prüfung: 20.12.95

Darmstadt 1995

D 17

### **Danksagung**

Herrn Prof. Dr. R. Kinzelbach danke ich herzlich für das Interesse an der Arbeit, die Unterstützung und die stete Gesprächsbereitschaft.

Bei Herrn Prof. Dr. A. Buschinger bedanke ich mich für die Übernahme des Koreferats.

Mein Dank gilt ebenfalls dem Institut für Gewässerforschung Magdeburg im GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH (seit 1995 im Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH) für die Bereitstellung eines Arbeitsplatzes sowie die guten Arbeitsbedingungen.

Den Mitarbeitern des Institutes für Gewässerforschung danke ich für die Unterstützung mit Rat und Tat. Mein ganz besonderer Dank gilt Frau U. Kuhlicke für die Mithilfe bei den Probenahmen, Frau Dr. G. Packroff, Herrn Dr. H. Guhr und Herrn D. Spott für die kritische Durchsicht des Manuskriptes.

Herrn U. Wernecke danke ich für die Nachbestimmung der Vertreter der Gattung *Baetis*.

Diese Arbeit wurde am Institut für Gewässerforschung Magdeburg im GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH (seit 1995 im Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH) im Zeitraum Januar 1992 bis Oktober 1995 angefertigt. Die Arbeit wurde wissenschaftlich durch Herrn Prof. Dr. R. Kinzelbach vom Institut für Zoologie der TH Darmstadt betreut.

# Inhalt

	Seite
1. Einleitung	1
2. Überblick über Untersuchungsgebiet	3
2.1. Geographische Entwicklung	3
2.2. Morphologie und Ausbau	3
2.3. Substratbeschaffenheit	4
2.3.1. Stromsohle	5
2.3.2. Bühnenfelder	6
2.3.3. Wasserbausteine	6
2.4. Untersuchungsgebiet	6
3. Methodik	8
3.1. Chemische und hydrologische Daten	8
3.2. Untersuchungen zum Makrozoobenthon der Elbe	8
3.2.1. Uferbesammlungen	8
3.2.2. Probenahmen vom Schiff aus	9
3.2.3. Längsschnittuntersuchungen	10
3.2.4. Vergleichsuntersuchungen an benachbarten Bühnen	11
3.2.5. Künstliche Aufwuchssubstrate	11
3.3. Untersuchungen zum Makrozoobenthon im Mündungsbereich von Nebenflüssen und Kanälen	12
3.4. Zusatzuntersuchungen	13
3.5. Auswertung	13
3.5.1. Taxonomie	13
3.5.2. Ähnlichkeitsindices	14
3.5.3. Sonstiges	14
4. Hydrologisch- meteorologische Situation	15
5. Entwicklung der Belastungssituation der Elbe	16
5.1. Allgemeiner Überblick	16
5.2. Sauerstoffgehalt und organische Belastung	17
5.3. Nährstoffe	18
5.4. Leitfähigkeit, Salzgehalt und pH	20
6. Organismenbesiedlung	22
6.1. Besiedlung der Weichsubstrate der Elbe	22
6.1.1. Besiedlung der Bühnenfelder	22
6.1.2. Besiedlung der Stromsohle	23
6.2. Besiedlung der Hartsubstrate	23
6.2.1. Einführung	23
6.2.2. Entwicklung der Artengemeinschaft in der Elbe	24
6.2.3. Saisonale Dynamik in der Besiedlung	25
6.2.4. Räumliche Dynamik	32
6.2.5. Besiedlung der Mündungen von Nebenflüssen und Kanälen	41
6.2.6. Untersuchungen in der Überflutungsau	45
7. Charakterisierung ausgewählter Arten	48
8. Auswertung und Diskussion	66
8.1. Faunistische Veränderungen	66
8.2. Anpassung der Organismen	67
8.3. Biozönotische Gliederung	68
8.4. Wiederbesiedlung	70
8.4.1. Verbreitungsmechanismen	72
8.4.2. Ausbreitungshindernisse	74
8.4.3. Wiederbesiedlungspotentiale der Mittel- und Unterelbe	75
8.4.4. Voraussetzungen für eine Wiederbesiedlung	82
8.4.5. Ziele bzw. Endpunkte einer Wiederbesiedlung	84
9. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen	86
10. Literaturverzeichnis	89
11. Anhang	



## 1. Einleitung

Die Elbe gehörte bis 1989/1990 zu den am stärksten belasteten Flüssen Mitteleuropas. Durch den Zusammenbruch der ostdeutschen Industrie und das Wirksamwerden erster Sanierungsmaßnahmen (Inbetriebnahme von Kläranlagen) ist seit 1990 eine Verbesserung der Wasserbeschaffenheit zu beobachten, die zu Änderungen der Struktur der Biozönose führt. Speziell bei den Organismen des Makrozoobenthons vollzieht sich entsprechend der 1. Thienemann'schen Regel ein Wandel von einer instabilen Gemeinschaft mit wenigen verschmutzungstoleranten Arten (KLAPPER 1961; GUHR et al. 1985; WITTANN 1990; MÄDLER 1992) zu einer artenreicheren Fauna mit Organismen, die höhere Ansprüche an die Wasserqualität stellen (SEILERT 1992; DORSCHNER et al. 1993; MÄDLER 1994).

Neubesiedlungen von Habitaten oder Wiederbesiedlungen organismenfreier Areale geben Aufschluß über die populationsökologischen Bedingungen in Fließgewässern (SCHÖNBORN 1992). Ihre Untersuchung hat eine praktische Bedeutung für die Beurteilung der Stabilität von Fließgewässerökosystemen, da menschliche Einflüsse die Biozönosen in Fließgewässern häufig zerstören.

Wiederbesiedlung spielt auch im natürlichen oder wenig gestörten Fluß eine wichtige Rolle. Stärkere Hochwässer und Eisgang, Niedrigwasser, periodische Austrocknungen und die Instabilität einiger Habitate können die Zönosen zerstören. Fließgewässerökosysteme müssen also auf eine schnelle Wiederbesiedlung ausgerichtet sein und daher große Reserven an Wiederbesiedlungskapazität besitzen. Sie sind infolge der Störungsereignisse mehr auf Wiederbesiedlungsstrategien als auf Regulationsmechanismen hin entwickelt (VANNOTE et al. 1980).

Die Dauer der Wiederbesiedlung von Flußteilen ist unterschiedlich und von speziellen Bedingungen des betreffenden Flußabschnittes abhängig. Erstbesiedler sind immer Bakterien, dann folgen, je nach Dominanz von Algenbewuchs oder Detritusablagerungen, Weidegänger oder Substratfresser und Filtrierer (GORE 1982).

Untersuchungsschwerpunkte in der vorliegenden Arbeit waren die Wiederbesiedlungspotentiale und -strategien des Makrozoobenthons in der Mittel-elbe. Unter Wiederbesiedlungspotentialen sind die Refugialräume zu verstehen, von denen die Wiederbesiedlung der Elbe ausgeht, unter Wiederbesiedlungsstrategien die dabei wirkenden Mechanismen.

Als Refugialräume für die Elbebiozönose kommen Bereiche im Strom selbst, mit der Elbe in Verbindung stehende Altarme und Restgewässer sowie Nebenflüsse und in die Elbe mündende Kanäle in Frage. Voraussetzungen sind, daß das Arteninventar von potentiellm Refugialraum und Elbe weitgehend übereinstimmt, ein direkter Austausch zwischen Refugialraum und Elbe besteht und die Umweltbedingungen (chemisch, physikalisch, biologisch) in Elbe und Refugialraum nicht zu stark voneinander abweichen (SCHRÖDER & REY 1991).

Wirkmechanismen sind zum Beispiel:

- faunistische Veränderungen der Biozönose
- Ausbildung bestimmter Anpassungsformen (r-Strategen, K-Strategen)

### ■ Art und Weise der Verbreitung der Organismen

Im Vordergrund der Arbeit stand die Erfassung des Makrozoobenthons auf Hartsubstraten (Steinen) im Bereich der Mittelelbe (Roßlau bis Wittenberge) hinsichtlich der Entwicklung der Lebensgemeinschaft unter den veränderten Beschaffenheitsverhältnissen der Elbe nach 1990.

Dazu wurden Untersuchungen zur räumlichen und zeitlichen Dynamik in der Organismenbesiedlung durchgeführt.

Exemplarische Bestandserhebungen in Nebengewässern der Elbe geben Auskunft über ihren möglichen Einfluß auf die Wiederbesiedlung der Elbe.

Mit Hilfe der in dieser Arbeit begonnenen Dokumentation der Wiederbesiedlungsprozesse in der Elbe, die als Grundlage für die Bewertung späterer Untersuchungen zur Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthons besonders im Zusammenhang mit der Einschätzung des Erfolges von Sanierungsmaßnahmen dient, können mögliche Ziele für die Entwicklung der Elbe als Lebensraum definiert werden.

Zusätzlich bietet der Prozeß der Wiederbesiedlung der Elbe die Möglichkeit, Veränderungen der Biozönose eines Fließgewässerökosystems in einem industrialisierten Einzugsgebiet nach Verbesserung der Wasserbeschaffenheit im Sinne eines großen Freilandexperimentes zu studieren. Dieses erlaubt es, Informationen über das Verhalten von Organismen (Aussterben, Überleben, Neubesiedlung) zu sammeln, um die weitere Entwicklung der Organismen des Makrozoobenthons in der Elbe zu prognostizieren oder ähnliche Prozesse in anderen Fließgewässern zu bewerten.

## 2. Überblick über Untersuchungsgebiet

### 2.1. Geographische Entwicklung

Die Darstellung der geographischen Entwicklung des Elbeeinzugsgebietes bezieht sich auf Angaben von KOTHÉ (1961); RIEDEL-LORJÉ & GAUMERT (1982); ARGE ELBE (1984); JÄHRLING (1992); KEMPE (1992); WOLF & SCHUBERT (1992); IKSE (1994).

Die Elbe entspringt im Riesengebirge in einer Höhe von 1384 m über NN. Die Gesamtlänge von der Quelle bis zur Mündung beträgt 1091 km. Das Einzugsgebiet umfaßt eine Fläche von ca. 148000 km<sup>2</sup>. Bedeutendster Zufluß in Böhmen ist die Moldau, die bei Melnik in die Elbe mündet. Nach Verlassen des Böhmisches Tieflandes und Mittelgebirges erreicht die Elbe das sich nordwärts anschließende Elbsandsteingebirge. Unterhalb Dresdens durchschneidet der Fluß das Meißner Granitmassiv und erreicht auf der Höhe von Riesa das von den Vorstößen skandinavischer Gletscher geprägte Norddeutsche Tiefland. Er folgt dem Breslau-Bremer Urstromtal bis unterhalb Magdeburgs, durchbricht dabei die Moränenzüge des Fläming und der Letzlinger Heide und folgt dem Glogau-Baruther und dem Berlin-Warschauer Urstromtal bis zur Nordsee. Die wichtigsten Nebenflüsse der mittleren Elbe sind Schwarze Elster, Saale, Mulde und Havel.

Das Einzugsgebiet verdankt seine Oberflächengestalt neben tektonischen Vorgängen (besonders der alpid-saxonischen Gebirgsbildung) vor allem den Auswirkungen der pleistozänen Vereisungen und zwar hauptsächlich den Saale- (Riß) und Weichsel- (Würm) Kaltzeiten.

Das Flußsystem der Elbe entstand als Einheit erst während der letzten Eiszeit.

### 2.2. Morphologie und Ausbau

Ursprünglich bildete die Elbe ein breites, teilweise versumpftes Stromtal mit bewaldeten Auen und Schilfsümpfen, das durch Uferabbrüche, Auskolkungen, wandernde Sandbänke, Verlagerung des Flußbettes, Stromteilungen durch Mittelsänder, Hindernisse wie Felsblöcke oder Baumstämme, einen litoralen Pflanzensaum und flußbegleitende Altwässer gekennzeichnet war und von regelmäßigen Überschwemmungen geprägt wurde (WILKENS & KÖHLER 1977; JÄHRLING 1992). Mit lokalen Einschränkungen blieb dieser morphologische Zustand bis Anfang des 19. Jahrhunderts erhalten.

Ab ungefähr 1830 begann die Regulierung der Elbe im Interesse der Schifffahrt und der Landeskultur. Der Ausbau erfolgte in mehreren Perioden (BAUCH 1958). Das Bestreben ging dahin, einen möglichst glatten Stromschlauch herzustellen und alle Schifffahrtshindernisse zu beseitigen, was durch Anlegen von Durchstichen und die dadurch erzielte Abschneidung von Krümmungen erreicht wurde. Der Bau von Buhnen und Längswerken engte den Strom ein und zwang ihn, sein eigenes Bett zum Nutzen der Schifffahrt zusätzlich zur natürlichen Erosion (KISKER 1926; GLAZIK 1994 a, b) zu vertiefen. Wesentlich ist der Verlust an ökologisch wertvollen Flachwasserbereichen, an Sand- und Kiesbänken, strömungsberuhigten Zonen und Kolken, also insgesamt an biologisch erwünschter Vielfalt im Längs- und Querprofil (SPOTT 1993).

Der deutsche Abschnitt der Elbe ist mit Ausnahme des Aufstaus am Geesthachter Wehr freifließend. Der Bereich der Mittel- und Niedrigwasserregulierung mit Buhnen und Längswerken ausgebaut. Es existieren aber auch heute noch Uferabbrüche oder mit Schilf bewachsene Uferzonen.

Die Elbauen im Bereich der Mittel-Elbe weisen aufgrund der "Verwahrlosung", bedingt durch die ökonomischen Probleme der ehemaligen DDR, aus Sicht der Instandhaltung noch weitgehend naturnahe Strukturen auf (JÄHRLING 1993).

Strukturelemente (nach JÄHRLING 1993):

■ **Aquatischer Bereich:**

umfaßt die mehr oder weniger ständig mit Wasser benetzte Flußsohle (etwa bei mittleren Niedrigwasser), ständig angeschlossene Altwässer und die Mündungsbereiche natürlicher Zuflüsse und Wasserstraßen, soweit diese nicht durch technische Maßnahmen ökologisch gesperrt sind, d.h., wenn die ökologische Durchgängigkeit zumindest zeitweise nicht gewährleistet ist.

Die aquatischen Ökosysteme sind von der Durchflußdynamik der Elbe abhängig. Die abfließenden Wassermengen wirken auf Aufbau und Beschaffenheit der Substrate der Flußsohle und der Uferregionen. Entsprechend dem aktuellen Durchfluß führt die Elbe Sande, Kiese und Gerölle verschiedenster Fraktionen mit sich. In Abhängigkeit vom Wasserstand bilden sich Substratbänke aus.

Bei den Altarmen wird unterschieden in ständig oder periodisch an den Fluß angeschlossene.

Zuflüsse sind zumeist nur auf einer mehr oder weniger langen Fließstrecke ökologisch durchgängig gestaltet. Wichtig für die Elbe sind die unmittelbaren Mündungsbereiche. In diesem Zusammenhang kommt auch anthropogen entstandenen Gewässern wie Kiesbaggerseen, Kanälen und Hafengebieten große Bedeutung zu.

■ **Amphibischer oder semiterrestrischer Bereich:**

umfaßt die eigentliche Wasserwechselzone im Bereich des mittleren Niedrigwassers bis zur Höhe des mittleren Hochwassers. Diese Flächen sind in der Regel in Deiche eingeschlossen und damit auf einen relativ engen Raum begrenzt. Die amphibische Zone beinhaltet eine große Anzahl unterschiedlicher Biotoptypen, welche oft verschieden bezeichnet werden, vor allem jedoch die Restgewässer.

Die wechselfeuchten Substratbänke bestehen in Abhängigkeit von der Lage zur Strömung aus Geröllen, Kiesen, Sanden und Flußschlick und sind in der Regel vegetationsfrei.

Ebenfalls große Bedeutung kommt den in der Elbaue erhaltenen Kleingewässern (Schlenken, Tümpel) und periodisch wasserführenden, überfluteten Senken zu.

■ **Terrestrischer Bereich:**

umfaßt die Landschaftsteile, die ein mittleres Hochwasser nicht mehr überflutet und solche Teile, die außerhalb der eingedeichten Flächen liegen und nur bei außerordentlichen Hochwässern durch Dränwasser erreicht werden.

### **2.3. Substratbeschaffenheit**

Die Substrate der Elbe sind sehr heterogen zusammengesetzt. Die Fraktionierung (Korngröße, Verteilung) und örtliche Verbreitung sind in erster Linie von der Fließgeschwindigkeit und der daraus resultierenden Schlepptension sowie der Wasserstandsdynamik abhängig.

Unterschieden werden muß nach Struktur von Gewässersohle im Stromschlauch, strömungsberuhigten Bereichen in den Bühnenfeldern, Steinpflasterungen und Steinschüttungen der Bühnen und Längswerke.

Kies	Grob	20-63 mm
	Mittel	6.3-20 mm
	Fein	2-6.3 mm
Sand	Grob	0.6-2 mm
	Mittel	0.2-0.6 mm
	Fein	0.06-0.2 mm
Schluff	Grob	0.02-0.06 mm
	Mittel	0.006-0.02 mm
	Fein	0.002-0.006 mm
Ton		<0.002 mm

Tab. 1 Korngrößeneinteilung der Sedimente und Sedimentgesteine nach DIN 4022

### 2.3.1. Stromsohle

Das Korngrößenspektrum des Elbsohlenmaterials reicht von Steinen mit Kantenlängen von 150 mm bis zu feinsandigen Ablagerungen (HAUNSCHILD et al. 1994). Die mittleren Korndurchmesser weisen im Oberlauf Werte von bis etwa 40 mm auf und verringern sich im Unterlauf im Staubereich des Wehres Geesthacht auf ca. 0.3 mm (Abb. 1).

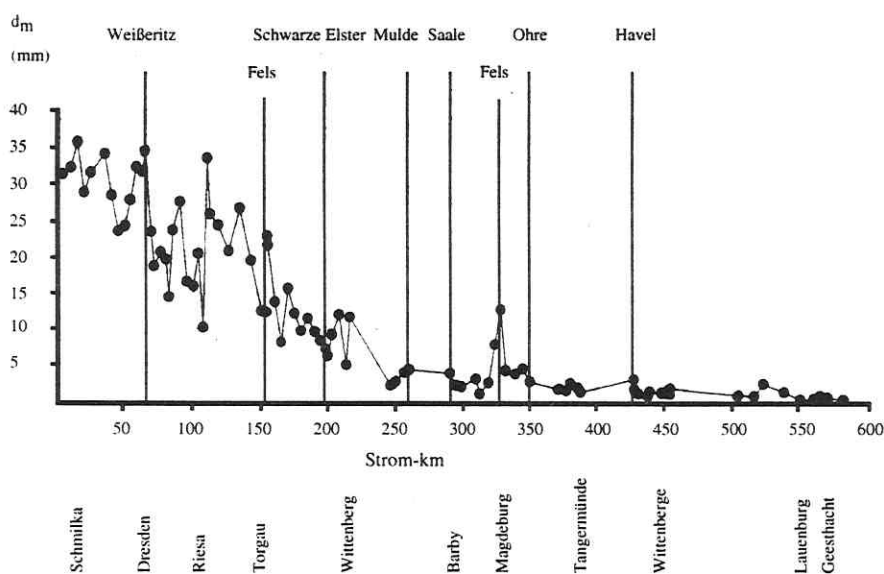


Abb. 1 Längsschnitt der mittleren Korndurchmesser ( $d_m$ ) für das Sohlenmaterial der Elbe 1993 (nach HAUNSCHILD et al. 1994)

Die Abnahme der Korngröße im Längsschnitt der Elbe erfolgt nicht kontinuierlich. Teilweise sind beträchtliche Unterschiede innerhalb kurzer Abschnitte und im Sohlenquerschnitt zu verzeichnen.

Im Lockergesteinsbereich wird die Sohlenstruktur durch die besonderen geologischen Verhältnisse von Festgesteinsaufragungen (Torgau/Hartenfels, Magdeburg/Domfelsen/Herrenkrugfelsen) beeinflusst, die in die Elbe hineinragen, die hydraulischen Verhältnisse beeinflussen und eine Diskontinuität der Kornzusammensetzung der Sohle bewirken. Unterhalb dieser Felszonen ist eine sichtbare Vergrößerung des Sohlen-

materials festzustellen.

Gravierende Veränderungen der Sohlenstruktur der Elbe im Mündungsbereich von Mulde, Saale, Havel bestehen nicht. Stichproben aus den Nebenflüssen lassen schließen, daß das Sohlenmaterial in Mulde und Havel feiner, in der Saale gröber ist als im entsprechenden Elbeabschnitt (HAUNSCHILD et al. 1994).

### 2.3.2. Bühnenfelder

In Stillwasserbereichen wie Bühnenfeldern und Altwässern kommen je nach Randbedingungen mittlere bis feine Kiese und Sande vor. Hier werden, örtlich verschieden, größere Mengen organischer Schlämme angetroffen.

### 2.3.3. Wasserbausteine

Die Mittel- und Niederwasserregulierung mit Bühnen und Längswerken ausgebaut. Bei den Wasserbausteinen handelt es sich um natürliche Steine (Granit, Gneis, Diabas, Basalt) und künstliche Baumaterialien (z.B.: Eisensilikatschlacke, die als Nebenprodukt bei der Kupfergewinnung anfällt und daher in der Praxis als Kupferschlacke bezeichnet wird) (ROTTER 1994).

In Flachlandflüssen, die in der Regel feinkörnige und zugleich mobile Substrate (Schluff, Sand, Kies) aufweisen, sind eingebrachte Wasserbausteine oft die einzigen harten, lagerungsstabilen Substrate, die die Ansiedlung vieler Makrozoen (lithophile Arten) in diesen Bereichen erst ermöglichen (TITTIZER & SCHLEUTER 1989).

Die Wasserbausteine dienen als Ersatz für nicht mehr vorhandene natürliche Hartsubstrate wie Wurzeln und Totholz.

## 2.4. Untersuchungsgebiet

Die deutsche Elbe wird nach hydrologischen und morphologischen Gesichtspunkten in folgende Abschnitte eingeteilt (IKSE 1994):

- **Oberelbe:** Tschechisch/Deutsche Landesgrenze - Schloß Hirschstein (km 0,0 - km 96,0)
- **Mittel- und Unterelbe:** Schloß Hirschstein - Wehr Geesthacht (km 96,0 - km 585,9)
- **Unterelbe:** Wehr Geesthacht - Seegrenze bei Cuxhaven-Kugelbake (km 585,9 - km 727,7)

Die Untersuchungen wurden im Gebiet der Mittel- und Unterelbe im Bereich von Roßlau bis Wittenberge durchgeführt (Abb. 2).

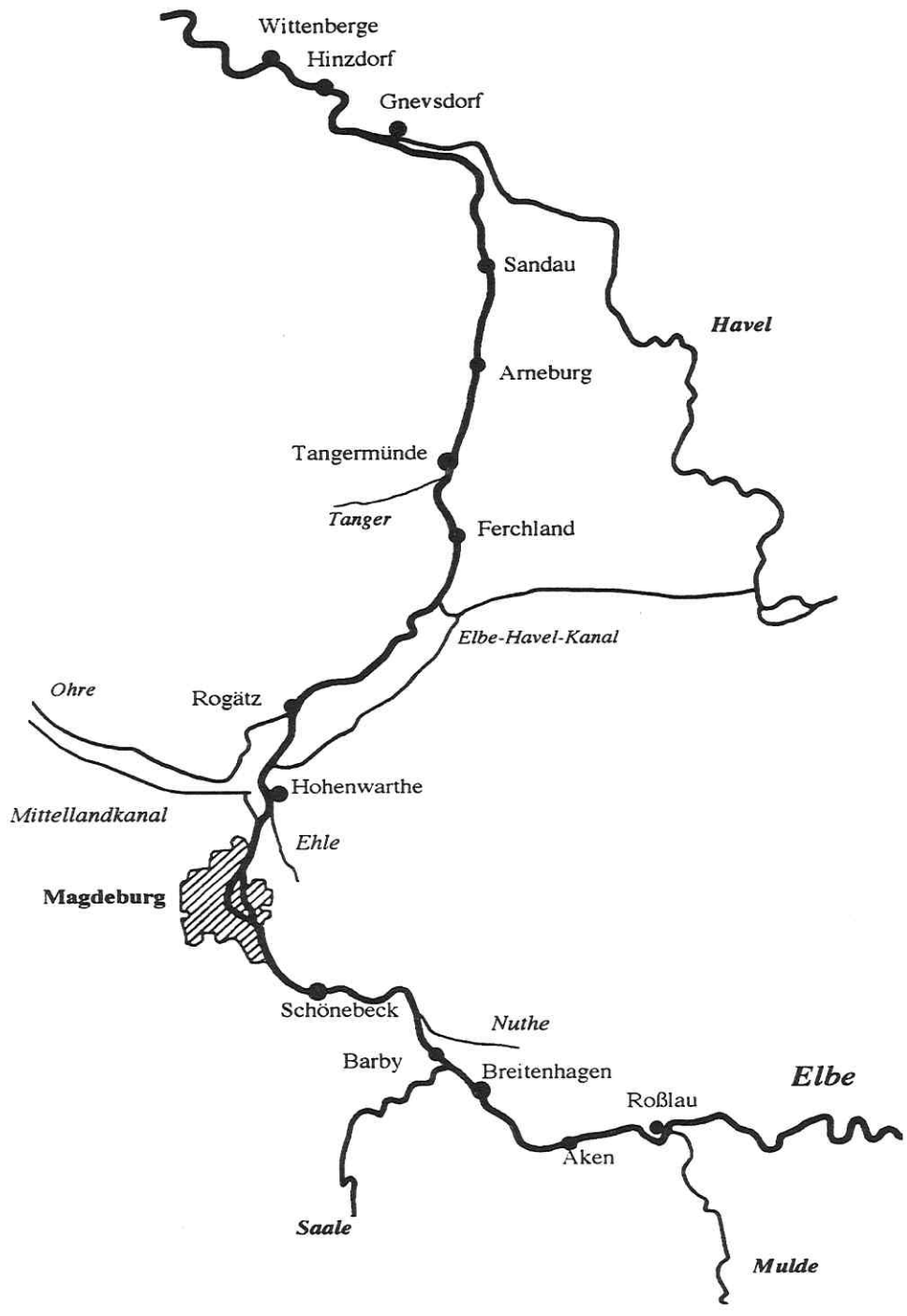


Abb. 2 Überblick über das Untersuchungsgebiet

### 3. Methodik

#### 3.1. Chemische und hydrologische Daten

In Tab. 2 ist die Herkunft der Daten für die einzelnen Untersuchungsjahre dargestellt. Es handelt sich hier um Meßergebnisse von der Probenahmestelle Elbe, Magdeburg, km 318, links.

Die ermittelten Minimum-, Maximum- und Medianwerte beziehen sich mit einigen wenigen Ausnahmen, an denen im Abstand von 14 Tagen gemessen wurde, auf wöchentliche Messungen.

Von 1991 bis 1994 wurden die Probenahmen an der Untersuchungsstelle in Magdeburg durch das Institut für Gewässerforschung Magdeburg in Zusammenarbeit mit dem Staatlichen Amt für Umweltschutz Magdeburg durchgeführt. Wegen der Beteiligung an ungefähr der Hälfte dieser Beprobungen konnte auf eigene zusätzliche Messungen zur Wasserbeschaffenheit verzichtet werden. Das vollständige Datenmaterial ist in den Jahresberichten des STAU Magdeburg veröffentlicht.

Die Zusammenstellung der Meßergebnisse zur Wasserqualität der Elbe von 1985 bis 1989 (GUHR et al. 1993) erfolgte ebenfalls unter eigener Mitarbeit.

Untersuchungsjahre	Quellen
1980 - 1984	unveröff. Datenmaterial der Außenstelle Magdeburg des IFW Berlin
1985 - 1989	GUHR et al. 1993
1990 - 1994	STAU Magdeburg, Jahresberichte 1990 - 1994

Tab. 2 Übersicht über die Herkunft der in den Abb. 5 - 23 verwendeten Daten

#### 3.2. Untersuchungen zum Makrozoobenthon der Elbe

Organisation und Durchführung der Probenahmen sowie die qualitative und quantitative Auswertung der Proben bildeten den Hauptteil der Arbeit.

##### 3.2.1. Uferbesammlung

Die Probenahme erfolgte bei Niedrigwasserverhältnissen vom Ufer aus.

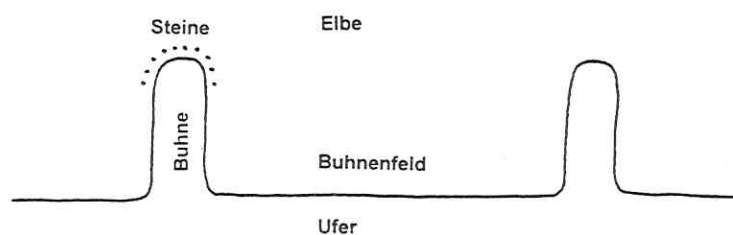


Abb. 3 Struktur des Elbufers im Untersuchungsgebiet



■ Weichsubstrate:

stichprobenartige Entnahme von Oberflächenmaterial, keine exakte quantitative Untersuchung der Organismenbesiedlung, nur qualitative und halbquantitative Bewertung

■ Hartsubstrate:

Entnahme von jeweils 10 Steinen (siehe Abb. 3) von den Schüttungen an den Bühnenköpfen

Die Entnahmetiefe betrug mindestens 40 cm, um Beeinträchtigungen im Besiedlungsbild durch vom Schiffsverkehr verursachte Wasserstandsschwankungen zu vermeiden.

Bearbeitung der Proben:

- Abbürsten der Organismen von den Steinen
- Siebung durch Maschenweite 0,2 mm (Geringe Siebmaschenweite gewährleistet Erfassung von Jugendstadien der Benthonorganismen)
- Konservierung in 70 %igem Ethanol
- Bestimmung der besiedelten Oberfläche durch Vermessung der Steine
- Taxonomische Einordnung und Zählung der Organismen im Labor, Ermittlung der Ergebnisse in Ind./m<sup>2</sup>, bei koloniebildenden Arten in relativen Häufigkeiten von I bis VII (Tab. 3)

Ind. /m <sup>2</sup>	relative Häufigkeit	Symbole für rel. Häufigkeit	Bedeutung der Symbole
≤20	I	■	vereinzelt
21-100	II	■	
101-300	III	■ ■	häufig
301-600	IV	■ ■	
601-1000	V	■ ■	
1001-1500	VI	■ ■ ■	massenhaft
>1500	VII	■ ■ ■	

Tab. 3 Darstellung der Untersuchungsergebnisse

Auf eine genauere Identifizierung und Zählung der Chironomidenlarven und Oligochaeten wurde verzichtet, da von einem häufigen oder massenhaften Vorkommen dieser Organismen an allen Probenahmestellen in der Elbe ausgegangen werden kann (SEILERT 1992; DORSCHNER et al. 1993).

Eine quantitative Erfassung der Dekapoden war mit dieser Methode nicht möglich. Zufällig gefundene Exemplare wurden registriert, aber nicht direkt bei den Ergebnissen dargestellt, sondern nur in der Auswertung.

### 3.2.2. Probenahmen vom Schiff aus

Im Untersuchungszeitraum bestand die Möglichkeit der Teilnahme an einigen Probenahmen der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) an der Elbe.

Schwimmbagger mit Polyp- oder Zweischalengreifer hoben Probenmaterial unterschiedlicher Korngröße an Deck (TITTIZER & SCHLEUTER 1986) zur Weiterverarbeitung von 3 bis 5 Steinen wie bei den Uferbe-

sammlungen (Kap. 3.2.1.).

Aus der Strommitte entnommenes Substrat (Sand), abgefüllt in 1 l Flaschen, wurde wie die Weichsubstrate der Bühnenfelder weiterverarbeitet (Kap. 3.2.1.).

Ein direkter Vergleich der Untersuchungsergebnisse der BfG mit eigenen Befunden zur Besiedlung wird nicht vorgenommen, da in den BfG-Berichten (SCHÖLL et al. 1993; SCHÖLL et al. 1995) die Besiedlung von Untersuchungsstrecken dargestellt ist. Die eigenen Ergebnissen hingegen beziehen sich auf bestimmte Probenahmestellen. Es werden jedoch Ergänzungen vorgestellt (Kap. 7).

### 3.2.3. Längsschnittuntersuchungen

In den Jahren 1992 bis 1994 erfolgten je 2 bis 3 Untersuchungen im Flußlängsschnitt an den in Tab. 4 angegebenen Probenahmestellen innerhalb von 14 Tagen mit Ausnahme von 1992 (Probenahme nicht an allen Stellen, siehe Tab. 8).

Untersucht wurde jeweils eine Buhne nach der in Kapitel 3.2.1. beschriebenen Methodik und teilweise per Schiff (Kap. 3.2.2.).

Es war nicht möglich, bei diesen Untersuchungen einen vollständigen Überblick über alle an den einzelnen Meßstellen vorkommenden Makrozoobenthonarten zu erhalten, da mit 2 oder 3 Bestandserhebungen pro Jahr die zeitliche Besiedlungsdynamik weitgehend unberücksichtigt bleibt. Von einer vollständigen Erfassung der dominierenden Arten kann aber ausgegangen werden.

Probenahmestelle	Elbe-km	Lage
Roßlau	257.3	li
Aken	275	li, re
Breitenhagen	287	li, re
Barby	291.2	li, re
Schönebeck	310	li, re
Magdeburg	318	li, re
Hohenwarthe	339	li, re
Rogätz	351	li, re
Ferchland	375	li, re
Tangermünde	386	li, re
Arneburg	402	li, re
Sandau	416	li, re
Gnevsdorf	437.8	re
Hinzdorf	449	re
Wittenberge	452	li, re

Tab. 4 Überblick über Probenahmestellen an der Elbe

MALLEY & REYNOLDS (1979) nennen verschiedene Aspekte der Lebenszyklen, die Probenahmeprogramme beeinflussen können:

- Jahreszeit, in der die verschiedenen Entwicklungsstadien vorkommen. Zeit und Dauer der Reproduktion
- Verhältnis von Eiern, Jungen, Elterntieren während der Brutperiode
- Unterschiede in Größe und Verhalten von Männchen und Weibchen
- Unterschiede in der Körpergröße der Organismen während verschiedener Lebensstadien. Dies macht eventuell den Einsatz unterschiedlicher Probenahmetechnik erforderlich.

- Wechsel des Habitats durch Wanderung oder durch Übergang in eine pelagische oder parasitäre Phase bzw. vom Wasser in die Luft als Teil des Lebenszyklus
- Änderung der Bewegungsfähigkeit der Organismen innerhalb verschiedener Lebensstadien
- Änderung der Lebenszyklen durch Anpassung an bestimmte Umweltfaktoren

Aus den oben genannten Gründen ist es nicht sinnvoll, einen Jahresmittelwert in Ind./m<sup>2</sup> aus den 2 oder 3 Einzelwerten an den entsprechenden Probenahmestellen zu bilden. Bei der Ergebnisdarstellung (Kap. 6) wird deshalb nur unterschieden zwischen vereinzelt, häufig oder massenhaft vorhanden (entsprechend Tab. 3). Die Untersuchungsergebnisse von linkem und rechtem Ufer wurden zusammengefaßt.

#### **3.2.4. Vergleichsuntersuchungen an benachbarten Buhnen**

Zum Vergleich der räumlichen Besiedlungsdynamik über kurze Distanzen erfolgten Untersuchungen an 10 nebeneinanderliegenden Buhnen zwischen km 317 und km 318 (linkes Ufer) durch Beprobung von je 10 Steinen (siehe Kap. 3.2.1.).

Auf der ca. 1 km langen Fließstrecke sind keine wesentlichen Änderungen der Strömungsverhältnisse und Wasserbeschaffenheit zu erwarten.

#### **3.2.5. Künstliche Aufwuchssubstrate**

Zur Erfassung der saisonalen Dynamik der Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthons ist es notwendig, in gleichmäßigem Abstand (4 Wochen) Proben zu entnehmen.

Aufgrund der charakteristischen Wasserstandsschwankungen der Elbe im Jahresgang (Abb. 5) war es nicht möglich, regelmäßig Proben mit der Uferbesammlungsmethode (Kap. 3.2.1.) zu gewinnen. Zur Untersuchung der saisonalen Dynamik dienten deshalb künstliche Aufwuchssubstrate, bestehend aus Kunststoffkörben mit einer Kantenlänge von 21 cm, die mit 5 - 10 cm großen Steinen (Granit, Porphyrt, Kalkstein) von Steinschüttungen in der Elbe gefüllt waren (Abb. 4).

An der Meßstation des Staatlichen Amtes für Umweltschutz Magdeburg (Elbe, km 318, li) wurden im Abstand von 4 Wochen jeweils 10 Aufwuchskörbe auf dem Grund der Elbe für 8 Wochen (MASON et al. 1973) exponiert, so daß es möglich war, alle 4 Wochen 10 Körbe zu beproben. Die Expositionstiefe lag je nach Wasserstand der Elbe zwischen 1,5 und 3 m, die Expositionsfläche war ungefähr 3 mal 5 m groß.

Die durch Vermessung der Steine erhaltenen Besiedlungsflächen in den einzelnen Substratkörben lagen zwischen 0,35 und 0,6 m<sup>2</sup>.

Nach Bergung der Körbe wurden die Steine weiterbehandelt wie bei der Uferbesammlungsmethode (Kap. 3.2.1.) und anschließend wieder in die Körbe gegeben zur erneuten Exposition.

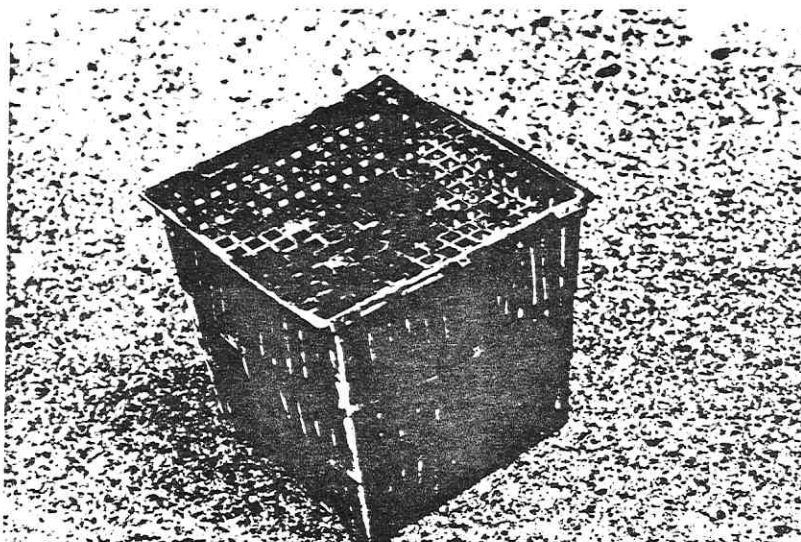


Abb. 4 Aufwuchskorb

### 3.3. Untersuchungen zum Makrozoobenthon im Mündungsbereich von Nebenflüssen und Kanälen

Über die Lage der untersuchten Gewässer gibt Abb. 2 Auskunft. Die Untersuchungen wurden in den Mündungsbereichen der Nebenflüsse und Kanäle bzw. in deren Nähe durchgeführt.

Die Besiedlungssubstrate in den Mündungsbereichen der Nebenflüsse und Kanäle waren teilweise sehr heterogen zusammengesetzt (Tab. 5), was eine genaue mengenmäßige Angabe der Individuendichten unmöglich macht. Deshalb erfolgte an diesen Probenahmestellen nur eine Schätzung der Organismenhäufigkeiten (siehe Kap. 3.2.1.), zusammengefaßt für alle in Tab. 5 aufgelisteten Substrattypen.

1993 und 1994 wurde jedes Gewässer an den in Tab. 5 angegebenen Probestellen zweimal untersucht. Es handelte sich dabei nur um die Erfassung der jeweiligen Momentansituation, ohne Berücksichtigung unterschiedlicher saisonaler Besiedlungsaspekte. Die Zusammenfassung der Ergebnisse der 4 Untersuchungstermine gibt jedoch einen Überblick über Besiedlungs- und Dominanzverhältnisse an den jeweiligen Probenahmestellen, der es erlaubt, Aussagen über den Einfluß der Organismen in den Nebenflüssen und Kanälen auf die Besiedlung der Elbe zu treffen.

Probenahmestelle	Lage	Untersuchungssubstrat
Mulde	Mündung	Steine
Saale	Klein Rosenburg	Steine
Nuthe	Mündung	Wasserpflanzen, Kies, Sand
Mittellandkanal	Höhe Barleber See	Steine
Elbe-Abstiegskanal	unterhalb Schiffshewerk	Steine
Ehle	Mündung	Wasserpflanzen, Steine, Kies, Sand
Elbe-Havel-Kanal	unterhalb Schleuse Niegripp	Steine
Ohre	Brücke Loitsche	Wasserpflanzen, Steine, Kies, Sand
Pareyer Verbindungskanal	unterhalb, oberhalb Schleuse	Steine
Tanger	Mündung	Wasserpflanzen, Steine, Kies, Sand
Havel	Mündung Gnevsdorf	Steine
Havel	Toppel	Wasserpflanzen, Steine, Kies, Sand

Tab. 5 Probenahmestellen in Nebenflüssen und Kanälen

### 3.4. Zusatzuntersuchungen

Über die Vorgehensweise bei Untersuchungen in der Überflutungsaue wird direkt im Ergebnisteil berichtet (Kap. 6.2.6.).

### 3.5. Auswertung

#### 3.5.1. Taxonomie

Die Bestimmung der Tiere erfolgte unter dem Binokular, wenn möglich, bis zur Art.

Die Organismen wurden anhand folgender Bestimmungsliteratur taxonomisch eingestuft:

- Porifera: ARNDT (1926, 1928); WEISSENFELS (1989); WELTNER (1909)
- Hydrozoa: BROCH (1928); FÜLLER (1992a); HOLSTEIN 1995
- Tricladida: HARTWICH (1992); REYNOLDSON (1978)
- Mollusca: EHRMANN (1956); GLOER & MEIER-BROOK (1994); JUNGBLUTH et al. (1992); ZEISSLER (1971)
- Hirudinea: AUTRUM (1958); ELLIOTT & MANN (1979); FÜLLER (1992b); JOHANSSON (1929); NESEMANN (1993); SLADECEK & KOSEL (1984)
- Crustacea: HAASE (1988); HYNES et al. (1960); KOHN & GOSSELCK (1989); NAGEL (1989); SCHELLENBERG (1942); PÖCKL (1992)
- Ephemeroptera: ELLIOTT et al. (1988); MALZACHER (1984, 1986); MÜLLER-LIEBENAU (1969); SCHOENEMUND (1930); STUDEMANN et al. (1992)
- Odonata: BELLMANN (1993); FRANKE (1979)
- Heteroptera: MACAN (1976); GÖLLNER-SCHIEDING (1989)
- Neuroptera: ELLIOTT (1977)
- Coleoptera: FREUDE et al. (1965, 1971); KLAUSNITZER (1989)
- Trichoptera: BONGARD (1990); EDINGTON (1964); EDINGTON & ALDERSON (1973); EDINGTON & HILDREW (1981); MARSHALL (1978); PITTSCH (1993); SEDLAK (1985); WALLACE et al. (1990); WIBERG-LARSEN (1979, 1980)
- Bryozoa: HARTMEYER (1909); LACOURT (1968); MUNDY (1980); WIEBACH (1958), WOOD (1989)

Über die systematische Einordnung aller untersuchter Organismen wird im Anhang berichtet.

### 3.5.2. Ähnlichkeitsindices

Um die Ähnlichkeit zweier Lebensgemeinschaften zu quantifizieren, wird vielfach der Ähnlichkeitsquotient nach SØRENSEN angewandt (KAUFMANN & PAPE 1984; BUCK 1986; DANECKER 1986). Dieser berechnet sich nach der Formel:

$$S = \frac{2a}{2a+b+c}$$

S ... Koeffizient nach SØRENSEN

a ... Gesamtanzahl an Taxa in den zu vergleichenden Proben

b ... Anzahl an Taxa, die nur in der einen der beiden Proben vorkommen

c ... Anzahl an Taxa, die nur in der anderen der beiden Proben vorkommen

S-Werte bis	0,39	werden als niedrig eingestuft,	geringe Ähnlichkeit
	0,40 - 0,69	als mittlere Werte,	
	0,70 - 1,00	als hohe Werte.	

Der SØRENSEN-Index berücksichtigt nicht die unterschiedliche Siedlungsdichte der einzelnen Arten.

### 3.5.3. Sonstiges

Die in Kap. 7 für 1991 zitierten Ergebnisse der Arbeit DORSCHNER et al. 1993 sind eigene Untersuchungsergebnisse.

#### 4. Hydrologisch- meteorologische Situation

Die hydrologischen Verhältnisse in der Elbe werden durch die allgemeinen Niederschlagsverhältnisse geprägt. Aufgrund ihres Einzugsgebietes gehört die Elbe zu den mitteleuropäischen Strömen des Regen-Schnee-Typs. Typische Hochwasserführung tritt somit zu Zeiten der Schneeschmelze in den Mittelgebirgen im Frühjahr auf. Sommerhochwässer nach entsprechenden Niederschlägen sind seltener.

Die Durchflußganglinien am Pegel Magdeburg (Abb. 5) zeigen 1992 und 1993 ähnliche Verläufe; keine ausgeprägten Frühjahrshochwässer und langanhaltende Perioden im Bereich von Niedrigwasserabflüssen. Das Jahr 1994 war charakterisiert durch Hochwässer zum Jahresbeginn und im Frühjahr, die zu einem späteren Beginn der Niedrigwasserperiode im Sommer führten als in den beiden vorhergehenden Jahren. Intensive Niederschläge bewirkten ab Mitte August eine Durchflußerhöhung.

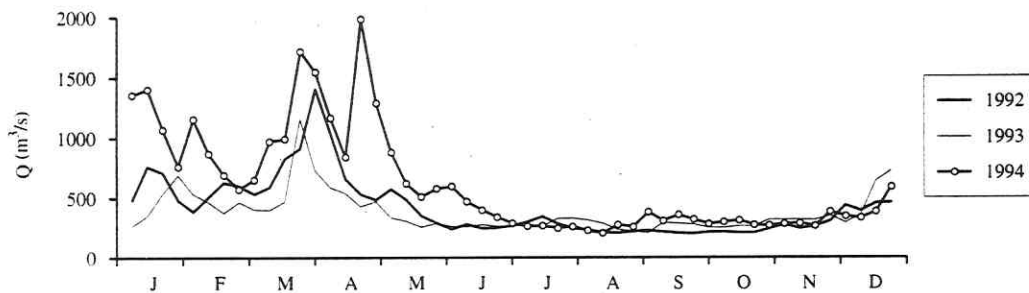


Abb. 5 Durchflußdynamik am Pegel Magdeburg (Strombrücke) im Untersuchungszeitraum (Herkunft der Daten: siehe Kap. 3.1.)

Der Verlauf der Jahresganglinien der Wassertemperaturen (Abb. 6) ist für die 3 Untersuchungsjahre ähnlich. Die Wassertemperatur in den Sommermonaten war 1993 am niedrigsten und 1994 am höchsten mit einem Maximalwert von 25.6°C.

Die Wassertemperatur spielt bei der Verbreitung und bei der Regulierung der Lebenszyklen vieler Organismen eine große Rolle.

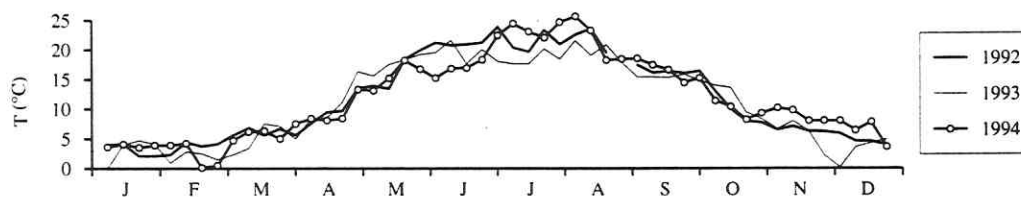


Abb. 6 Jahresganglinien der Temperatur an der Meßstelle Elbe, Magdeburg, km 318 li (Herkunft der Daten: siehe Kap. 3.1.)

## 5. Entwicklung der Belastungssituation der Elbe

### 5.1. Allgemeiner Überblick

Untersuchungen zur Wasserbeschaffenheit der Elbe zwischen 1903 und 1907 (KOLKWITZ & EHRlich 1907) zeigten die Versalzung von Elbe und Saale durch Abwässer aus Salinen und aus Betrieben der Kaliindustrie sowie die große Menge organischer Abwässer aus Städten und Industriebetrieben. Die Sauerstoffsituation in der Elbe wurde aber trotz der Abwässer selbst in Niedrigwasserzeiten noch als gut eingeschätzt.

Die extreme Verschlechterung der Wasserbeschaffenheit der Elbe begann Anfang der 50er Jahre mit der Wiederaufnahme und Erhöhung der Industrieproduktion. BAUCH (1958) berichtet über eine Verödung der Elbe hinsichtlich ihres Fischnährtierbestandes in den Jahren nach 1952 als Folge des Einflusses sauerstoffzehrender Substanzen und der Wirkung toxischer Abwässer.

GUHR et al. 1993 beschreiben den Zustand der Elbe folgendermaßen:

Vom tschechischen Abschnitt erheblich vorbelastet, erhöhte sich der Verschmutzungsgrad stark durch die im oberen Elbtal ansässige Zellstoffindustrie, die Pharmaindustrie Dresdens und ungereinigte kommunale Abwässer. Extrem belastet durch Braunkohle- und Zellstoffindustrie sowie durch das Synthesewerk Schwarzheide mündet die Schwarze Elster (allerdings mit geringem Durchfluß) in die Elbe ein und wirkte sich hier nur lokal aus. Die im Raum Wittenberg angesiedelte Industrie (Agrochemie u.a.) erhöhte die Schmutzstofffracht weiter. Die stärkste Belastung der Elbe vor allem mit Schadstoffen im Spurenbereich ging von der Mulde aus, bedingt durch die Großchemie Bitterfeld/Wolfen und die Verfrachtung von Schwermetallen bzw. Metalloiden (Metallverhüttung) aus dem Erzgebirge und organischen Stoffen (z.B. Papierindustrie) über die Zwickauer Mulde und Freiburger Mulde. Die Saale als Nebenfluß der Elbe wurde in ihrem Einzugsgebiet u.a. durch die erdöl- und braunkohleverarbeitende Industrie im Teileinzugsgebiet der Weißen Elster (Pleiß), die Kali-Industrie (Unstrut), den Kupferschieferbergbau (Wipper), die Zellstoffindustrie (Blankenstein, Merseburg) und die chemische Großindustrie in Leuna und Buna stark verschmutzt. Die industriellen und kommunalen Abwässer im Raum Magdeburg hielten die Elbe auf einem hohen Belastungsniveau. Der Havelzufluß wirkte außer bei Nährstoffgehalten auf die meisten Wasserinhaltsstoffe der Elbe verdünnend. Durch die Zellstoffindustrie in Wittenberge erfolgte ein weiterer Eintrag von solchen Stoffen wie Ligninsulfonsäuren.

Von der intensiven Landwirtschaft im gesamten Einzugsgebiet gingen insbesondere diffuse Stoffbelastungen (Nitrat, Phosphat, Biozide) aus.

Fahnenbildung durch große Abwassereinleiter und Nebenflußmündungen führten zu erheblichen Rechts-Links-Unterschieden in den Stoffkonzentrationen.

Nach der politischen Wende Ende 1989 setzte ein Strukturwandel in der Wirtschaft ein, der zur Schließung veralteter Betriebe, Produktionsreduzierungen, Senkung des Tierbestandes und Flächenstilllegungen in der Landwirtschaft führte. Seit der Einheit Deutschlands und der Gründung der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe 1990 werden verstärkt Abwasserreinigungsanlagen gebaut. Die mit diesem Wandel einhergehenden Lastsenkungen bei einzelnen Wasserinhaltsstoffen beeinflussen die Bioaktivität und die im Gewässer ablaufenden ökologischen Prozesse.

Zur Verdeutlichung der Veränderungen der Wasserqualität der Elbe sind in den Abb. 7-23 die Konzentrationen einiger Einzelstoffe und Summenparameter seit Anfang bzw. Mitte der 80er Jahre bis 1994



dargestellt. Es kann jedoch nur eine Abschätzung der Entwicklung der Wasserbeschaffenheit und keine absolut exakte Trendaussage erfolgen, da die Abhängigkeit der Stoffkonzentrationen vom Durchfluß nicht berücksichtigt wird.

## 5.2. Sauerstoffgehalt und organische Belastung

Bis 1989 traten regelmäßig Sauerstoffkonzentrationen unter 4 mg/l, teilweise von fast 0 mg/l auf (Abb. 7). Bereits bei kurzfristigen Unterschreitungen von 4 mg/l O<sub>2</sub> kann es zu beträchtlichen Ausfällen in der Artendiversität kommen. Die Selbstreinigungskraft der Elbe war erheblich eingeschränkt. So erfolgte in der mittleren Elbe z.B. keine Oxidation des Ammoniums mehr durch Nitrifikationsprozesse (SPOTT 1992).

1991 war die minimale Sauerstoffkonzentration an der Meßstelle Magdeburg höher als 4 mg/l, seit 1992 höher als 6 mg/l.

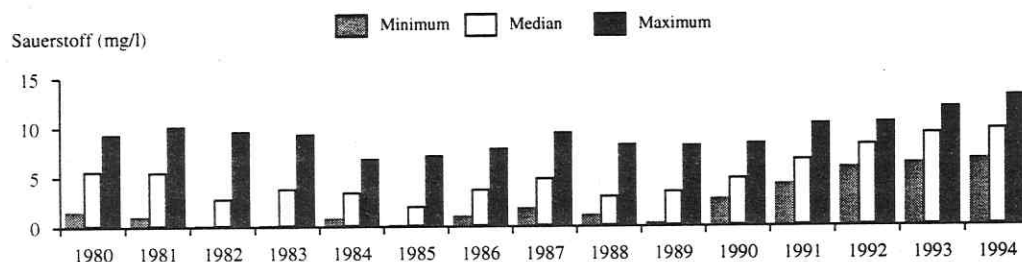


Abb. 7 Entwicklung des Sauerstoffgehaltes in der Elbe (Magdeburg, li) von 1980 bis 1994 (Herkunft der Daten: siehe Kap. 3.1.)

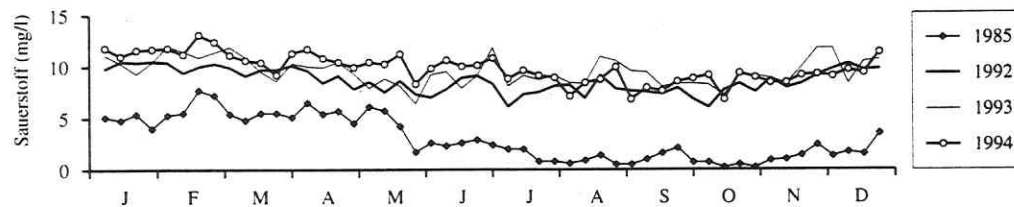


Abb. 8 Jahresganglinien des Sauerstoffgehaltes in der Elbe an der Meßstelle Magdeburg, li (Herkunft der Daten: siehe Kap. 3.1.)

Die Zunahme der Sauerstoffkonzentration ist eng verbunden mit der Abnahme von CSB, DOC, TOC (Abb. 9-12). Der BSB hat sich nicht wesentlich verändert. Er gibt die Sauerstoffmenge an, die unter konstanten Bedingungen innerhalb einer bestimmten Zeit von Mikroorganismen durch biochemische Prozesse im Wasser verbraucht wird. Dazu gehören die Substratatmung der Bakterien (als eigentliches Maß für die Konzentration abbaubarer gelöster Substanzen), die endogene Atmung nach Erschöpfung abbaubarer organischer Stoffe, die Atmung planktischer Mikroorganismen (Algen, Protozoen...) und die Nitrifikation, d.h., oxidative Verwertung von primär vorhandenem oder während des Abbaus gebildetem Ammonium und Ni-

tritt durch nitrifizierende Bakterien. Während durch den BSB vorrangig die leichtabbaubaren organischen Substanzen erfaßt werden, sind im CSB zusätzlich auch die schwer abbaubaren enthalten. Die Reduzierung der organischen Belastung ist insbesondere auf die Schließung der Zellstoffbetriebe zurückzuführen.

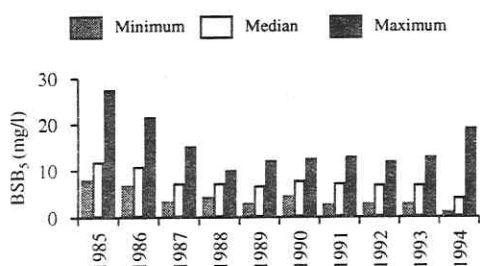


Abb. 9 Entwicklung des BSB<sub>5</sub> in der Elbe (Magdeburg, li) von 1985 bis 1994 (Herkunft der Daten: siehe Kap. 3.1.)

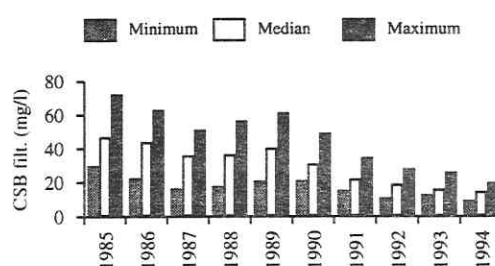


Abb. 10 Entwicklung des CSB filt. in der Elbe (Magdeburg, li) von 1985 bis 1994 (Herkunft der Daten: siehe Kap. 3.1.)

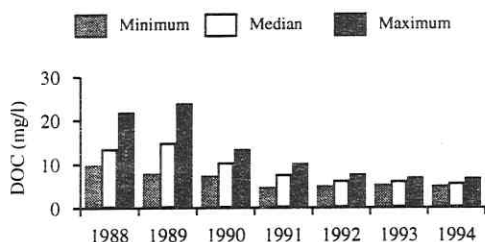


Abb. 11 Entwicklung des DOC in der Elbe (Magdeburg, li) von 1988 bis 1994 (Herkunft der Daten: siehe Kap. 3.1.)

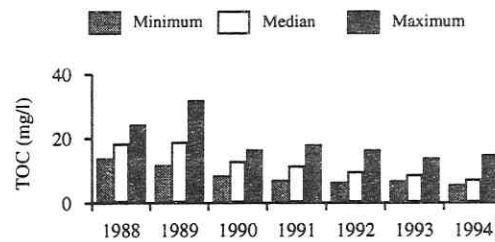


Abb. 12 Entwicklung des TOC in der Elbe (Magdeburg, li) von 1988 bis 1994 (Herkunft der Daten: siehe Kap. 3.1.)

### 5.3. Nährstoffe

Die Pflanzennährstoffe können eine übermäßige Entwicklung von Phytobenthon, Phytoplankton und Makrophyten hervorrufen, wobei jedoch zahlreiche Randbedingungen das Eutrophierungsgeschehen beeinflussen (Licht, Temperatur, Fließgeschwindigkeit, Aufenthaltszeit, biogene Einflüsse). Durch eine geringe Eutrophierung wird die Produktion benthischer und planktischer Algen gefördert, wodurch Algen und Detritus fressende Eintagsfliegen-, filtrierende Kriebelmücken-, Köcherfliegen- und sedimentfressende Zuckmückenlarven in ihrer Massenentwicklung begünstigt werden (NUSCH & FRIEDRICH et al. 1991). Bei starker Eutrophierung und Abwassereinleitung kommt es zur Verschiebung von stenöken zu euryöken Arten und zur Reduzierung der Artenzahl bei Anstieg der Individuendichte. Die multifunktionelle Lebensgemeinschaft von Filtrierern und Sammlern, Weidegängern, Zerkleinerern und Jägern verändert sich zu einer von Filtrierern und Sammlern dominierten Benthonzönose.

Wie aus den Abb. 13-16 ersichtlich, ist die Belastung der Elbe mit Nährstoffen in den letzten Jahren zurückgegangen. So wurde der als Teil der natürlichen Selbstreinigung im Gewässer ablaufende Prozeß der Nitrifikation in den vergangenen 4 bis 5 Jahren erstmalig wieder in der mittleren Elbe beobachtet. In den

Vorjahren konnten keine wesentliche Nitrifikationsvorgänge wegen des Sauerstoffmangels in diesem Bereich nachgewiesen werden.

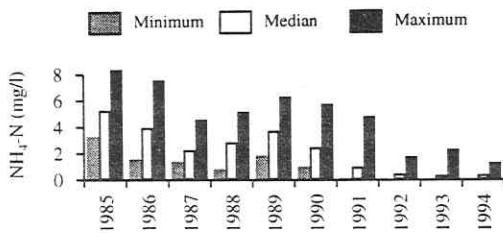


Abb. 13 Entwicklung des NH<sub>4</sub>-N in der Elbe (Magdeburg, li) von 1985 bis 1994 (Herkunft der Daten: siehe Kap. 3.1.)

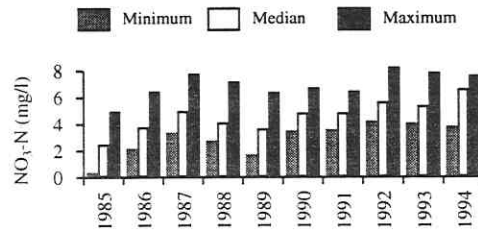


Abb. 14 Entwicklung des NO<sub>3</sub>-N in der Elbe (Magdeburg, li) von 1985 bis 1994 (Herkunft der Daten: siehe Kap. 3.1.)

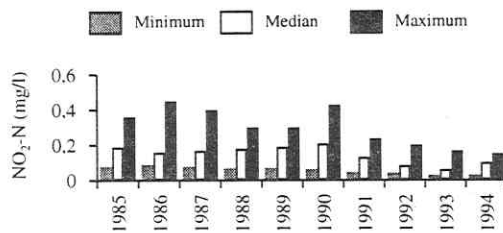


Abb. 15 Entwicklung des NO<sub>2</sub>-N in der Elbe (Magdeburg, li) von 1985 bis 1994 (Herkunft der Daten: siehe Kap. 3.1.)

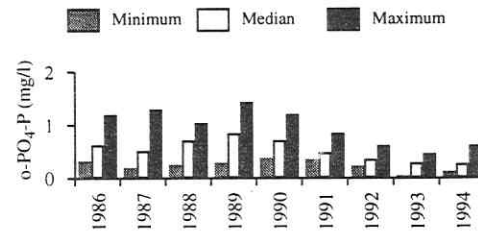


Abb. 16 Entwicklung des o-PO<sub>4</sub>-P in der Elbe (Magdeburg, li) von 1986 bis 1994 (Herkunft der Daten: siehe Kap. 3.1.)

Trotz der positiven Entwicklung ist der Nährstoffgehalt noch ausreichend, um zu Massenentwicklungen an Planktonalgen zu führen, dargestellt an den unverändert hoch gebliebenen Konzentrationen an Chl a (Abb. 17) in den Jahren 1993 und 1994 gegenüber 1988 und 1989.

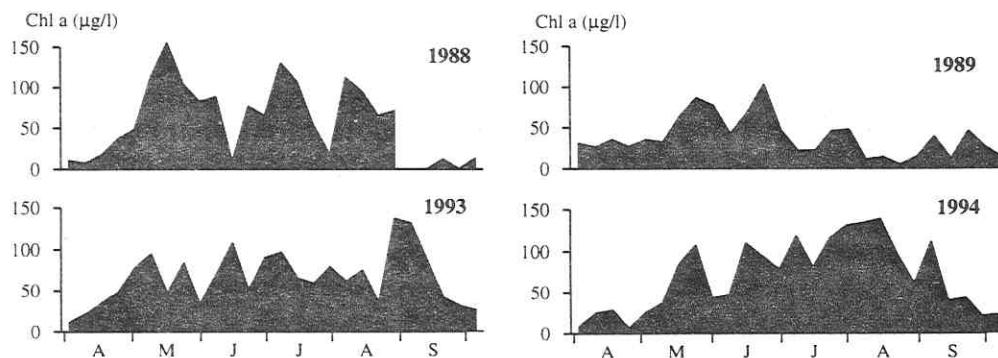


Abb. 17 Vergleich des Chl a Gehaltes in den Sommermonaten in der Elbe (Magdeburg, li) in den Jahren 1988/1989 und 1993/1994 (Herkunft der Daten: siehe Kap. 3.1.)

#### 5.4. Leitfähigkeit, Salzgehalt und pH

Die elektrische Leitfähigkeit dient als Maß für die Ionenkonzentration im Wasser und erlaubt Rückschlüsse auf die Menge der im Wasser gelösten Salze (in der Elbe vor allem Chlorid- und Sulfationen (Abb. 20, 21)). Es ist möglich, mit Hilfe der elektrischen Leitfähigkeit die Inhomogenität in der Ionenkonzentration in der Elbe zwischen linkem und rechtem Ufer und im Flußlängsschnitt darzustellen (Abb. 18, 19).

Der Hauptteil der Salzbelastung der Elbe ist auf Saalewasser zurückzuführen, das bei Niedrigwasser eine ca. 100 km lange Fließstrecke benötigt, um sich in den Wasserkörper der Elbe vollständig einzumischen. Für Mulde und Havel werden ca. 30 km Einmischungsstrecke angegeben (STAU MAGDEBURG 1991).

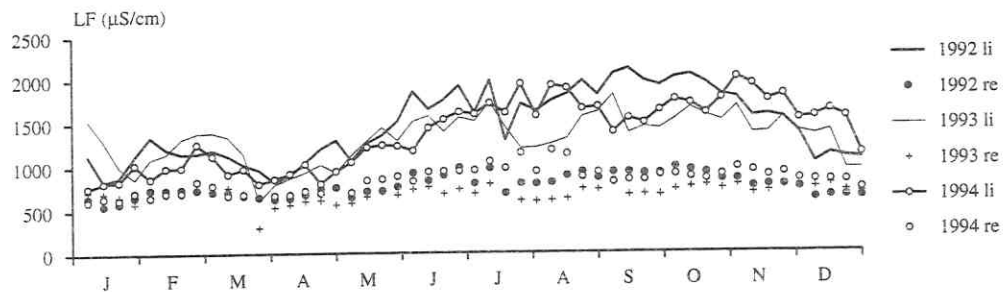


Abb. 18 Jahresganglinien der elektrischen Leitfähigkeit in der Elbe an der Meßstelle Magdeburg, li und re Ufer (Herkunft der Daten: siehe Kap. 3.1.)

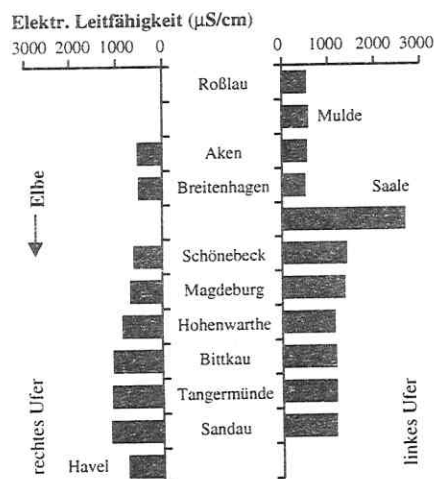


Abb. 19 Längsschnitt der elektrischen Leitfähigkeiten (Medianwerte von 1993) in der Elbe und in Mündungen von Nebenflüssen (Herkunft der Daten: siehe Kap. 3.1. und GEWÄSSERGÜTEBERICHT SACHSEN - ANHALT 1993)

Bei Betrachtung der Entwicklung der Chlorid- und Sulfatkonzentrationen in der Elbe an der Meßstelle Magdeburg li (Abb. 20, 21), die am besten den Einfluß der Saale widerspiegelt, sind nur geringe Änderungen der Salzbelastung zu sehen. Die Verringerung der Chloridbelastung ist auf Schließung der Kaligruben im Einzugsgebiet von Wipper und Helme zurückzuführen.

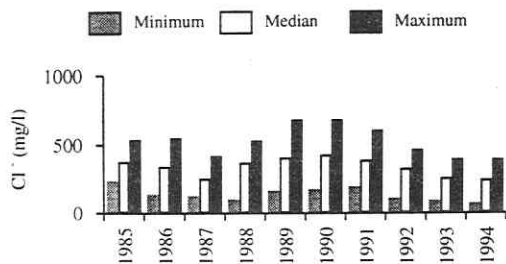


Abb. 20 Entwicklung des Chlorid-Gehaltes in der Elbe (Magdeburg, li) von 1985 bis 1994 (Herkunft der Daten: siehe Kap. 3.1.)

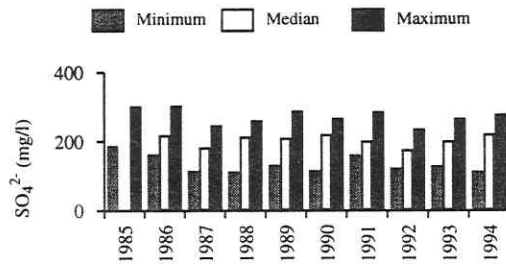


Abb. 21 Entwicklung des Sulfat-Gehaltes in der Elbe (Magdeburg, li) von 1985 bis 1994 (Herkunft der Daten: siehe Kap. 3.1.)

Der pH-Wert der Elbe bewegt sich vom neutralen bis in den schwach basischen Bereich. Seit 1992 ist eine Erhöhung der Jahresamplituden (Min/Max - Differenz) der pH-Werte im Gegensatz zu den Vorjahren feststellbar (Abb. 22), die auf eine Verstärkung der Bioaktivität der Algen zurückzuführen ist, u.a. verursacht durch die Verbesserung des Lichtklimas der Elbe infolge des Wegfalls der Einleitungen der Zellstoffindustrie. In Abb. 23 ist der Jahresgang der pH-Werte von 1992 bis 1994 dargestellt.

Schwankungen des pH-Wertes sind auch bei der Betrachtung im Tagesverlauf zu erwarten.

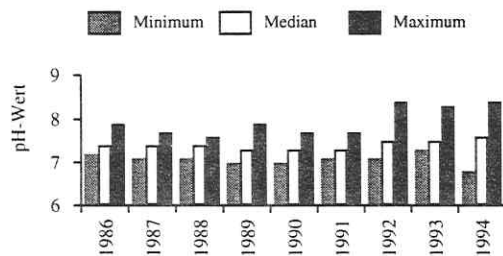


Abb. 22 Entwicklung des pH-Wertes in der Elbe (Magdeburg, li) von 1986 bis 1994 (Herkunft der Daten: siehe Kap. 3.1.)

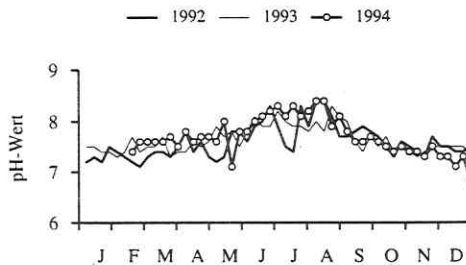


Abb. 23 Jahresganglinien der pH-Werte in der Elbe an der Meßstelle Magdeburg, li (Herkunft der Daten: siehe Kap. 3.1.)

## 6. Organismenbesiedlung

### 6.1. Besiedlung der Weichsubstrate der Elbe

#### 6.1.1. Besiedlung der Bühnenfelder

Als Weichsubstrate werden im folgenden Feinkies-, Sand- und Schlammfraktionen bezeichnet (Tab. 1). In Stillwasserbereichen wie Bühnenfeldern und Altwässern kommen je nach äußeren Bedingungen (Wasserführung, Turbulenz) mittlere bis feine Kiese und Sande vor, und es werden zum Teil organische Schlämme angetroffen.

KLAPPER et al. (1970) geben streckenweise eine dichte Besiedlung der Schlammbereiche der Bühnenfelder der Elbe mit roten Tubificiden für Anfang bis Mitte der 60er Jahre an. BAUCH (1958) fand zwischen Aken und Magdeburg in den Bühnenfeldern zahlreiche Tubificiden und Chironomidenlarven, vereinzelt bis häufig *Pisidium* sp. und Einzelexemplare von *Hydropsyche* sp..

Ähnliches konnte bei eigenen Untersuchungen 1992-1994 nicht beobachtet werden. In den Bühnenfeldern wurden Oligochaeten und Chironomiden-Larven in geringen Dichten gefunden.

RUDOLF & WEBER (1976) beschreiben die Sandflächen am Ufer im Bereich der Mittelelbe als nahezu unbesiedelt.

Eine Erklärung für die Abnahme der Besiedlung dieser Bereiche ist in der zunehmenden Sedimentbelastung zu sehen. In der Elbe sind unter anderen die Schwermetalle von großer Bedeutung für die Belastung der Sedimente (WILKEN & HINTELMANN 1991; GUHR et al. 1993; MÜLLER & FURRER 1994). Obgleich einige Schwermetalle für Organismen essentiell sind (Cu, Zn), werden bei einem Überangebot mehr oder weniger schnell toxische Konzentrationen erreicht. Die biologische Bedeutung der Schwermetalle beruht auf ihrer Neigung zur Komplexbildung sowie der Tatsache, daß sie an vielen biochemischen Stoffwechselprozessen entscheidend beteiligt sind. Schwermetalle stellen die aktiven Zentren vieler Metall-Enzyme und sind an Elektronenübertragungsprozessen beteiligt. Die besondere Gefährlichkeit liegt darin, daß durch die bevorzugte Komplexbildung der Schwermetalle die Enzym-Wirkung blockiert wird, und die enzymregulierten Stoffwechselprozesse irreversibel geschädigt werden (KREBS 1992; NOACK & GORSLER 1984).

Eine weitere Erklärung für die Abnahme der Besiedlung ist die zunehmende Versandung der Bühnenfelder (GAUMERT 1991).

Verschiedene Autoren (WACHS 1968; JOWETT et al. 1991; TITTIZER et al. 1994) weisen auf die Abhängigkeit der Besiedlungsdichte von der Korngröße der Sedimente hin. ALLAN (1995) bezeichnet Sand als besonders schlechtes Substrat vor allem für Makroinvertebraten, weil die enge Packung der Sandkörner das Eindringen von Detritus (Nahrung) verhindert und auch die Verfügbarkeit von Sauerstoff limitieren kann. SCHLEUTER & TITTIZER (1988) stufen Sedimente mit einem Sandanteil von über 55 % als besonders besiedlungsfeindlich (zum Beispiel für *Viviparus viviparus*, *Glossiphonia complanata*, *Ephoron virgo*, *Theodoxus fluviatilis*) ein. Mit weiterhin abnehmender Korngröße und damit höherem Schluffanteil des Sediments nimmt dessen Besiedelbarkeit vor allem für Oligochaeten wieder zu. Eine Ausnahme bilden Großmuscheln wie *Anodonta anatina* und *Unio pictorum*, die einen hohen Feinsandanteil zur Ausbildung großer Populationsdichten benötigen. Schlamm- und Sandgemische sind gut geeignet für Detritusfresser (Chironomidenlarven, Oligochaeten) und für Filtrierer (*Pisidium*, *Sphaerium*). Als relativ indifferent in der Bevorzugung

eines Besiedlungssubstrates gelten *Asellus aquaticus*, *Gammarus pulex*, *Erpobdella octoculata*, *Helobdella stagnalis*, *Cyrrnus trimaculatus*, *Ecnomus tenellus*, *Bithynia tentaculata*, *Dreissena polymorpha*, *Caenis luctuosa*.

Für die Untereibe gab bereits HENTSCHEL (1917) eine Abnahme der Produktivität verschiedener Substrate in der Reihenfolge "Schlamm - lose Steine - Fels - Kies - Sand" an.

### 6.1.2. Besiedlung der Stromsohle

Im Untersuchungsgebiet bestehen die Stromsohlenbereiche zum großen Teil aus Sand und Feinkies (siehe Kap. 2.3.1.). In einem solchen engräumigen Lückensystem können nur kleine Tiere leben, deren Körpermaße dem Durchmesser der Poren entsprechen (UHLMANN 1988).

Die Stromsohle der Elbe wird von wenigen Organismen besiedelt (Chironomidae, Oligochaeta). Hier sind die Lebensbedingungen für die Mehrzahl der Makrozoen auf Grund des erhöhten Geschiebetriebes, der eine ständige Umlagerung der Stromsohle bewirkt, extrem ungünstig (TITTIZER et al. 1990). In der Strommitte leben sogenannte geschieberesistente Arten, in der Regel Oligochaeta und Chironomidae (SCHÖLL et al. 1995). PETRAN (1977) bezeichnet Chironomidae und Oligochaeta als Indikatoren für die Instabilität des Substrates.

Von ähnlich geringen Besiedlungen der sandigen Stromsohlen berichten VAN URK & BIJ DE VAATE (1990) für den Niederrhein, TITTIZER et al. (1994) für die Donau und SEAGLE et al. (1982) für den Mississippi.

Durch ständige oder zeitweilige Umlagerung und den Transport der feinkörnigen Sedimente sind die Ansiedlungsmöglichkeiten für die Mehrzahl der Makrozoen stark eingeschränkt.

## 6.2. Besiedlung der Hartsubstrate

### 6.2.1. Einführung

Schotterstrecken in Fließgewässern sind fast immer qualitativ und quantitativ reicher besiedelt als schlammige oder sandige Bezirke. Dies liegt daran, daß die Steine gleichzeitig Träger von Detritus, Aufwuchs, Moosen und sogar höheren Pflanzen sein können. Zwischen den Steinen gibt es oft Lückensysteme und Sandablagerungen, so daß in Schotterstrecken die Mosaikstrukturen reicher ausgebildet sind als in vorwiegend akkumulativen Strecken (SCHÖNBORN 1992).

Mit Ausnahme des Felsbereiches im Stadtgebiet von Magdeburg (Kap. 2.3.1.) kommen im untersuchten Elbeabschnitt keine natürlichen Hartsubstrate mehr vor. Wasserbausteine (Kap. 2.3.3.) übernehmen eine Ersatzfunktion als Besiedlungssubstrat.

Zwischen den einzelnen Steinschüttungen der Buhnen besteht keine direkte Verbindung über gleichwertiges Substrat. Für die Verteilung der Organismen spielt das inselartige Vorkommen der Besiedlungssubstrate eine große Rolle, da für die Verbreitung die Weichsubstratbereiche der Buhnenfelder überwunden werden müssen. Weitere Angaben zu dieser Problematik liefert auch Kap. 6.2.4..

### 6.2.2. Entwicklung der Artengemeinschaft in der Elbe

Erste Aussagen zur Entwicklung der Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthons der Elbe können anhand der Anzahl gefundener Taxa bzw. Arten(gruppen) getroffen werden.

In Abb. 24 ist die Entwicklung der Arten(gruppen) von 1990-1994, 1971 und 1973 in der Elbe im Stadtgebiet von Magdeburg dargestellt. Ein derartiger Vergleich von Untersuchungsbefunden muß kritisch betrachtet werden wegen unterschiedlicher Probenahmemethodik und Intensität der Probenahmen in den einzelnen Jahren (DREYER 1995).

Die Daten von 1971 und 1973 stammen aus unveröffentlichten Meßprotokollen der Außenstelle Magdeburg des IfW Berlin. Die Proben wurden vom Ufer aus entnommen wie bei der Untersuchung der ARGE Elbe 1990 (ARGE ELBE 1991). 1991 erfolgte die Probenahme mit Hilfe eines Polypgreifers vom Schiff aus (DORSCHNER et al. 1993). Die Untersuchungsbefunde von 1992 bis 1994 setzen sich aus Ergebnissen zusammen, die von Probenahmen per Kastengreifer und Schiff (Kap. 3.2.2.) bei Niedrigwasser vom Ufer aus (Kap. 3.2.1.) und von der Beprobung der Aufwuchskörbe (Kap. 3.2.5.) stammen. Die Probenahmehintensität war 1992-1994 höher als in den vorhergehenden Jahren. Gleiches trifft teilweise auch auf die taxonomische Einstufung zu. Zur Taxonomie muß noch gesagt werden, daß die große Gruppe der Chironomidenlarven und Oligochaeten in dieser Darstellung nicht berücksichtigt wird.

Trotz aller Bewertungsschwierigkeiten ist der positive Trend in der Besiedlung mit Makrozoen an der zunehmenden Anzahl an Taxa zu erkennen. Eine wesentliche Ursache für diese Tendenz ist die Verbesserung des Sauerstoffhaushaltes der Elbe (Kap. 5.2.).

Viele Fließgewässerorganismen können nicht aktiv ventilieren, so daß sie bei der Atmung auf eine kontinuierliche Heranführung von sauerstoffreichem Wasser angewiesen sind. Damit sind Respirationsraten und Grenzkonzentrationen der Schädigung auch von der aktuellen Strömungssituation abhängig.

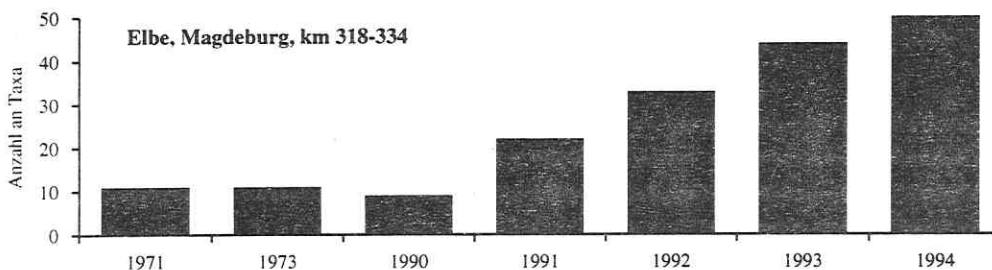


Abb. 24 Entwicklung der Arten(gruppen)zahl des Makrozoobenthons in der Elbe bei Magdeburg (1971/73 ... unveröff. Datenmaterial der Außenstelle Magdeburg des IfW Berlin, 1990 ... ARGE ELBE (1991), 1991 ... DORSCHNER et al. (1993), 1992-1994 ... eigene Untersuchungen)

Eine Reihe von Faktoren beeinflussen den Sauerstoffbedarf und die Sauerstoffaufnahme (BLOHM & BORCHARDT 1989):

- Sauerstoffkonzentration im Minimum
- Temperatur
- Strömungsgeschwindigkeit
- Organismenart



- Entwicklungsstadium des Organismus
- Synergismus mit toxischen Stoffen

### 6.2.3. Saisonale Dynamik in der Besiedlung

Befunde von Einzeluntersuchungen zum Makrozoobenthon sind teilweise wenig aussagefähig hinsichtlich des Gesamtartenspektrums wegen zeitlicher Verteilungsmuster, die endogen verursacht werden und auf den genetisch fixierten Lebenszyklus zurückgehen oder durch gewässerspezifische biotische und abiotische Faktoren entstehen (SCHÖNBORN 1992; UNDERWOOD 1994). Die in Abb. 25 dargestellten Ergebnisse zeigen die Schwankungen im sommerlichen Besiedlungsbild sowohl bei der Anzahl an Taxa als auch in der Diversität (DREYER 1995).

Zur Erfassung der Besiedlung erfolgte jeweils die Untersuchung von 10 neuen Steinen am gleichen Buhnenkopf.

Besonders bei der Beprobung sehr vieler Stellen ist es nicht möglich, überall auf die saisonale Besiedlungsdynamik einzugehen und das Artenspektrum vollständig zu erfassen. Die Ergebnisse müssen dementsprechend gewertet werden.

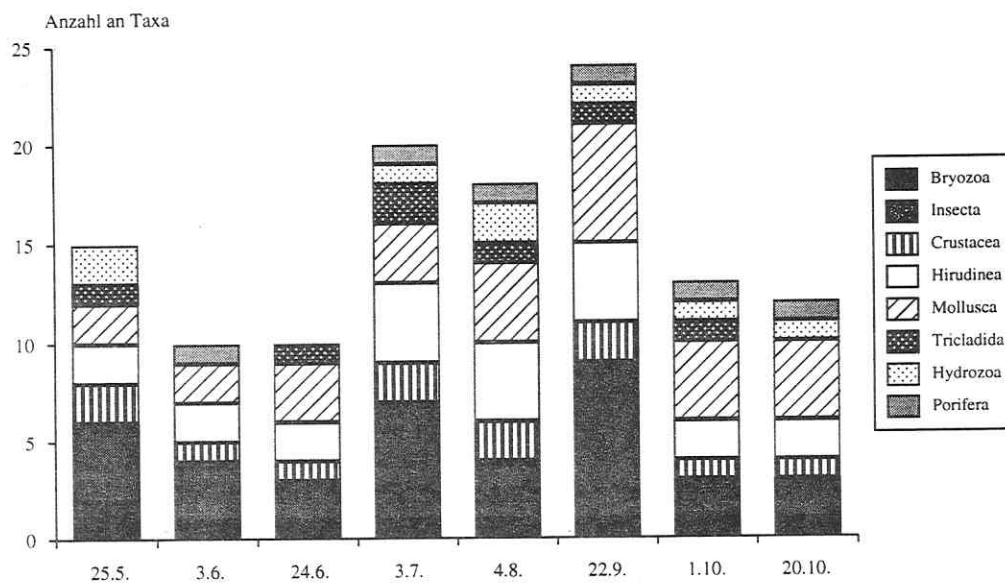


Abb. 25 Saisonale Dynamik der Makrozoen auf Steinschüttungen in der Elbe 1992 (Magdeburg, km 318. li)

### Besiedlung der Aufwuchskörbe (AK)

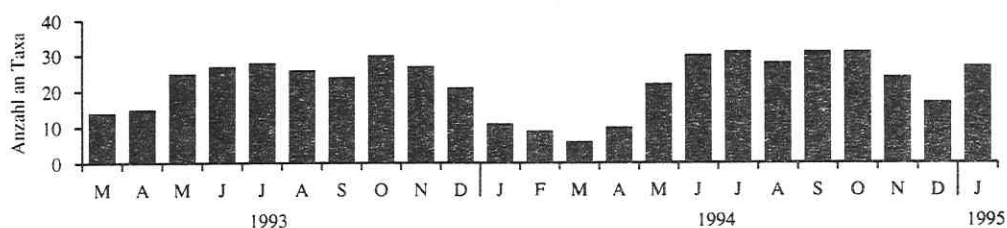


Abb. 26 Entwicklung der Anzahl an Taxa in den Aufwuchskörben von März 1993 bis Januar 1995

Die in Abb. 26 gezeigte Entwicklung der Anzahl an Taxa (Zusammenfassung der Besiedlung der 10 Körbe) von März 1993 bis Januar 1995 zeigt die jahreszeitliche Besiedlungsdynamik mit weniger Arten im Winter und Anfang Frühjahr und mehr Arten in den Sommer- und Herbstmonaten. Eine Ausnahme bildet die erhöhte Anzahl an Taxa im Januar 1995. Eine Erklärung ist nur nach einer Weiterführung der entsprechenden Untersuchungen möglich.

Die Häufigkeit einzelner Arten im saisonalen Verlauf ist in den Abb. 27-51 dargestellt. Ermittelt wurden dafür jeweils der Maximalwert, Medianwert und Minimalwert der 10 Vergleichsproben.

Der Vorteil des Medians liegt in der Unempfindlichkeit gegenüber sogenannten Ausreißern besonders bei geringer Anzahl an Vergleichsproben (ZÖFEL 1992).

Auffällig sind zum Teil beträchtliche Unterschiede zwischen den 3 Werten. Erklärt werden können diese Differenzen mit dem Einfluß von Substratbeschaffenheit, Lagerung der Steine, Strömungsverhältnissen, Gründereffekten, Patchiness (KINZELBACH 1990). Die Ansammlung und Ablagerung von Sediment, Holzstücken und Pflanzenresten war in den einzelnen Körben unterschiedlich, so daß für die Besiedlung der Aufwuchssubstrate nicht völlig identische Ausgangsbedingungen herrschten. Steinformen und -größen waren ebenfalls nicht vollkommen gleichmäßig in den Besiedlungskörben. KHALAF & TACHET (1980) stellten bei der Untersuchung des Einflusses der Steingröße auf die Besiedlung von Aufwuchssubstraten nach einem Monat Exposition auf 48 und 96 mm großen Steinen eine geringere Abundanz als auf 14 oder 24 mm großen Steinen fest.

Nach RABENI & GIBBS (1978) können Verluste von Organismen während der Entnahme der Körbe eine zusätzliche Fehlerquelle bilden. Mollusken oder Crustaceen mit wenig oder keinen Möglichkeiten der Anheftung zeigten Verluste von 92-68%, Dipteren (hauptsächlich Chironomidenlarven) hatten 29% Verluste. Auch die Organismen mit der Fähigkeit sich festzuhalten, zeigten Verluste: Ephemeroptera 30%, Trichoptera 26%, Plecoptera 8%.

Diese Fehlerquelle kann bei den eigenen Untersuchungen weitestgehend ausgeschlossen werden. Vor den Probenahmen in Juli, August und September 1994 wurden jeweils 5 Körbe von einem Taucher vor der Entnahme vorsichtig in einem Beutel verpackt, so daß Abspülverluste vermieden wurden. Beim Vergleich der Abundanzen dieser Proben mit den nicht verpackten zeigten sich keine Differenzen.

Die Betrachtung der Abundanzen im Jahresverlauf von 1993 und 1994 ergab einige charakteristische Ergebnisse in der Organismenbesiedlung:

- 1993 nicht vorhanden, 1994 in geringen Häufigkeiten

*Gammarus tigrinus*, *Calopteryx splendens*

- 1993 in geringen Häufigkeiten, 1994 Zunahme

*Ecnomus tenellus*

mit zum Teil Massenentwicklungen

*Potamopyrgus antipodarum*, *Ceraclea dissimilis*

- leichte Zunahme der Häufigkeiten 1994 gegenüber 1993

*Sphaerium corneum*

- teilweise Steigerung der Massenentwicklung 1994 gegenüber 1993

*Hydropsyche contubernalis*

- leichte Abnahme der Häufigkeiten 1994 gegenüber 1993

*Physella acuta*, *Erpobdella octocolata*, *Erpobdella nigricollis*, *Asellus aquaticus*, *Proasellus coxalis*

- Abundanzen 1993 und 1994 relativ gleich

*Bithynia tentaculata*, *Radix ovata*

- indifferente Arten, die sich aufgrund geringer Abundanzen nicht einordnen lassen

*Dreissena polymorpha*, *Neureclipsis bimaculata*

Der Vergleich der Besiedlungsdichten 1993 und 1994 bezogen auf die Einzelmonate zeigt zum Teil beträchtliche Unterschiede in der Entwicklung der Populationen in den beiden Jahren. Als Ursachen sind Differenzen der abiotischen und biotischen Einflußfaktoren zwischen 1993 und 1994, aber vor allem die Instabilität des Gesamtökosystems Elbe anzusehen.

In Tab. 6 sind Einzelfunde von Organismen aufgelistet, die nicht in den Abb. 27-51 dargestellt sind.

Neben den Arten in Abb. 27-51 und Tab. 6 wurden in den Körben weitere Taxa gefunden, aber nicht näher untersucht (*Ephydatia fluviatilis*, *Hydra* sp., *Cordylophora caspia*, Oligochaeta, Chironomidae, *Paludicella articulata*, *Fredericella sultana*, *Plumatella emarginata*, *Plumatella fungosa*, *Plumatella repens*).

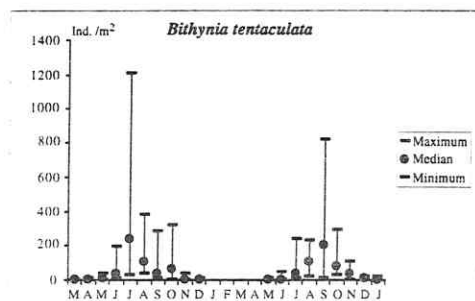


Abb. 27 Besiedlung der AK mit *Bithynia tentaculata* von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

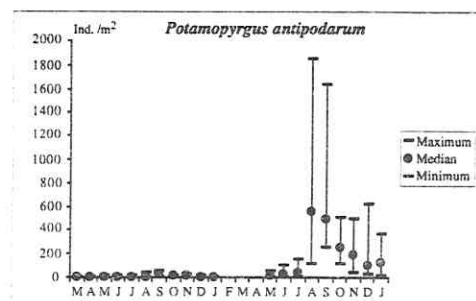


Abb. 28 Besiedlung der AK mit *Potamopyrgus antipodarum* von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

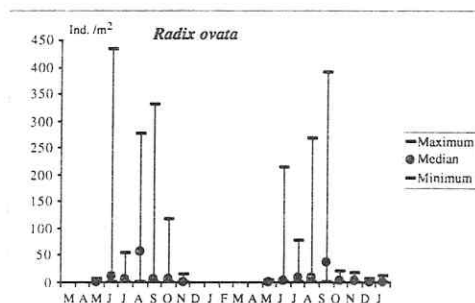


Abb. 29 Besiedlung der AK mit *Radix ovata* von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

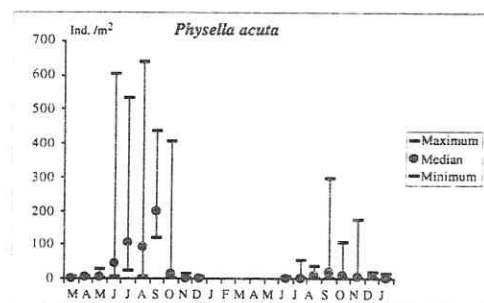


Abb. 30 Besiedlung der AK mit *Physella acuta* von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

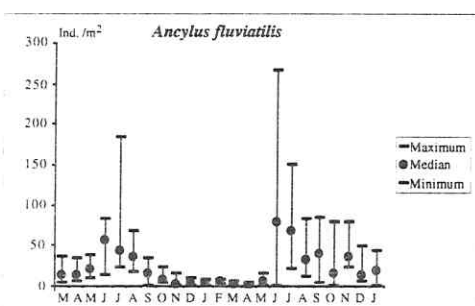


Abb. 31 Besiedlung der AK mit *Ancyclus fluviatilis* von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

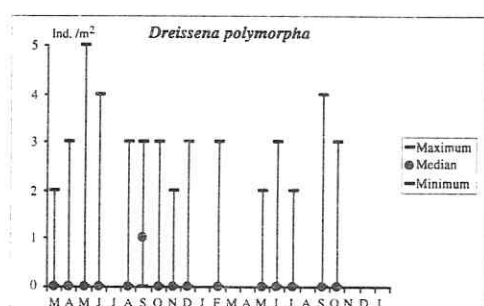


Abb. 32 Besiedlung der AK mit *Dreissena polymorpha* von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

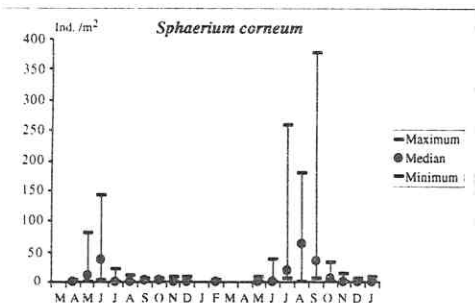


Abb. 33 Besiedlung der AK mit *Sphaerium corneum* von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

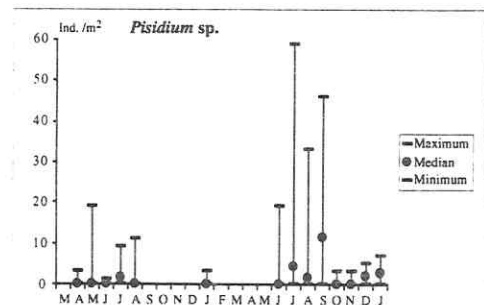


Abb. 34 Besiedlung der AK mit *Pisidium* sp. von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

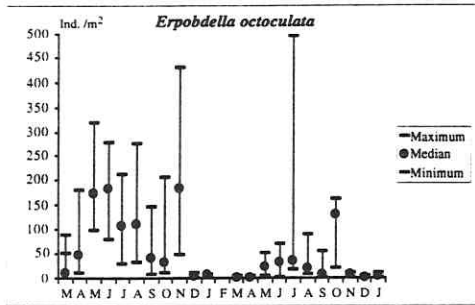


Abb. 35 Besiedlung der AK mit *Erpobdella octoculata* von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

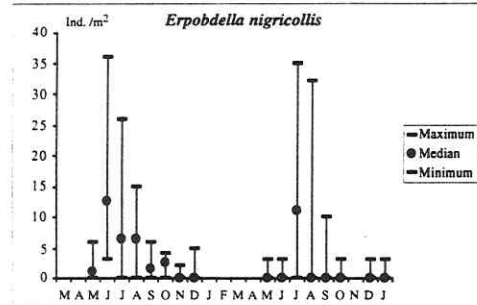


Abb. 36 Besiedlung der AK mit *Erpobdella nigricollis* von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

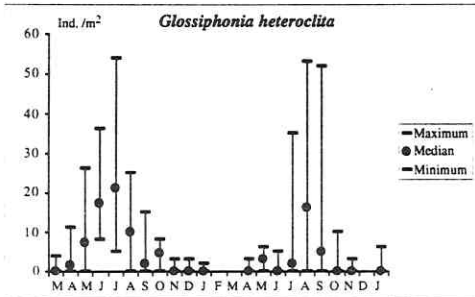


Abb. 37 Besiedlung der AK mit *Glossiphonia heteroclita* von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

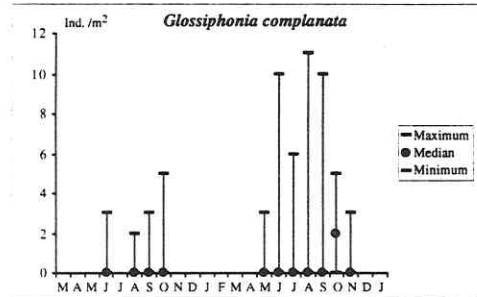


Abb. 38 Besiedlung der AK mit *Glossiphonia complanata*

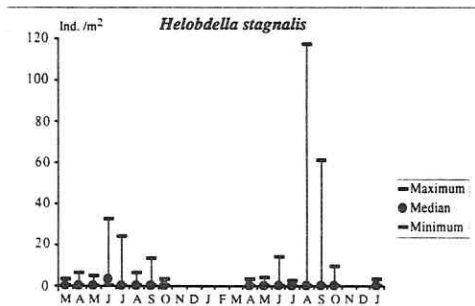


Abb. 39 Besiedlung der AK mit *Helobdella stagnalis* von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

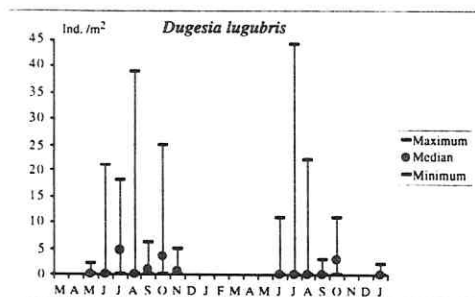


Abb. 40 Besiedlung der AK mit *Dugesia lugubris* von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

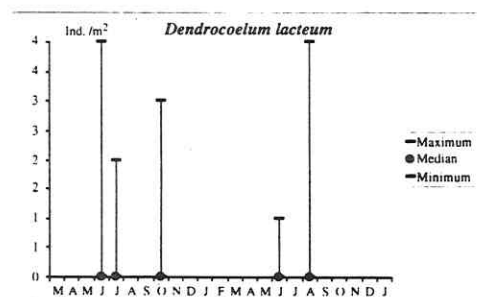


Abb. 41 Besiedlung der AK mit *Dendrocoelum lacteum* von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

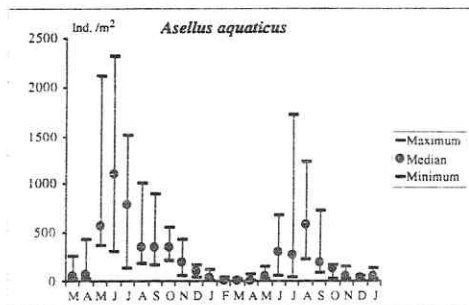


Abb. 42 Besiedlung der AK mit *Asellus aquaticus* von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

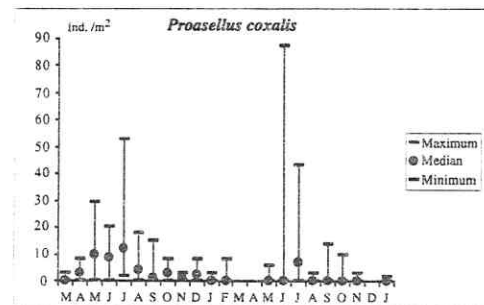


Abb. 43 Besiedlung der AK mit *Proasellus coxalis* von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

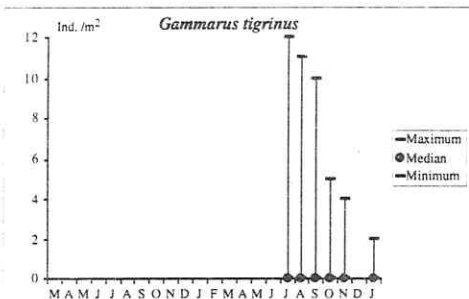


Abb. 44 Besiedlung der AK mit *Gammarus tigrinus* von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

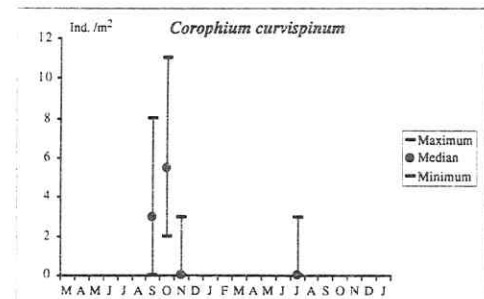


Abb. 45 Besiedlung der AK mit *Corophium curvispinum* von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

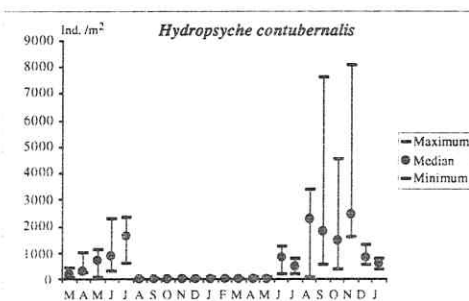


Abb. 46 Besiedlung der AK mit *Hydropsyche contubernalis* von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

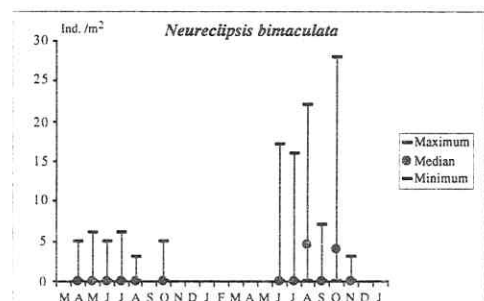


Abb. 47 Besiedlung der AK mit *Neureclipsis bimaculata* von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

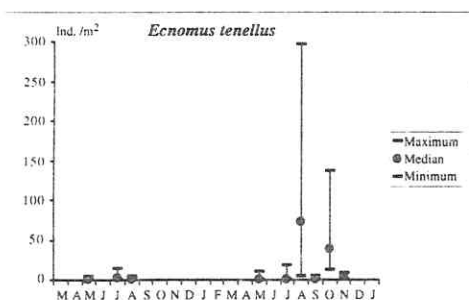


Abb. 48 Besiedlung der AK mit *Ecnomus tenellus* von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

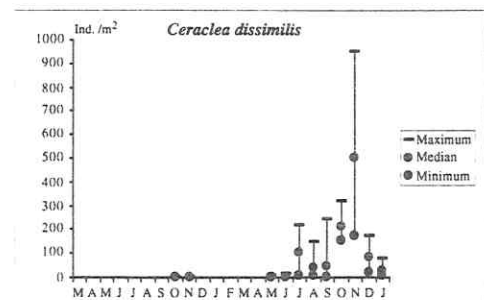


Abb. 49 Besiedlung der AK mit *Ceraclea dissimilis* von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

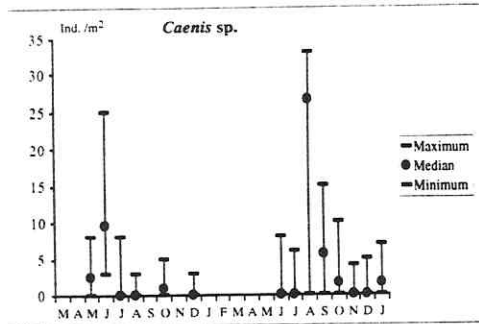


Abb. 50 Besiedlung der AK mit *Caenis* sp. von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

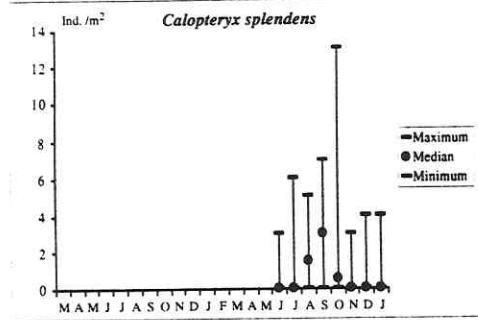


Abb. 51 Besiedlung der AK mit *Calopteryx splendens* von März 93 bis Jan. 95 (n=10)

Art	Funddatum
<i>Gyraulus albus</i>	Juni 93
<i>Acroloxus lacustris</i>	März 93
<i>Musculium lacustre</i>	Mai 93, Oktober 93
<i>Piscicola geometra</i>	Dezember 93, Juli 94
<i>Baetis fuscatus</i>	Mai 93, September 94
<i>Heptagenia coeruleans</i>	April 94, September 94, Januar 95
<i>Platynemis pennipes</i>	September 1994
<i>Ischnura elegans</i>	Juni 93, Oktober 93, Juni 94, August 94
<i>Hydroptilia</i> sp.	Mai 94, Januar 95

Tab. 6 Einzelfunde weiterer Arten in den Aufwuchskörben

#### 6.2.4. Räumliche Dynamik

Die räumliche Variabilität in der Besiedlung wird hauptsächlich auf Unterschiede in Wasserbeschaffenheit, Strömung und Substrat (Korngröße, organischer Gehalt der Sedimente) zurückgeführt (CELLOT et al. 1994).

##### Besiedlung im Querschnitt

Die unterschiedliche Besiedlung im Querschnitt der Elbe wird neben den Faktoren Wassertiefe, Durchlichtung, Wechsel des Wasserstandes durch die Substrateigenschaften und durch Gradienten in der Wasserbeschaffenheit zwischen linkem und rechtem Ufer geprägt.

Auf die wesentlich geringere Besiedlung der Weichsubstrate in Strommitte und Bühnenfeldbereichen im Gegensatz zur Besiedlung der Hartsubstrate an den Steinschüttungen wurde bereits in Kap. 6.1. eingegangen.

Die Elbe zeigt infolge Fahnenbildung durch Abwassereinleiter und Nebenflußmündungen Unterschiede in den Stoffkonzentrationen zwischen linkem und rechtem Ufer (GUHR et al. 1993). Diese Differenzen können Abweichungen in der Struktur des Makrozoobenthons an linker und rechter Elbseite bewirken. Ergebnisse dazu werden u.a. in DORSCHNER et al. (1993) vorgestellt.

##### Besiedlung von nebeneinanderliegenden Probestellen

Bei einzelnen Arten auftretende Verteilungsmuster von Vorkommen und Fehlen an eng benachbarten Probestellen (Abb. 52), die bislang oft nur mit regionalen Belastungen begründet wurden, werden vielfach durch geringfügige Unterschiede in der Substratbeschaffenheit, der Lagerung der Steine, in den Strömungsverhältnissen und biotischen Faktoren wie Zufälligkeit in der Erstbesiedlung (Gründereffekte, Patchiness) (SCHMIDT 1983; KINZELBACH 1990) verursacht. Nach STREIT (1986) können Predationsdruck, abiotische Faktoren oder mangelnde Dichteregulation fluktuierende Zonen von 10-100 m Länge, die entweder eine hohe oder niedrige Populationsdichte zeigen, hervorrufen.

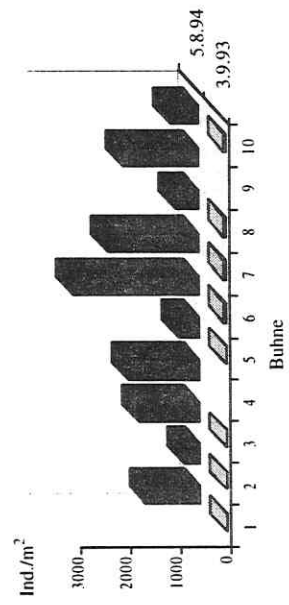
Zusätzlich bewirkt die inselartige Verteilung der Hartsubstrate (Bühnen) (Kap. 6.2.1.) in der Mittelelbe inmitten der schlammigen, sandigen und kiesigen Substrate der Bühnenfelder und der Stromsohle (Kap. 6.1.) eine Erschwerung des Austausches und der Verbreitung der lithophilen Organismen.

Auf der in der Abb. 52 und Tab. 7 dargestellten Untersuchungsstrecke sind keine Änderungen der Belastung zu erwarten, die zu den Schwankungen in der Verteilung der Makrozoen an den nebeneinanderliegenden Bühnen führen könnten.

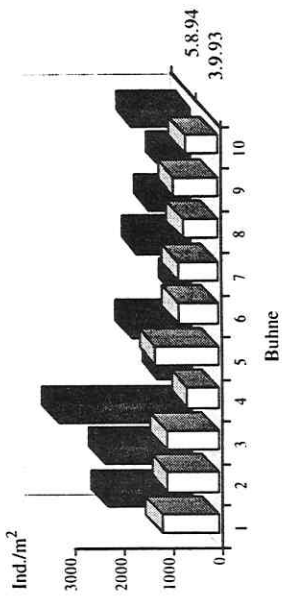
Unterschiede zwischen 1993 und 1994 werden durch die allgemeine Zunahme der Anzahl an Taxa und Häufigkeit einzelner Arten von 1993 gegenüber 1994 (z.B.: *Sphaerium corneum*, *Potamopyrgus antipodarium*), aber auch durch die Probenahme zu verschiedenen Terminen, wodurch zeitliche Besiedlungsmuster nicht berücksichtigt werden, verursacht.

Problematisch wird der Vergleich der Besiedlung im Flußlängsschnitt, da substratabhängige Verteilung alle anderen Faktoren einer longitudinalen Gliederung überlagern kann (SCHMIDT 1983).

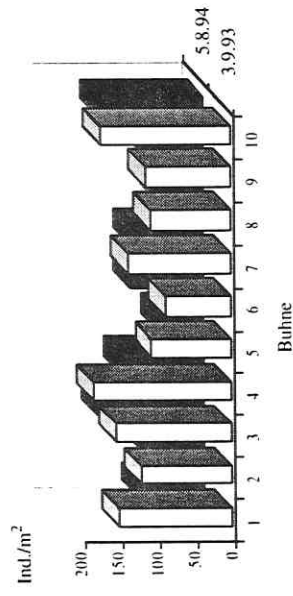




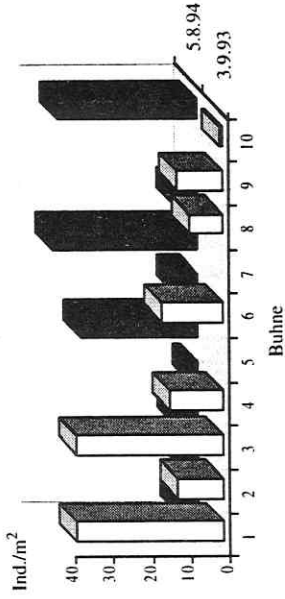
*Hydropsyche contubernalis*



*Asellus aquaticus*



*Erpobdella octoculata*



*Helobdella stagnalis*

Abb. 52 Blatt 1 Vergleich der Verteilung ausgewählter Organismen auf 10 nebeneinanderliegenden Bühnen zwischen Elbe- km 317 und 318 (linkes Ufer)

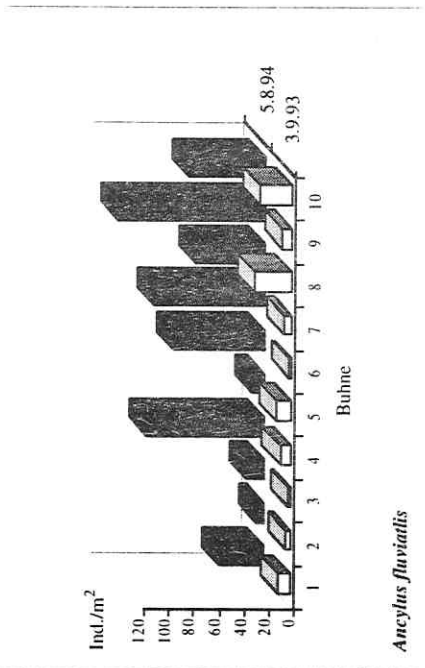
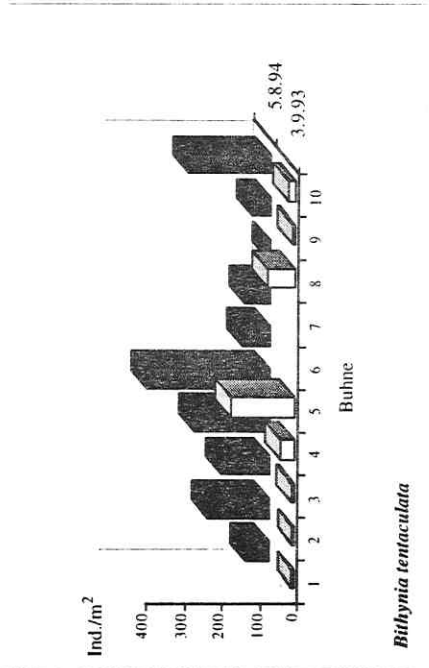
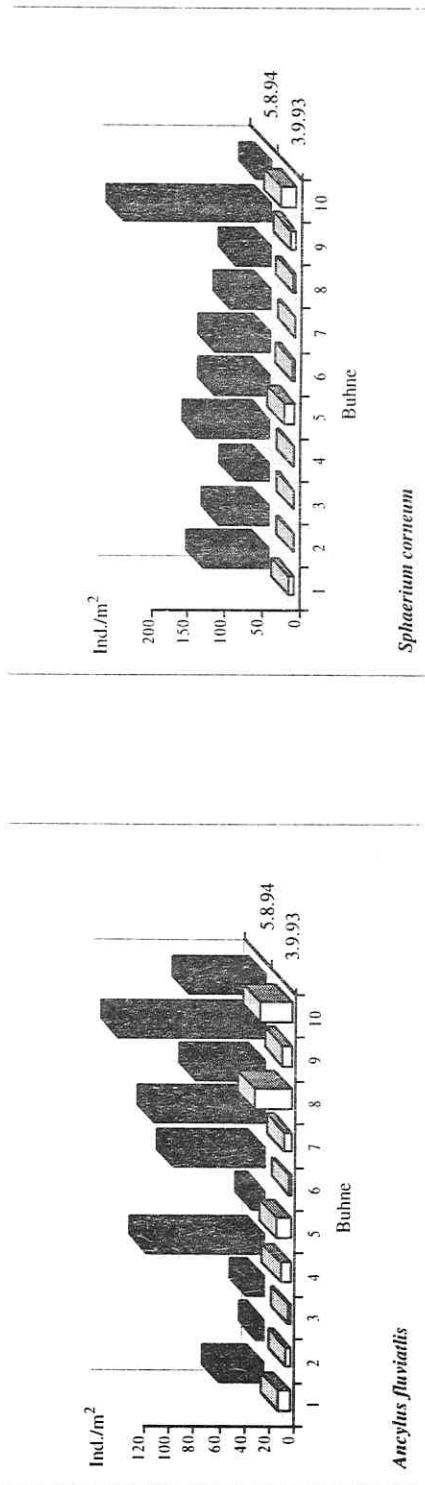
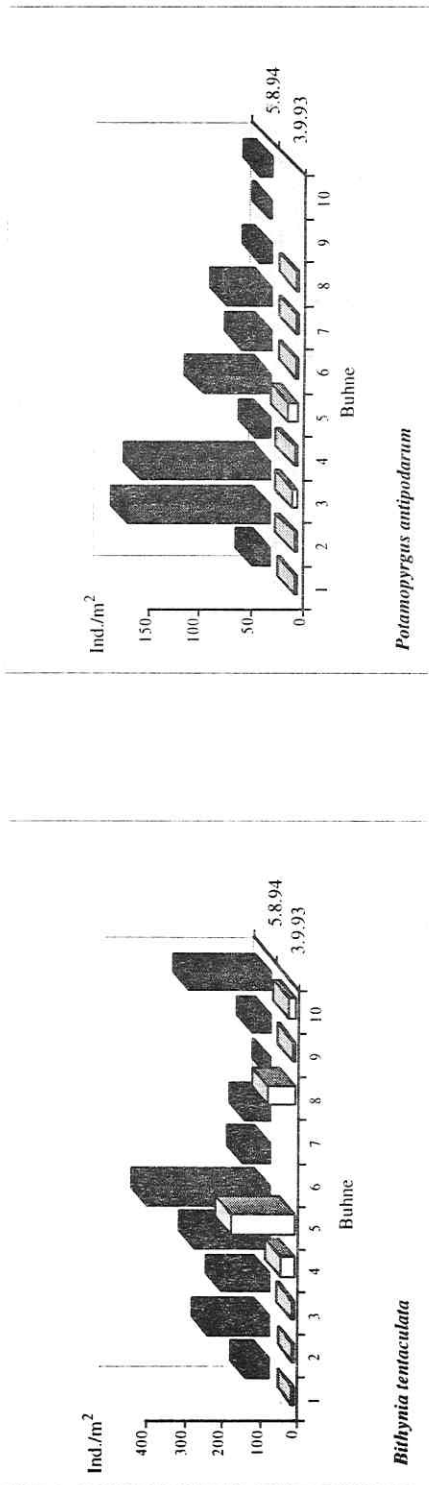


Abb. 52 Blatt 2 Vergleich der Verteilung ausgewählter Organismen auf 10 nebeneinanderliegenden Bühnen zwischen Elbe- km 317 und 318 (linkes Ufer)

Buhne	3.9.1993										5.8.1994									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Ephydratia fluvialis</i>	II		I	II	III	II	II	II	II	II	III	III	III	III	I	III	III	II	III	III
<i>Hydra</i> sp.			I	I	I	I	I	I	I	I	III	III	III	III	I	I	I	I	I	I
<i>Cordylophora caspia</i>	III	III	II	III	II	II	III	II	I	I	II-III	III	III	IV	II	II	III	II	III	III
<i>Dugesia lugubris</i>	25	10	5	5	3	1	3	9	4	24	8	11	22	32	1	8	21	4	136	
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	4									5	3	3	3	2	1	5	2	2	16	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	I	3	5	3	8	1	2	2	5	5	17	139	127	67	14	44	13	2	13	
<i>Bithynia tentaculata</i>	I	I	2	32	169		71	7	14	3	62	165	203	330	74	67	7	53	218	
<i>Physella acuta</i>			7	9	5		1	18	3	1			3	1	1	1			1	
<i>Radix ovata</i>											8	6	14	10	1	1	3		31	
<i>Ancylus fluvialis</i>	9	4	1	8	10	2	29	7	24	1	36	6	14	10	72	87	54	117	61	
<i>Pistidium</i> sp.										1	5	2	2	2	39	14	5	3	6	
<i>Sphaerium cornutum</i>	7	3	1	3	15	5	1	5	7	21	87	68	43	73	75	55	46	198	19	
<i>Muscicidium lacustre</i>																				
<i>Dreissena polymorpha</i>																				
<i>Glossiphonia heteroclita</i>	25	13	16	19	25	9	5	5	9	5	33	10	11	8	8	19	17		23	
<i>Helobdella stagnalis</i>	38	12	38	14	16	16	9	12	1	1	5	4	6	2	30	6	6		36	
<i>Erpobdella nigricollis</i>					2				3	3	5	4	11	2	8	5	3	4	220	
<i>Erpobdella octoculata</i>	149	120	151	181	104	86	135	106	112	171	87	76	141	60	97	97	61	75	141	
<i>Asellus aquaticus</i>	1132	1000	1013	604	1260	779	769	670	853	635	1718	1772	2698	701	1209	361	1100	857	1200	
<i>Proasellus coxalis</i>	6	5	11	8	10	6	11	12	3	6		3			3	3	4			
<i>Gammarus tigrinus</i>																				
<i>Baetis</i> sp.											2									
<i>Caenis</i> sp.							I				2		6	I	2	3	7	2	I	
<i>Platycnemis pennipes</i>																				
<i>Sisyra</i> sp.																				
Coleoptera-Larve																				
<i>Hydropytilla</i> sp.																				
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	4	6	4		6	10	12	8	13		1093	329	1200	439	2530	1800	486	53	29	
<i>Neureclipsis bimaculata</i>																			1500	
<i>Ecnomus tenellus</i>																				
<i>Ceraclea dissimilis</i>	II	II	II		I	I	I	I	I	I	133	42	444	308	205	367	357	276	279	
<i>Paludicella articulata</i>	I																			
<i>Plumatella fungosa</i>																				
<i>Plumatella repens</i>					II	I	I	I	II						I					

Tab. 7 Vergleich der Bestiedlung der Steinschüttungen an 10 nebeneinanderliegenden Buhnen der Elbe zwischen km 317 und km 318 (linkes Ufer) am 3.9.93 und 5.8.94. (Angabe in Ind./m<sup>2</sup> und in rel. Häufigkeiten von I bis VII)

### Besiedlung im Flußlängsschnitt

Die Tabellen 8-10 geben Auskunft über Verbreitung und relative Häufigkeit des Makrozoobenthons an den einzelnen Probenahmestellen in der Elbe (linkes und rechtes Ufer gemeinsam) von 1992-1994. In Abb. 53 ist die Konstanz der Verbreitung der Makrozoenarten noch einmal getrennt dargestellt.

Beim Vergleich der Entwicklung der Artengemeinschaft an den einzelnen Probestellen von 1992 bis 1994 wird die schon in Abb. 24 für den Untersuchungspunkt Magdeburg dargestellte Zunahme der Arten(gruppen)zahl weiter verdeutlicht. Besonders auffällig ist die größer werdende Anzahl an Insektenlarven.

Der Vergleich der Längsschnitte der 3 Untersuchungsjahre macht die Entwicklung der Häufigkeiten einzelner Arten an den entsprechenden Probenahmestellen sichtbar.

Betrachtet man für die Jahre 1993 und 1994 (Tab. 9, 10) die Besiedlung oberhalb und unterhalb der Probenahmestelle Hohenwarthe (km 339), fällt auf, daß viele Organismen, die oberhalb relativ konstant, wenn auch nicht immer häufig, unterhalb nur noch sporadisch und zum Teil in geringeren Häufigkeiten als oberhalb vorkamen oder vollständig fehlten. Besonders deutliche Beispiele sind bei den Mollusken, Hirudineen und Insektenlarven zu finden. Auffallend ist auch die Massenentwicklung von *Gammarus tigrinus* und *Cordylophora caspia* im Bereich unterhalb von Hohenwarthe.

Für 1992 ist eine solche Betrachtung nicht möglich, da wesentlich weniger Stellen beprobt wurden.

Nach der Konstanz der Verbreitung (Abb. 53) über den gesamten Untersuchungszeitraum können verschiedene Gruppen unterschieden werden, die im folgenden mit einigen charakteristischen Beispielen vorgestellt werden.

#### ■ relativ konstant verbreitete Arten

*Asellus aquaticus*, *Ephydatia fluviatilis*, *Hydropsyche contubernalis*, *Erpobdella octoculata*, *Cordylophora caspia*

#### ■ nicht konstant, aber doch weit verbreitete Arten

*Bithynia tentaculata*, *Radix ovata*, *Ancylus fluviatilis*, *Sphaerium corneum*, *Glossiphonia heteroclita*, *Erpobdella nigricollis*, *Helobdella stagnalis*

#### ■ nur an wenigen Probenahmestellen nachgewiesene Arten

*Sisyra* sp., *Baetis fuscatus*

#### ■ Arten, die im Verlauf der 3 Untersuchungsjahre ihr Verbreitungsgebiet erweiterten

*Ceraclea dissimilis*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Dreissena polymorpha*, *Gammarus tigrinus* (ab 1993), *Corophium curvispinum* (ab 1993), *Heptagenia sulphurea*

#### ■ Einzelfunde:

*Ferrissia wautieri*, *Muschilium lacustre*, *Eunapius fragilis*, *Holocentropus dubius*, *Agraylea multipunctata*, *Nepa cinerea*

<i>Ephydata fluviatilis</i>	■	■	■	■	■		
<i>Hydra</i> sp.	■	■	■				■
<i>Cordylophora caspia</i>		■	■	■	■	■	■
<i>Dugesia lugubris</i>	■	■	■	■			
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	■		■				
<i>Bithynia tentaculata</i>		■	■				
<i>Physella acuta</i>	■		■	■			
<i>Radix ovata</i>	■	■	■	■			
<i>Ancylus fluviatilis</i>		■	■	■			
<i>Ferrissia wautieri</i>			■				
<i>Acroloxus lacustris</i>					■		
<i>Pisidium</i> sp.				■			
<i>Sphaerium corneum</i>	■	■	■				
<i>Dreissena polymorpha</i>					■		
<i>Glossiphonia complanata</i>	■						
<i>Glossiphonia heteroclita</i>	■	■	■	■			■
<i>Helobdella stagnalis</i>	■		■				
<i>Erpobdella nigricollis</i>		■	■				
<i>Erpobdella octoculata</i>	■	■	■	■	■	■	■
<i>Asellus aquaticus</i>	■	■	■	■	■	■	■
<i>Proasellus coxalis</i>				■			
<i>Baetis fuscatus</i>		■	■				
<i>Heptagenia sulphurea</i>			■				
<i>Caenis horaria</i>			■				
<i>Ischnura elegans</i>			■				
<i>Sisyra</i> sp.		■	■				
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	■	■	■	■		■	■
<i>Neureclipsis bimaculata</i>			■				
<i>Ecnomus tenellus</i>			■	■			
<i>Ceraclea dissimilis</i>			■				
<i>Paludicella articulata</i>		■	■				
<i>Fredericella sultana</i>		■	■				
<i>Plumatella emarginata</i>						■	
<i>Plumatella fungosa</i>	■	■	■	■	■	■	■
<i>Plumatella repens</i>		■	■				
<b>1992</b>	Elbe-km	257.3	287	318	386	437.8	449

Tab. 8 Längsschnitt des Makrozoobenthons in der Elbe 1992 (■ vereinzelt, ■■ häufig, ■■■ massenhaft)

<i>Ephydatia fluviatilis</i>	■ ■	■	■	■ ■ ■	■ ■	■ ■	■	■	■	■	■	■	■	■	
<i>Eunapius fragilis</i>		■	■ ■												
<i>Hydra</i> sp.	■ ■	■ ■	■ ■	■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■
<i>Cordylophora caspia</i>	■ ■	■	■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■
<i>Dugesia lugubris</i>	■	■	■	■ ■	■	■	■		■		■				
<i>Dugesia tigrina</i>	■														
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	■	■	■			■	■	■	■		■				
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	■			■	■	■	■	■		■				■	■
<i>Bithynia tentaculata</i>	■ ■		■	■	■	■	■		■	■		■		■	
<i>Physella acuta</i>	■	■	■	■	■	■	■		■						■
<i>Radix ovata</i>	■ ■	■ ■	■ ■	■	■ ■	■	■ ■	■							■
<i>Ancylus fluviatilis</i>	■	■	■ ■	■	■	■	■ ■	■	■	■					
<i>Acroloxus lacustris</i>		■					■	■	■	■	■	■	■		
<i>Pisidium</i> sp.				■	■	■	■								
<i>Sphaerium corneum</i>	■	■	■	■	■	■	■		■		■ ■ ■				
<i>Musculium lacustre</i>						■									
<i>Dreissena polymorpha</i>				■	■		■	■	■	■	■		■	■ ■	■ ■
<i>Glossiphonia complanata</i>	■	■	■		■	■									
<i>Glossiphonia heteroclita</i>	■	■ ■	■	■	■	■ ■	■	■	■	■					■
<i>Helobdella stagnalis</i>	■	■	■	■	■	■	■	■				■		■	
<i>Erpobdella nigricollis</i>	■	■	■	■	■	■	■							■	
<i>Erpobdella octoculata</i>	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Asellus aquaticus</i>	■ ■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■
<i>Proasellus coxalis</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■						■
<i>Corophium curvispinum</i>														■	■
<i>Gammarus nigrinus</i>							■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■
<i>Baetis fuscatus</i>		■	■	■	■	■	■								
<i>Heptagenia coerulans</i>					■										
<i>Heptagenia sulphurea</i>		■													
<i>Caenis horaria</i>		■		■	■	■	■								
<i>Caenis luctuosa</i>				■	■	■									
<i>Caenis macrura</i>				■											■
<i>Ischnura elegans</i>			■												
<i>Sisyra</i> sp.		■	■	■											
<i>Hydrotilla</i> sp.		■			■		■								
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	■ ■	■ ■	■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Ecnomus tenellus</i>														■	
<i>Ceraclea dissimilis</i>	■	■	■	■	■	■	■								
<i>Paludicella articulata</i>	■	■	■	■ ■	■ ■	■	■	■		■				■	■
<i>Fredericella sultana</i>	■					■									
<i>Plumatella emarginata</i>			■ ■		■				■ ■	■			■		
<i>Plumatella fungosa</i>	■ ■	■ ■	■	■ ■	■ ■	■ ■	■	■	■ ■	■	■	■	■	■	■
<i>Plumatella repens</i>	■ ■		■	■	■	■	■	■	■	■		■		■	
<i>Plumatella</i> sp.				■		■	■							■	
<b>1993 Elbe-km</b>	<b>257,3</b>	<b>275</b>	<b>287</b>	<b>291,2</b>	<b>310</b>	<b>318</b>	<b>339</b>	<b>351</b>	<b>375</b>	<b>386</b>	<b>402</b>	<b>416</b>	<b>437,8</b>	<b>449</b>	<b>452</b>

Tab. 9 Längsschnitt des Makrozoobenthons in der Elbe 1993 (■ vereinzelt, ■ ■ häufig, ■ ■ ■ massenhaft)

<i>Ephydata fluviatilis</i>	■	■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■	■	■	■	■	■						
<i>Hydra</i> sp.	■						■	■	■	■		■	■	■	■			
<i>Cordylophora caspia</i>	■			■ ■	■ ■	■	■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■
<i>Dugesia lugubris</i>	■	■	■ ■	■	■ ■	■	■	■	■	■	■							
<i>Dugesia tigrina</i>	■		■					■				■						
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	■	■			■	■												
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>				■ ■	■	■	■ ■	■	■	■			■	■	■			
<i>Bithynia tentaculata</i>	■		■		■ ■	■	■ ■	■	■									■
<i>Physella acuta</i>				■														
<i>Radix ovata</i>		■	■ ■	■	■ ■	■	■ ■			■		■						
<i>Gyraulus albus</i>	■ ■			■														
<i>Ancylus fluviatilis</i>	■	■	■ ■	■	■	■ ■	■ ■			■								
<i>Acroloxus lacustris</i>		■					■ ■	■		■	■							
<i>Pisidium</i> sp.	■	■		■	■													
<i>Sphaerium corneum</i>	■	■	■		■ ■	■ ■	■ ■	■	■	■	■							■
<i>Dreissena polymorpha</i>	■	■			■	■	■ ■	■	■	■	■	■	■	■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■
<i>Glossiphonia complanata</i>	■	■	■		■		■											
<i>Glossiphonia heteroclita</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		■						
<i>Helobdella stagnalis</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■			■						
<i>Erpobdella nigricollis</i>	■	■	■	■	■	■	■ ■	■										■
<i>Erpobdella octoculata</i>	■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Asellus aquaticus</i>	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■	■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■
<i>Proasellus coxalis</i>	■	■	■ ■	■ ■	■	■		■ ■			■						■	■
<i>Corophium curvispinum</i>									■					■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■
<i>Gammarus nigrinus</i>							■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■	■ ■	■ ■ ■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■
<i>Baetis fuscatus</i>		■ ■	■ ■	■	■	■	■											
<i>Heptagenia sulphurea</i>	■	■	■ ■	■ ■	■	■												
<i>Caenis luctuosa</i>		■										■						
<i>Caenis macrura</i>		■										■			■			
<i>Nepa cinerea</i>	■																	
<i>Sisyra</i> sp.		■	■			■		■										
<i>Hydroptilia</i> sp.	■	■	■	■	■	■	■	■										
<i>Agraylea multipunctata</i>	■																	
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	■ ■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■
<i>Neureclipsis bimaculata</i>			■															■
<i>Holocentropus dubius</i>		■																
<i>Ecnomus tenellus</i>									■									■
<i>Ceraclea dissimilis</i>	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■
<i>Paludicella articulata</i>		■	■				■	■							■ ■	■ ■	■ ■	■ ■
<i>Plumatella emarginata</i>										■							■	■
<i>Plumatella fungosa</i>				■		■	■	■	■	■				■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■
<i>Plumatella repens</i>										■								■
<b>1994</b> Elbe-Km	257,3	275	287	291,2	310	318	339	351	375	386	402	416	437,8	449	452			

Tab. 10 Längsschnitt des Makrozoobenthons in der Elbe 1994 (■ vereinzelt, ■■ häufig, ■■■ massenhaft)

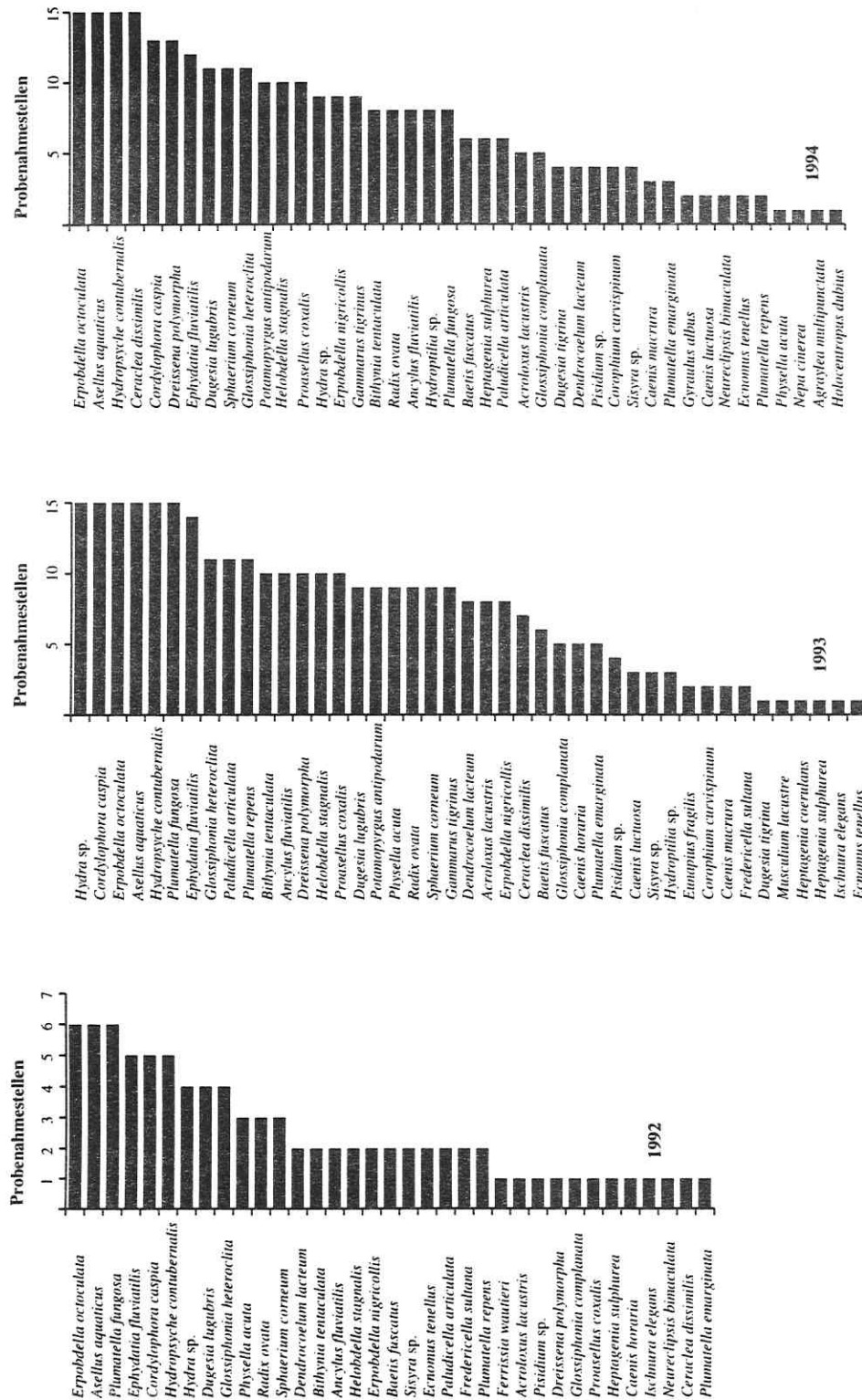


Abb. 53 Konstanz des Makrozoobenthons im untersuchten Elbeabschnitt 1992-1994



### 6.2.5. Besiedlung der Mündungen von Nebenflüssen und Kanälen

Ausbaumaßnahmen, unterschiedliche Belastungsverhältnisse, aber auch Änderungen in der Flußmorphologie, können in den Nebenflüssen die Wanderung und den Austausch von Organismen im Flußlängsschnitt verhindern. Organismen aus den Oberläufen der Nebenflüsse spielen dementsprechend für die Wiederbesiedlung der Elbe kaum eine Rolle. Es wurden deshalb nur Untersuchungen in Mündungsbereichen bzw. deren Nähe durchgeführt.

Die Tab. 11 und 12 geben einen Überblick über die relativen Häufigkeiten der Organismen des Makrozoobenthons in Mündungsbereichen von Nebenflüssen und Kanälen, zusammengefaßt für die Jahre 1993 und 1994 (pro Jahr 2 Untersuchungen).

Mit den Ergebnissen der Bestandserhebung 1993/1994 wird nur eine Momentansituation erfaßt.

Die einzelnen Gewässer weisen zum Teil völlig unterschiedliche Besiedlungssubstrate auf (Tab. 5), die Vorkommen und Verbreitung der Organismen beeinflussen.

Wie in der Elbe kam und kommt es in den Nebenflüssen und Kanälen infolge des wirtschaftlichen Strukturwandels zu Änderungen in der Wasserbeschaffenheit, die die Entwicklung der Biozönosen in den Gewässern beeinflussen. Zu erwarten ist, daß die Lebensgemeinschaften auch in den Nebenflüssen und Kanälen artenreicher werden, was sich als potentielles Wiederbesiedlungsreservoir positiv auf die Fauna in der Elbe auswirken könnte.

Bei der Betrachtung der Nebengewässer muß unterschieden werden in kleine Fließgewässer, deren durchschnittlicher Abfluß an der Untersuchungsstelle meist nicht größer als  $5 \text{ m}^3/\text{s}$  ist, und größere Gewässer, mit einem durchschnittlichen Abfluß meist größer als 50 oder  $100 \text{ m}^3/\text{s}$ . Zu den kleinen Nebenflüssen gehören Nuthe, Ehle, Ohre, Tanger, zu den größeren Mulde, Saale und Havel.

	Ehle	Nuthe	Ohre	Tanger	Mulde	Saale	Havel Gnevsdorf	Havel Toppel
<i>Ephydatia fluviatilis</i>	■ ■		■ ■		■ ■	■		■
<i>Hydra</i> sp.	■	■	■	■	■	■	■ ■	■
<i>Cordylophora caspia</i>	■ ■					■	■ ■	
<i>Dugesia lugubris</i>							■	■
<i>Dugesia tigrina</i>				■			■	
<i>Dendrocoelum lacteum</i>							■	
<i>Theodoxus fluviatilis</i>								■ ■
<i>Viviparus viviparus</i>								■ ■
<i>Valvata piscinalis</i>			■				■	■
<i>Valvata pulchella</i>			■					■
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	■ ■	■	■ ■	■ ■		■ ■	■	■
<i>Bithynia tentaculata</i>	■		■		■	■ ■	■	■
<i>Physella acuta</i>				■ ■	■	■ ■	■	■ ■
<i>Physa fontinalis</i>					■			■
<i>Lymnea palustris</i>								■
<i>Radix ovata</i>	■		■		■	■ ■		■ ■
<i>Gyraulus albus</i>	■		■	■				■
<i>Gyraulus riparius</i>							■	
<i>Stagnicola corvus</i>	■			■				
<i>Ancylus fluviatilis</i>			■		■	■ ■	■	■
<i>Anodonta anatina</i>	■							
<i>Anodonta cygnea</i>				■ (Schalen)				
<i>Unio pictorum</i>			■	■ (Schalen)				
<i>Unio tumidus</i>				■ (Schalen)				■
<i>Pisidium</i> sp.	■			■			■	
<i>Pisidium casertanum</i>	■							
<i>Pisidium subtruncatum</i>			■					
<i>Sphaerium corneum</i>	■		■		■			■
<i>Dreissena polymorpha</i>							■ ■	■ ■
<i>Glossiphonia complanata</i>			■					
<i>Glossiphonia heteroclita</i>	■				■		■	
<i>Helobdella stagnalis</i>	■		■ ■	■	■	■	■	■ ■
<i>Piscicola geometra</i>	■					■		■
<i>Erpobdella nigricollis</i>					■		■	■
<i>Erpobdella octoculata</i>	■ ■		■ ■	■	■	■ ■	■ ■	■ ■
<i>Asellus aquaticus</i>	■ ■	■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■ ■	■ ■	■ ■
<i>Proasellus coxalis</i>	■ ■	■	■ ■	■	■	■ ■	■	■
<i>Corophium curvispinum</i>			■ ■				■ ■	■ ■
<i>Gammarus pulex</i>	■ ■	■ ■ ■	■ ■	■			■	■
<i>Gammarus roeselii</i>				■ ■				
<i>Gammarus tigrinus</i>							■ ■	■ ■
<i>Baetis fuscatus</i>	■ ■	■ ■	■ ■	■	■ ■			
<i>Baetis vernus</i>	■ ■	■ ■	■	■ ■				
<i>Baetis</i> sp.	■ ■	■ ■	■	■ ■				
<i>Centroptilium luteolum</i>				■ ■				
<i>Cloeon dipterum</i>	■ ■		■	■				■
<i>Cloeon simile</i>				■				
<i>Procloeon bifidum</i>		■						
<i>Heptagenia coeruleans</i>		■						
<i>Heptagenia flava</i>		■ ■						
<i>Heptagenia sulphurea</i>		■ ■			■			
<i>Ephemera ignita</i>		■ ■						
<i>Cuenis horaria</i>	■			■ ■	■		■	■

Tab. 11 Blatt 1 Häufigkeiten des Makrozoobenthons in Nebenflußmündungen 1993/1994 (■ vereinzelt, ■ ■ häufig, ■ ■ ■ massenhaft)

	Ehle	Nuthe	Ohre	Tanger	Mulde	Saale	Havel Gnevsdorf	Havel Toppel
<i>Caenis horaria</i>	■			■ ■	■		■	■
<i>Caenis luctuosa</i>	■	■	■					
<i>Caenis macura</i>		■ ■			■		■	
<i>Ephemera</i> sp.								
<i>Calopteryx splendens</i>	■ ■	■ ■	■	■ ■	■	■		
<i>Platynemis pennipes</i>	■		■	■			■	
<i>Coenagrion</i> sp.	■							
<i>Ischnura elegans</i>	■ ■	■	■	■		■		■ ■
Odonata n.n.	■			■	■	■	■	
<i>Nepa cinerea</i>				■				
<i>Sisyra</i> sp.	■ ■			■	■			
<i>Halipus</i> sp.	■	■ ■ ■		■				
<i>Laccophilus hyalinus</i>	■	■	■	■				
<i>Laccophilus minutus</i>								■ ■
<i>Hyphydrus ovatus</i>								■
<i>Hygrotus versicolor</i>								■
<i>Platambus maculatus</i>								■
<i>Colymbetes fuscus</i>								■
<i>Hydaticus semiger</i>							■	
<i>Hydaticus</i> sp.		■ ■						
<i>Hydrobius fuscipes</i>	■							■
<i>Orthotrichia</i> sp.					■			
<i>Hydroptilia tineoides</i>	■ ■		■ ■					
<i>Hydroptilia</i> sp.					■			
<i>Agraylea multipunctata</i>	■		■	■				
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	■ ■		■ ■	■				
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	■		■		■	■ ■	■	
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	■ ■				■		■	
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>				■				
<i>Cyrnus trimaculatus</i>						■	■	
<i>Ecnomus tenellus</i>	■				■	■	■ ■	
<i>Ceraclea dissimilis</i>					■			
<i>Paludicella articulata</i>	■ ■		■		■ ■	■	■ ■	■
<i>Fredericella sultana</i>	■		■		■			
<i>Plumatella emarginata</i>	■							
<i>Plumatella fungosa</i>					■	■ ■	■	
<i>Plumatella repens</i>	■ ■		■ ■		■	■	■	

Tab. 11 Blatt 2 Häufigkeiten des Makrozoobenthons in Nebenflußmündungen 1993/1994 (■ vereinzelt, ■ ■ häufig, ■ ■ ■ massenhaft)

	Elbe-Abstiegs- kanal (uh Schiffs- hebewerk)	Mittellandkanal Höhe Barleber See	Niegripper See Ablauf	Elbe-Havel-Kanal Niegripp Mdg.	Elbe-Havel-Kanal Pareyer Kanal oh Schleuse	Elbe-Havel-Kanal Pareyer Kanal Mdg.
<i>Ephydatia fluviatilis</i>	■	■ ■		■ ■	■ ■	■
<i>Hydra</i> sp.	■	■	■	■	■	■
<i>Cordylophora caspia</i>	■					
<i>Dugesia lugubris</i>	■ ■	■		■		
<i>Dugesia tigrina</i>		■				
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	■ ■	■	■			
<i>Theodoxus fluviatilis</i>			■			
<i>Viviparus viviparus</i>	■ ■		■ ■		■ ■	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	■		■	■		
<i>Bithynia tentaculata</i>	■ ■	■	■ ■	■ ■	■ ■	
<i>Physella acuta</i>						■
<i>Radix auricularia</i>			■			
<i>Radix ovata</i>				■		■
<i>Gyraulus albus</i>						■
<i>Stagnicola corvus</i>			■			
<i>Ancylus fluviatilis</i>		■	■			
<i>Ferrissia wautieri</i>						■
<i>Acrotolox lacustris</i>				■ ■		■
<i>Unio pictorum</i>			■ ■			
<i>Sphaerium corneum</i>		■				
<i>Dreissena polymorpha</i>	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■ ■	■
<i>Glossiphonia complanata</i>			■	■	■ ■	
<i>Glossiphonia heteroclita</i>			■	■	■	■ ■
<i>Helobdella stagnalis</i>			■ ■	■ ■	■ ■	■ ■
<i>Hemiclepis marginata</i>			■			
<i>Piscicola geometra</i>						■
<i>Erpobdella nigricollis</i>	■	■			■	
<i>Erpobdella octoculata</i>	■ ■	■	■ ■	■	■ ■	■ ■
<i>Erpobdella testacea</i>	■			■ ■		
<i>Aseillus aquaticus</i>	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■
<i>Proasellus coxalis</i>		■	■	■	■	■
<i>Corophium curvispinum</i>	■ ■ ■	■ ■			■ ■	■
<i>Gammarus ischnus</i>		■ ■				
<i>Gammarus tigrinus</i>	■ ■	■ ■	■	■	■	■
<i>Baetis fuscatus</i>						■
<i>Caenis horaria</i>	■	■ ■	■		■	
<i>Caenis macura</i>		■				■
<i>Ephemera</i> sp.		■				
<i>Platycnemis pennipes</i>						■
Odonata n.n.				■		
<i>Sisyra</i> sp.	■				■	■
<i>Hydroptilia tineoides</i>		■				
<i>Hydroptilia</i> sp.				■		
<i>Hydropsyche contubernalis</i>						■
<i>Cyrtus flavidus</i>				■		
<i>Cyrtus trimaculatus</i>		■ ■			■ ■	■ ■
<i>Ecnomus tenellus</i>	■ ■	■ ■		■	■	■
<i>Ceraclea dissimilis</i>		■				
<i>Paludicella articulata</i>					■	
<i>Fredericella sultana</i>	■	■		■	■ ■	
<i>Plumatella fungosa</i>	■					
<i>Plumatella repens</i>						■ ■

Tab. 12 Häufigkeiten des Makrozoobenthons im Mündungsbereich von Kanälen 1993/1994 (■ vereinzelt, ■ ■ häufig, ■ ■ ■ massenhaft)

### 6.2.6. Untersuchungen in der Überflutungsau

Am Mittellauf der Elbe sind zum Teil noch relativ große, zusammenhängende Auenbereiche vorhanden, zusätzlich existieren zahlreiche Altarme und Altwässer, Vorlandseen und Tümpel.

Eine komplette Erfassung der Besiedlung dieser Gewässer war nicht möglich. Es wurde beispielhaft das System Ehle/Umflutkanal (Abb. 54) untersucht.

Bei extremem Hochwasser wird nach Öffnen des Wehres in Pretzien ca. 25 % der Wassermenge der Elbe über den Umflutkanal und die Ehle abgeführt. Bei normaler Wasserführung gelangt das Wasser aus der Elbe über die Dornburger Alte Elbe bis zum Pretziener Wehr. Unterhalb des Pretziener Wehres befinden sich zahlreiche Restwässer, die nicht miteinander in Verbindung stehen. Ab Einmündung der Ehle in den Umflutkanal ist das System durchgängig.

Bei Flutung des Systems, aber auch über die dauerhaft durchgängigen Bereiche ist theoretisch ein Eintrag von Organismen in die Elbe möglich. Inwieweit sich diese ansiedeln, hängt von verschiedenen Faktoren ab, wie Strömung, Wasserbeschaffenheit, vorhandenen Besiedlungssubstraten.

Tab. 13 gibt Auskunft über die im System Ehle/Umflutkanal untersuchten Besiedlungssubstrate an den jeweiligen Probenahmestellen, Tab. 14 über die an zwei verschiedenen Probenahmeterminen gefundenen Organismen. Mit der Liste wird kein Anspruch auf Vollständigkeit erhoben, sondern nur ein Überblick über die Organismenvielfalt im System Ehle/Umflutkanal gegeben.

Untersuchungen von OBRDLIK (1994b) zum Zoobenthon in Auengewässern der Elbe bestätigen die vielfältige Besiedlung dieser Bereiche.

Einige der Gewässer weisen starke Schlammablagerungen auf, die, ähnlich wie die Bühnenfelder, kaum besiedelt sind (Oligochaeten, Chironomiden) (Kap. 6.1.1.).

Als zusätzliches Besiedlungssubstrat dienen in vielen Auengewässern die Bestände an emersen und submersen Wasserpflanzen.

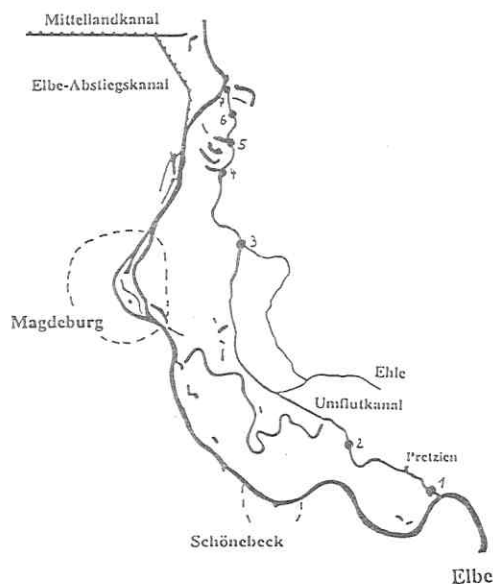


Abb. 54 Überblick über die Probenahmestellen im System Ehle/Umflutkanal

Nr.	Bezeichnung	Substrat
1	Dornburger Alte Elbe	Steine, Schlamm, Faulschlamm
2	Alte Elbe/Alte Fähr	Wasserpflanzen, Baumstämme, Steine, Kies, Sand, Schlamm
3	Ehle, unterhalb Heyrothsberge	Wasserpflanzen, Steine, Kies, Sand, Schlamm
4	Ehle, Biederitzer See+Ablauf	Wasserpflanzen, Kies, Sand
5	Ehle, Zuwachs (Brücke)	Wasserpflanzen, Baumstämme, Steine, Kies, Sand, Schlamm
6	Ehle, "Wildbereich"	Wasserpflanzen, Steine, Schlamm
7	Ehle-Mündung	Wasserpflanzen, Steine, Kies, Sand

Tab. 13 Überblick über Bezeichnung der Probenahmestellen und untersuchte Besiedlungssubstrate

Nr. der Probenahmestelle	1	2	3	4	5	6	7
Porifera n.n.							x
<i>Spongilla lacustris</i>		x			x		
<i>Ephydatia fluviatilis</i>			x		x		
<i>Eunapius fragilis</i>		x					
<i>Hydra</i> sp.			x	x	x	x	x
<i>Cordylophora caspia</i>			x		x		x
<i>Dugesia lugubris</i>			x		x		
<i>Dugesia tigrina</i>				x	x		
<i>Valvata cristata</i>					x		
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	x	x	x	x	x	x	x
<i>Bithynia leachi</i>					x		
<i>Bithynia tentaculata</i>		x	x	x	x		x
<i>Physella acuta</i>	x						
<i>Lymnea stagnalis</i>		x				x (Gehäuse)	
<i>Radix ovata</i>	x		x	x	x	x	x
<i>Anisus vortex</i>		x			x	x	
<i>Gyraulus albus</i>		x			x	x	x
<i>Gyraulus crista</i>		x					
<i>Stagnicola corvus</i>		x	x	x	x		
<i>Planorbis carinatus</i>					x	x	
<i>Planorbis planorbis</i>		x					
<i>Ferrissia wautieri</i>		x					
<i>Acroloxus lacustris</i>			x		x		
<i>Anodonta anatina</i>				x			
<i>Anodonta cygnea</i>	X (Schalen)	x	x (Schalen)	x	x		
<i>Unio pictorum</i>	X (Schalen)	x (Schalen)	x (Schalen)	x	x	x (Schalen)	
<i>Unio tumidus</i>		x (Schalen)	x (Schalen)	x			
<i>Pisidium</i> sp.		x	x	x			x
<i>Sphaerium corneum</i>	x		x		x		x
<i>Dreissena polymorpha</i>		x	x	x	x		
<i>Glossiphonia heteroclita</i>					x	x	x
<i>Helobdella stagnalis</i>	x	x		x	x		
<i>Piscicola geometra</i>			x		x		x
<i>Erpobdella octoculata</i>	x	x		x	x		x
<i>Orconectes limosus</i>		x		x	x		
<i>Asellus aquaticus</i>	x	x	x		x	x	x
<i>Proasellus coxalis</i>			x		x	x	x
<i>Gammarus pulex</i>					x	x	x
<i>Gammarus roeselii</i>			x		x		
<i>Baetis fuscatus</i>						x	x

Tab. 14 Teil 1 Im System Ehle/Umfutkanal bei Untersuchungen 1993 (2 Bestandsaufnahmen) gefundene Organismen

Nr. der Probenahmestelle	1	2	3	4	5	6	7
<i>Baetis vernus</i>					x	x	x
<i>Centropilium luteolum</i>				x			
<i>Cloeon dipterum</i>		x	x	x	x	x	x
<i>Caenis horaria</i>	x	x	x	x			x
<i>Caenis macrura</i>	x						
<i>Calopteryx splendens</i>					x		x
<i>Platycnemis pennipes</i>		x	x	x	x	x	
<i>Erythromma najas</i>		x					
<i>Coenagrion sp.</i>							x
<i>Ischnura elegans</i>		x	x	x	x		x
Anisoptera n.n.		x		x			
<i>Nepa cinerea</i>				x	x		
<i>Sisyra sp.</i>		x				x	
<i>Haliplus sp.</i>		x	x		x		x
<i>Noterus clavicornis</i>		x					
<i>Noterus crassicornis</i>		x					
<i>Laccophilus minutus</i>		x	x	x	x	x	
<i>Hyphydrus ovatus</i>		x					
<i>Hygrotus versicolor</i>		x					
<i>Hydaticus sp.</i>				x			
<i>Hydrobius fuscipes</i>					x		x
<i>Laccobius sp.</i>				x			
<i>Enochrus sp.</i>		x					
<i>Agraylea multipunctata</i>					x		x
<i>Hydropsyche angustipennis</i>							x
<i>Hydropsyche contubernalis</i>					x		x
<i>Neureclipsis bimaculata</i>			x				x
<i>Holocentropus dubius</i>		x					
<i>Ecnomus tenellus</i>		x		x			
<i>Paludicella articulata</i>			x	x	x		x
<i>Fredericella sultana</i>		x		x			
<i>Plumatella repens</i>			x		x		

Tab. 14 Teil 2 Im System Ehle/Umflutkanal bei Untersuchungen 1993 (2 Bestandsaufnahmen) gefundene Organismen

## 7. Charakterisierung ausgewählter Arten

Es wird eine Übersicht gegeben über Eigenschaften und Vorkommen einzelner Arten, die während der Untersuchungen in der Elbe gefunden wurden. Hauptaugenmerk ist dabei gerichtet auf die zur Verbreitung und Besiedlung wesentlichen Merkmale und teilweise auf die Entwicklung einzelner Arten in Abhängigkeit von der Wasserbeschaffenheit (zeitliche Dynamik) und der Besiedlung im Flußlängsschnitt (räumliche Dynamik).

*Ephydatia fluviatilis* ist euryhalin und von allen mitteleuropäischen Süßwasserschwämmen am weitesten im Brackwasser verbreitet (FRANCIS et al. 1982). Die euryöke Art, die bevorzugt in flacheren Gewässerabschnitten lebt (RADER 1984), besitzt eine gewisse Toleranz gegenüber Abwässern und Sedimentation. Voraussetzung für Schwammbesiedlung ist ein geeignetes Besiedlungssubstrat wie Holz, Steine, Pflanzen (KILIAN 1964).

Frei bewegliche Larven der Süßwasserschwämme vermeiden auf Grund ihres negativ phototaktischen Verhaltens die Ansiedlung in lichtgefährdeten Bereichen (KILIAN 1967). Der aus Gemmulae ausschlüpfende Schwamm kann bei der geringen Geschwindigkeit der Kriech- und Fließbewegung nur lokale Lagekorrekturen durchführen, die aber in vielen Fällen ausreichen, um beschattete Stellen aufzusuchen.

Wichtig für die Verbreitung sind die Gemmulae und die Larven (GUGEL 1992).

*Ephydatia fluviatilis* ist der vorherrschende Süßwasserschwamm im Untersuchungsgebiet (Tab. 8-10). Bei Beprobungen 1991 stellte GUGEL (1992) eine Abnahme der Häufigkeit von Hohenwarthe bis Dömitz, ansonsten aber eine relativ konstante Verbreitung in der mittleren Elbe, fest. SCHÖLL et al. (1995) fanden 1992-1994 neben *Ephydatia fluviatilis* auch Exemplare von *Ephydatia mülleri* im Bereich von Coswig bis Rogätz. Bei eigenen Untersuchungen wurde diese Art nicht nachgewiesen.

In der Literatur wird von Funden von *Ephydatia fluviatilis* von VEJDOWSKI (1885) in Böhmen, SCHRÖDER (1938) in Sachsen und Sachsen-Anhalt und KOTHÉ (1961) in der unteren Mittel-Elbe berichtet. GUHR et al. (1985) fanden bei einer Elbebereisung 1984 den Schwamm in der Oberelbe (oberhalb von Pirna) und der Mittel-Elbe (Breitenhagen, Schönebeck, Losenrade)

*Eunapius fragilis* ist eine euryöke Art, die eutrophe Gewässer mit hoher elektrolytischer Leitfähigkeit bevorzugt und auch häufig in organisch verunreinigtem Wasser angetroffen wird (HARRISON 1974).

In der Elbe wurde *Eunapius fragilis* 1993 in Aken und Breitenhagen registriert (Tab. 9). SCHÖLL et al. (1995) geben für 1992-1994 Funde in der Oberelbe zwischen Schmilka und Pirna und in der Mittel-Elbe zwischen Riesa und Rogätz sowie für die Unterelbe an. GUGEL (1992) fand den Schwamm 1991 auch im tschechischen Elbeabschnitt bei Vanov und Vilsnice und in der Moldau bei Libice sowie im Bereich der Oberelbe in Deutschland bei Schmilka und Pillnitz.

*Cordylophora caspia* (Syn. *C. lacustris*) ist ein junger Einwanderer in das Süßwasser. Im Gegensatz zu den altangepaßten Süßwassertieren existiert ein pelagisches Larvenstadium (THIENEMANN 1950). Die ursprüngliche Heimat der Tiere ist der pontokaspische Bereich. Verschleppt werden sie durch Schiffe und



über die Kanäle.

Vermehrung und Ausbreitung erfolgt durch geschlechtlich gebildete Planulae, die im Sommerhalbjahr (Mai, Juni) freigesetzt werden. Nach wenigen Stunden Schwimmdauer bilden sich neue Kolonien. Verdriftung und Neuansiedlung abgerissener Kolonieteile ist ebenfalls von Bedeutung (FRANZ 1992).

Ungünstige Lebensbedingungen wie  $T < 4-5^{\circ}\text{C}$ , möglicherweise auch Nahrungs- und Sauerstoffmangel können mit Hilfe von Menonten überwunden werden, die im Frühjahr wieder auskeimen (GOSSELCK 1969).

Die eurytherme, euryhaline Art hat ihr Entwicklungsoptimum im Brackwasser bei 15 ‰ Salzgehalt, besiedelt aber auch Süßwasser und Wasser mit Salzgehalten bis zu 30 ‰ (HOLSTEIN 1995).

Na, K, Ca, Cl sind essentiell, ihre Abwesenheit hemmt das Wachstum (FRANZ 1992).

Verbreitungsmuster von *Cordylophora caspia* im Rhein bestätigen die Annahme von ARNDT (1984), wonach die Art im Binnenland nur in Gewässern vorkommt, die durch ionische Anomalien gekennzeichnet sind. Das "plötzliche" Aufwärtswandern der Art aus den Mündungsbereichen in die Flußoberläufe spiegelt die zunehmende Belastung der Gewässer mit anorganischen Substanzen besonders NaCl wider.

Im Süßwasser kann *Cordylophora caspia* nur dort existieren, wo fließendes Wasser zu finden, eine ausreichende Sauerstoffversorgung gewährleistet, die Stelle nicht zu stark dem Licht ausgesetzt und das Gewässer eutrophiert ist (GOSSELCK 1969; ROOS 1979).

BRAUER (1909) und KLAPPER (1961) berichten über Funde der Art in der Elbe bei Magdeburg. Im Untersuchungszeitraum kam die Art häufig ab der Saale-Mündung vor und wurde ab Hohenwarthe zur Massenart (Tab. 8-10). Oberhalb der Saale-Mündung wurden auch Vorkommen registriert, aber in geringerer Häufigkeit. Ein ähnliches Verhalten von *Cordylophora caspia* in der Elbe beobachtete GUGEL (1992). Die Untersuchungen von SCHÖLL et al. (1995) von 1992-1994 weisen auf die vollständige Verbreitung des Keulenpolyten im gesamten deutschen Elbeabschnitt hin jedoch ohne quantitative Angaben.

*Dugesia tigrina* ist ursprünglich in Nordamerika beheimatet, wurde nach 1920 mit Wasserpflanzen nach Europa eingeführt und kommt in sauerstoffreichen, fließenden Gewässern vor (NESEMANN 1988). Die Planarie gehört zu jener Gruppe der jetzt als fest eingebürgerte Faunenbestandteile anzusehenden Neozoen, die sich über Populationen in Gewächshäusern und botanischen Gärten allmählich im Freiland adaptieren konnten.

WRIGHT (1987) berichtet über Vorkommen von *Dugesia tigrina* in warmen Gewässern mit hohem Gehalt an Mineralstoffen.

SCHÖLL et al. (1995) fanden *Dugesia tigrina* in höheren Abundanzen unterhalb der Kühlwasserausläufe der Kraftwerke Vockerode und Krümmel in der Elbe. Bei eigenen Untersuchungen wurde die Art 1993 nur in Roßlau beobachtet, 1994 zusätzlich in Breitenhagen, Rogätz und Sandau (Tab. 9, 10).

#### *Dendrocoelum lacteum*

Das Vorkommen von *Dendrocoelum lacteum* ist eng mit dem von *Asellus aquaticus* verbunden (REYNOLDSON 1978), da die Wasserasseln die Hauptnahrung bilden (MACAN & DE SILVA 1979; HERRMANN 1984).

In der Elbe war *Dendrocoelum lacteum* in den Jahren 1992-1994 in geringer Häufigkeit und nicht kontinuierlich verbreitet (Tab. 8-10). Im gleichen Untersuchungszeitraum fanden SCHÖLL et al. (1995) die Planarie

im Abschnitt von Schmilka bis Tangermünde in konstanter Verbreitung.

#### *Potamopyrgus antipodarum*

Die aus Neuseeland eingeschleppte Schnecke *Potamopyrgus antipodarum* (nach PONDER (1988) Synonym zu *Potamopyrgus jenkinsi*) wurde 1859 erstmals in der unteren Themse, 1887 in der westlichen Ostsee (Wismarer Bucht) nachgewiesen (DOMMERMUTH 1987). ROTH (1987) berichtet von ersten Funden im Brackwasserbereich der Küstengebiete ab 1912 und 1916 aus dem Dortmund-Ems-Kanal.

Die ursprüngliche Einschleppung nach Europa erfolgte vermutlich mit Schiffen.

Die passive Verschleppung durch Wasservögel und Fische ist ein wichtiger Verbreitungsfaktor. Da die Tiere relativ klein sind und als Prosobranchier über ein Operculum zum Gehäuseverschluß verfügen, ist die Verschleppung am Körper von Wasservögeln möglich.

Von Fischen gefressene Tiere werden zum Teil wieder lebend ausgeschieden. Der Aufenthalt im Fischdarm kann bis zu 6 Stunden dauern (ROTH 1987). Von einem bereits besiedelten Fließgewässerabschnitt aus kann die weitere Ausweitung des Areals in Fließrichtung auch mit Hilfe von im Wasser treibenden Objekten oder einfach durch Drift erfolgen.

Die Fähigkeit zur aktiven Ausbreitung ist gering.

Die schnelle Ausbreitung der Art wird begünstigt durch die Art der Fortpflanzung (diploide Parthenogenese, Viviparie) (DOMMERMUTH 1987; PHILLIPS & LAMBERT 1989), die es ermöglicht, auf einem Exemplar eine Population aufzubauen und durch die hohe Toleranzbreite gegenüber verschiedenen abiotischen Faktoren besonders gegenüber der Chloridbelastung (euryhalin). Die Fähigkeit zur Hyperosmose ermöglicht die Anpassung an einen weiten Bereich von Außenbedingungen, wie die Besiedlung von Süßwasser und Brackwasser bis zu 17-18 ‰ Salinität.

Bei Untersuchungen der Abhängigkeit der Häufigkeit von *Potamopyrgus antipodarum* von der organischen Belastung fanden TOMKINS & SCOTT (1986) die Schnecken an unbelasteten Stellen häufiger als an belasteten.

1993 wurde der erste eigene Fund von *Potamopyrgus antipodarum* in der Mittelelbe registriert. 1994 war eine Zunahme in Häufigkeit und Verbreitung der Art zu beobachten (Tab. 9, 10). SCHÖLL et al. (1993) fanden die Schnecke 1992 direkt unterhalb der Saalemündung und im Elbeabschnitt zwischen Havelmündung und Geesthacht und geben für 1992-1994 eine kontinuierliche Verbreitung für den Abschnitt unterhalb der Saalemündung an.

*Bithynia tentaculata* besitzt als fakultativer Filtrierer einen gewissen Selektionsvorteil gegenüber anderen Arten, die ernährungsphysiologisch als Weidegänger fungieren (SCHÖLL et al. 1995). Der Filtermechanismus erlaubt es, Nahrungsmaterial durch Einstrudeln zu gewinnen. Die Art steht ernährungsphysiologisch zwischen Strudlern und Schlammfressern.

Organische Verunreinigungen scheinen dem Tier wenig auszumachen (SCHÄFER 1953; FRÖMMING 1956). Chemische Belastungen können für kurze Zeit durch Zurückziehen des Tieres und Verschluß der Schale mit dem gut schließenden Deckel überstanden werden.

Im Rhein war Anfang der 70er Jahre ein Rückgang von *Bithynia tentaculata* zu beobachten, der mit Sauerstoffmangel begründet wurde (ARBEITSGEMEINSCHAFT UMWELT MAINZ 1972).

Autor	REINHARDT 1874	WOBICK 1906 1904 (Gehäuse)	REGIUS 1930 1930	REGIUS 1936 1936	BAUCH 1937 1937	BAUCH 1951 1951	BAUCH 1958 1955	REGIUS 1969 1962-1965
<i>Theodoxus fluvialis</i>								
<i>Viviparus</i> sp.	+	+	+			+		
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>				+				
<i>Valvata</i> sp.								
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	+	+	+		+			+
<i>Bithynia tentaculata</i>								+
<i>Physa fontinalis</i>								+
<i>Lymnaea stagnalis</i>								+
<i>Galba palustris</i>			+					+
<i>Radix auricularia</i>								+
<i>Radix ovata</i>		+	+					+
<i>Planorbis</i> sp.	+							+
<i>Ancylus fluvialis</i>	+	+	+		+			+
<i>Acroloxus lacustris</i>			+					+
<i>Anodonta cygnea</i>	+	+	+					+
<i>Pseudanodonta complanata</i>			+					+
<i>Unio crassus</i>	+	+	+					+
<i>Unio pictorum</i>	+		+					+
<i>Unio tumidus</i>			+					+
<i>Pisidium</i> sp.	+	+	+					+
<i>Sphaerium carneum</i>	+	+	+					+
<i>Sphaerium rivicola</i>	+	+	+					+
<i>Dreissena polymorpha</i>	+	+	+					+

Tab. 15 Überblick über frühere Molluskenfunde in der Mittelelbe (+ ... Art vorhanden)

In der Elbe wurde *Bithynia tentaculata* auch in Zeiten höherer Belastung gefunden (Tab. 15; KLAPPER 1961; GUHR et al. 1985). Während der Untersuchungen war die Art relativ weit verbreitet und zum Teil häufig.

*Radix ovata* ist die anpassungsfähigste heimische Süßwasserschnecke und kann bis zu einem maximalen Salzgehalt von 14 ‰ leben (GLÖER et al. 1992).

Verbreitung und Abundanz in der mittleren Elbe sind ähnlich der von *Bithynia tentaculata*.

*Physella acuta* wird von THIENEMANN (1950) und FRÖMMING (1956) als ursprünglich mediterran-westeuropäische Art angegeben, die sich schnell nach Osteuropa verbreitet, hauptsächlich über Einschleppung mit Wasserpflanzen in Botanischen Gärten. So wurde die Art bereits 1903 im Botanischen Garten in Jena gefunden (v. KNORRE 1979).

Die Saale bildet den Ausgangspunkt der Besiedlung der Elbe mit *Physella acuta*.

APPLETON & BRANCH (1989) beobachteten Wanderungen stromaufwärts über kurze Distanzen.

FRÖMMING (1956) gibt eine Resistenz gegenüber Fäulnis und schwankenden Wassertemperaturen (thermischer Belastung) an. Die Art wurde in Beständen von *Sphaerotilus natans* in Berliner Wasserstraßen gefunden. *Physella acuta* ernährt sich von Aufwuchsorganismen und in Zersetzung befindlichen Tieren.

Acht Wochen nach dem Schlüpfen ist die Schnecke geschlechtsreif und kann sich permanent und in hohen Raten vermehren. Selbstbefruchtung ist möglich.

Sowohl in den Aufwuchskörben (Abb. 30) als auch im Flußlängsschnitt (Tab. 9, 10) ist ein Rückgang der Art von 1993 zu 1994 zu beobachten. SCHÖLL et al. (1995) berichten für 1992-1994 von Funden zwischen Coswig und Rogätz

Bei früheren Untersuchungen (Tab. 15) wurden Exemplare von *Physa fontinalis* in der Elbe gefunden.

*Ancylus fluviatilis* ist westpaläarktisch verbreitet (FRÖMMING 1956) und lebt überwiegend von Diatomeen und ein- bis wenigzelligen Grünalgen im Aufwuchs von Hartsubstraten.

Die Wanderbewegung von *Ancylus fluviatilis* ist zu unbedeutend, um entlegene unbesiedelte Gewässerabschnitte zu erreichen. Durch die eigene Bewegungsaktivität der Tiere ist das Festhaften auf geeigneten Transporttieren möglich (STREIT 1986).

Die Art konnte auch in Zeiten höherer Gewässerbelastung in der Mittelelbe überleben (KLAPPER 1961; GUHR et al. 1985) und wurde bei den Untersuchungen 1992-1994 vor allem im oberen Untersuchungsbecken bis Magdeburg/Hohenwarthe registriert (Tab. 8-10).

*Ferrissia wautieri* ist ähnlich wie *Ancylus fluviatilis* eine euryöke Art mit einer Toleranz gegenüber Salinität, Sauerstoffmangel, Austrocknung durch Wasserstandsschwankungen und hohe Wassertemperaturen. Das Vorkommen in der mittleren Elbe läßt sich wie das im Rhein durch Driftverbreitung aus Oberlauf-Vorkommen erklären. Diese können durch Wasservögel, direkte Verschleppung, Aquarienmaterial und durch

die Kanalverbindungen entstanden sein (KINZELBACH 1984). Die Vorkommen in Rhein und Elbe sind erst unter anthropogenen Einfluß nach den großen Veränderungen der genannten Flüsse seit 1830 entstanden. Ursprünglich ist die Art im Mittelmeergebiet und Donauraum verbreitet (REISCHÜTZ 1983).

Die Art wurde bei den Untersuchungen 1992 in der Elbe bei Magdeburg registriert (Tab. 8). 1991 fanden DORSCHNER et al. (1993) *Ferrissia wautieri* im tschechischen Teil der Elbe bei Kostelec und Vanov sowie in der unteren Mittelelbe bei Geesthacht. In AXT (1992) wird auch über Funde zwischen Elbe-km 474 und 574 berichtet. Als Besiedlungsquelle für die untere Mittelelbe kommt neben den Oberlaufvorkommen der Elbe-Havel-Kanal in Betracht, in dem die Art im Untersuchungszeitraum unterhalb der Schleuse Parey gefunden wurde.

#### *Acroloxus lacustris*

Im Gegensatz zu *Ancylus fluviatilis* liegt der Verbreitungsschwerpunkt von *Acroloxus lacustris* im unteren Teil des Untersuchungsabschnitts (Tab. 8-10).

#### *Unio/Anodonta*

Die Embryonen der Gattungen *Unio*, *Anodonta* und *Pseudanodonta* entwickeln sich in der äußeren Kiemenkammer der Weibchen zu Glochidienlarven. Während eines parasitären Stadiums an den Flossen (*Anodonta* sp.) oder Kiemen (*Unio* sp.) von Fischen wandeln sie sich in Jungmuscheln um (NEGUS 1966). Infolge des phoretischen Ektoparasitismus der Glochidien ist die Besiedlung der Flüsse durch Muscheln oft abhängig von den Wandermöglichkeiten der Fische (SCHÖNBORN 1992).

Die Unioniden bevorzugen Sand-Schlammgemische als Besiedlungssubstrat. Insgesamt gesehen wird eine Kombination von nutzbarem Substrat und Fischen als Vektoren für die Glochidien benötigt (DUSSART 1979).

Die Muscheln sind Filtrierer und ernähren sich von Phytoplankton und anderem suspendierten Material (STRAYER et al. 1994).

Die im Gebiet der Mittelelbe 1992 bis 1994 (Tab. 16) registrierten Organismen waren Einzelfunde. Eine rasche Besiedlung mit Großmuscheln ist nicht zu erwarten, da sie längere Zeit für ihre Entwicklung brauchen, nach WESENBERG-LUND (1939) 7-10 Jahre.

Die strömungsberuhigten Bereiche der Bühnenfelder der Elbe mit ihren Sand-Schlamm-Substraten stellen wie auch die zahlreichen Altarme für die Muscheln theoretisch ein günstiges Besiedlungssubstrat dar (Kap. 2.3.2., 6.1.1., 6.2.6.).

Art	Ort	Datum	Autor
<i>Anodonta</i> sp., <i>Unio pictorum</i>	Pirna-Zehren	1985/1990	MADLER 1994
<i>Anodonta cygnea</i>	oberhalb Decin	1990	KARBE & JANSKY 1992
<i>Anodonta cygnea</i> , <i>Unio pictorum</i>	Kostelec	1991	DORSCHNER et al. 1993
<i>Unio pictorum</i>	Schmilka-Niederwartha	1992-1994	SCHÖLL et al. 1995
<i>Anodonta anatina</i>	Schmilka-Magdeburg	1992-1994	SCHÖLL et al. 1995

Tab. 16 Beispiele für Vorkommen von Unioniden in der Elbe

***Pisidium* sp.**

Die Arten der Gattung *Pisidium* haben zum Teil unterschiedliche Ansprüche an das Besiedlungssubstrat (feinkörnige Sedimente, gröbere Substrate) (DUSSART 1979).

Allgemein werden Pisidien durch tierische Verschleppung verbreitet, wodurch der Effekt geographischer Isolierung neutralisiert wird (KUIPER 1963).

In der Elbe wurden während der Untersuchungen Exemplare von *Pisidium casertanum* und *P. subtruncatum* gefunden.

*Sphaerium corneum* ist in der Lage, bei wenig Sauerstoff die Lebenstätigkeit stark herabzusetzen (THIEL 1928). Zu wenig Sauerstoff führt aber zu niedrigeren Embryonenzahlen, einer geringeren Lebensfähigkeit der Tiere und einer Hemmung des Dickenwachstums (THIEL 1926, 1930).

Die Muscheln betreiben Brutpflege und behalten ihre Jungen (10-16) bis zur Erlangung der Geschlechtsreife bei sich (bis zu einem Jahr) (WESENBERG-LUND 1939).

Nach THIENEMANN (1950) erfolgt die Verbreitung durch Transport mit Wasservögeln.

In der Elbe war im Verlauf der Untersuchungen eine Zunahme des Verbreitungsgebietes und der Abundanz zu beobachten (Abb. 33, 52; Tab. 8-10).

Art	Ort	Datum	Autor
<i>Sphaerium corneum</i>	Roßlau, Magdeburg	1904/1905	KOLKWITZ & EHRlich 1907
<i>Sphaerium corneum</i>	Magdeburger Domfelsen	1904	WOBICK 1906
<i>Sphaerium corneum</i> und <i>Sphaerium rivicola</i>	Saibke-Hohenwarthe	1930	REGIUS 1930
<i>Sphaerium corneum</i> vorhanden	Saibke-Hohenwarthe	Anfang 60er Jahre	REGIUS 1969
<i>Sphaerium rivicola</i> ausgestorben		Anfang 60er Jahre	
<i>Sphaerium rivicola</i>	Tschechische Elbe		LOZEK 1964
<i>Sphaerium rivicola</i>	Tschechische Elbe, Kostelec	1991	DORSCHNER et al. 1993

Tab. 17 Beispiele für Vorkommen von *Sphaerium* sp. in der Elbe (zusätzlich zu eigenen Untersuchungen 1992-1994)

*Dreissena polymorpha* begann im 19. und 20. Jahrhundert aus ihrem nacheiszeitlichen Rückzugsgebiet zwischen Aralsee, Kaspischem und Schwarzem Meer eine 2. Expansion nach Nord-West, die von den Flüssen des Schwarzen Meeres, hauptsächlich vom Dnjepr-System ausging (THIENEMANN 1950; KINZELBACH 1992). Die Ausbreitung fing nach 1760 an. Ausgangspunkt waren verschiedene Häfen, wie zum Beispiel der Londoner Hafen, in dem die Muschel erstmalig 1820 nachgewiesen wurde (SMIRNOVA et al. 1992).

Es besteht eine enge Beziehung zwischen der Entwicklung des Kanalnetzes und des Verkehrs sowie der Ausbreitung der Muschel über Mittel- und Westeuropa. CARLTON (1992) gibt als natürliche Verbreitungsstrategien Strömung, Baumstämme, Vögel und andere Tiere an. Anthropogen verursachte Mechanismen sind Ballastwasser, Wasserwege, Schiffe, Fischerei, Aquarien, Wissenschaftler. Begünstigend für die Ausbreitung ist der Transport von Eiern und Larven durch die Strömung.

*Dreissena polymorpha* besitzt als einzige europäische Süßwassermuschel freischwebende Larven, die über 30 Tage im Plankton bleiben können (SPRUNG 1987, 1989). Die ungeschützten Larven haben eine hohe Mortalität durch Gefressenwerden, aber riesige Larvenmengen (r-Strategie) erlauben die schnelle Ausbreitung. Verluste durch Gefressenwerden sind geringer als Verluste durch Nichtfinden von geeigneten Besied-

lungssubstraten, an denen sich die Tiere nach der Planktonphase mit ihren Byssusfäden anheften (WALZ 1975).

In westeuropäischen Flüssen ist die Dauer des Transportes kürzer als die Dauer der Planktonphase. Stehende Gewässern, die mit dem Fluß in Verbindung stehen oder Stauhaltungen begünstigen die Ansiedlung der Tiere.

Hohe Wachstumsraten, frühe sexuelle Reife, Resistenz gegenüber vielen Umwelteinflüssen (BREITIG 1972; SPRUNG 1992) erlauben die schnelle und effektive Besiedlung der Umwelt. Ein Extrembeispiel ist die Besiedlung der Großen Seen in Nordamerika über Ballastwasser, Schiffsverkehr während der 80er Jahre (GARTON & HAAG 1992; RIESSEN et al. 1992; FRALEIGH et al. 1992; MACKIE 1992).

Die Tiere leben im Durchschnitt nicht länger als 2-3 Jahre (BORCHERDING & DE RUYTER VAN STEVENICK 1992), maximal 6 Jahre (NEUMANN 1990). Mortalitätsursachen sind Trockenfallen durch niedrige Wasserstände, Fraßdruck durch Fische, toxische Effekte durch Verunreinigungen und Konkurrenz (*Corophium curvispinum*).

*Dreissena polymorpha* kann zwar im gewissen Umfang anoxische Phasen überdauern (6-7 Wochen) (SPRUNG 1992), verschwand aber zum Beispiel in der Verschmutzungsperiode des Rheins mit Maximum zwischen 1970 und 1974 vollständig aus Mittel- und Niederrhein (KINZELBACH 1987; SCHILLER 1990) und begann mit der Wiederbesiedlung ab der Mitte der 70er Jahre mit der Verbesserung des Sauerstoffgehaltes und anderer Parameter durch eine gesteigerte Abwasserbehandlung. Ähnliches ist in der Elbe zu beobachten, aus der die Muschel zu Zeiten starker Verschmutzung verschwand.

Untersuchungen der Wirkung von Elbewasser aus dem Jahr 1989 (JANSSEN et al. 1992; REINCKE 1992) auf Kiemen und Mitteldarmdrüse von *Dreissena polymorpha* ergaben im Vergleich mit unbelasteten Kontrolltieren auf lichtmikroskopischer Ebene deutliche histologische Veränderungen. Das Elbewasser hatte negative Auswirkungen, die sich nach 24 h an den Kiemen und spätestens nach 4 Wochen an der Mitteldarmdrüse zeigten. Die Veränderungen reichten von unspezifischen Irritationen über Abwehrreaktionen bis hin zu schweren Schäden.

Jahr	Fundort	Bemerkungen	Autor
1824	Havel, Havelseen bei Potsdam		THIENEMANN 1950
1828	Untereibe		THIENEMANN 1950
1855	Elbe bei Dresden	1 Exemplar	REIBISCH 1855
1868, 1872	Elbe bei Magdeburg, Saale		RHEINHARDT 1874
1904	Elbe, Magdeburger Domfelsen	häufig	WOBICK 1906
	Elbe unterhalb Havel		BAUCH 1958
1963	Wasserwerk Magdeburg-Buckau		REGIUS 1969
1953/1954	Elbe unterhalb Schnakenburg		KOTHÉ 1961
1989	Elbe bei Hitzacker		SEILERT 1992
1990	Elbe bei Geesthacht		SEILERT 1992
1991	Elbe unterhalb Hitzacker		SEILERT 1992
1991	Elbe, Dömitz-Geesthacht		DORSCHNER et al. 1993
1992	Elbe, Schwarze Elster-Rogätz, unterhalb Havel-Cuxhaven		SCHÖLL et al. 1993
1993	Elbe, Hohenwarthe-Sandau		GEWASSERGÜTEBERICHT SACHSEN-ANHALT 1993
1992-1994	Elbe, Riesa-Cuxhaven		SCHÖLL et al. 1995

Tab. 18 Beispiele für Vorkommen von *Dreissena polymorpha* im Elbeinzugsgebiet (zusätzlich zu eigenen Untersuchungen 1992-1994)

In der Elbe (auch im Untersuchungsbereich oberhalb Magdeburgs) nimmt seit 1990 das Verbreitungsgebiet

und die Häufigkeit von *Dreissena polymorpha* zu (Tab. 8-10, 18).

Als Ausgangspunkte für die Besiedlung der Elbe sind das System Mittellandkanal/Elbe-Abstiegskanal, der Elbe-Havel-Kanal und die Havel anzusehen (Tab. 11, 12).

Inwieweit sich die Larven aus den *Dreissena*-Monitor-Becken der Elbe-Meßstationen in Schmilka und Magdeburg auf die Besiedlung der Mittelelbe auswirken, ist nicht bekannt.

***Helobdella stagnalis*, *Glossiphonia heteroclita*, *Glossiphonia complanata***

Die weit verbreiteten Egel *Helobdella stagnalis*, *Glossiphonia heteroclita* und *Glossiphonia complanata* wurden in der Elbe auch in Zeiten erhöhter Belastung gefunden (BAUCH 1958; KLAPPER 1961; WITTANN 1990).

*Helobdella stagnalis* frißt hauptsächlich Oligochaeten und Insektenlarven (Chironomiden), die in organisch belastetem Wasser oft in Massen vorkommen (ELLIOTT & MANN 1979; MURPHY & LEARNER 1982b).

*Glossiphonia complanata* ernährt sich häufig von Blut und Weichteilen von Schnecken (BRÖNMARK & MALMQVIST 1986; BRÖNMARK 1992). Die Verbreitung des Egels ist abhängig von der Nahrung.

Ähnliches wurde auch für *Glossiphonia heteroclita* beobachtet, der zusätzlich auch Oligochaeten und Chironomidenlarven aufnimmt (YOUNG & PROCTER 1986; MARTIN et al. 1994).

Bei der Fortpflanzung ist für alle Arten der Glossiphoniidae charakteristisch, daß sie Brutpflege betreiben, indem sie die Eier ausbrüten und die Jungen mit sich herumtragen (HATTO 1968; MILNE & CALOW 1990).

Im Untersuchungszeitraum wurden alle 3 Egel in geringen Häufigkeiten gefunden. Ihre Vorkommen lagen besonders im oberen Abschnitt des Untersuchungsgebietes (Tab. 8-10).

*Piscicola geometra* ist ein blutsaugender Ektoparasit an Süßwasserfischen, kommt an Pflanzen und Steinen vor und ist aufgrund seines hohen Sauerstoffverbrauchs an sauerstoffreiche Gewässer gebunden (ELLIOTT & MANN 1979).

Zur Fortpflanzung werden Kokons abgelegt. Jeder Kokon enthält nur ein Ei. Ein Egel kann 50 bis 90 Kokons mit einer Rate von 1.5 bis 3 pro Tag legen. Die Egel schlüpfen nach 5-7 Tagen und können danach bis zu 3 Wochen ohne Nahrung leben. Adulte sind in der Lage, bis zu 3-5 Monaten ohne Nahrung zu leben bei Wassertemperaturen von 10-15°C, bei geringeren Wassertemperaturen noch länger.

Die Verbreitung von *Piscicola geometra* erfolgt mit Hilfe der Wirtstiere.

In der Elbe wurde der Egel nur vereinzelt in den Aufwuchskörben gefunden (Tab. 6). SCHÖLL et al. (1995) registrierten *Piscicola geometra* in der Oberelbe zwischen Schmilka und Niederwartha.

*Erpobdella octoculata* ist weit verbreitet und gilt als Indikator für organische Belastung (MURPHY & LEARNER 1982c; SCHÖNBORN 1985, 1992), lebt nach KALBE (1966) teilweise an Steinen in der Faulschlammzone und kann Sauerstoffschwund mehrere Tage ertragen. Den Anstieg der durchschnittlichen Masse von *Erpobdella octoculata* in stärker verschmutzten Bereichen begründen ASTON & BROWN (1975) mit einer größeren Abundanz an Tubificiden, die als Nahrung für den Egel dienen. Nahrungsgrundlage für *Erpobdella octoculata* sind Oligochaeten, Chironomiden-, Trichopteren- und Simuliidenlarven (MANN 1954; GREENE



1974; YOUNG & SPELLING 1989).

Zur Fortpflanzung werden Eier in Kokons abgelegt, in denen die gesamte Embryonalentwicklung abläuft (KUTSCHERA 1980, 1983; YOUNG 1988).

Der Egel wurde außer in Verarmungszonen unterhalb von extremen Abwassereinleitungen und unterhalb der Muldemündung auch vor 1989 überall häufig in der Elbe gefunden (KLAPPER 1961; SPOTT 1971; GUHR et al. 1985) und ist auch seit 1990 in der Elbe häufig anzutreffen (AXT 1992; KARBE & JANSKY 1992). Bei den Untersuchungen 1993 und 1994 (Tab. 9, 10) war die Häufigkeit an *Erpobdella octoculata* oberhalb von km 351 (Rogätz) größer als unterhalb, wo der Egel zwar an allen Probenahmestellen aber nur vereinzelt vorkam.

*Erpobdella nigricollis* ist in Mitteleuropa weit verbreitet und in den Einzugsgebieten fast aller großen Flußläufe nachgewiesen (NESEMANN 1993).

In der Mittel-elbe befand er sich regelmäßig im oberen Untersuchungsabschnitt (Tab. 8-10). Es ist anzunehmen, daß die Art auch früher im Untersuchungsgebiet verbreitet war, aber als *Erpobdella octoculata* angesehen wurde.

#### *Eriocheir sinensis*

Die chinesische Wollhandkrabbe *Eriocheir sinensis* ist der einzige katadrome Krebs in Europa. Die ursprünglich in Ostasien beheimateten Tiere wurden vermutlich Anfang der 20er Jahre in Ballastwassertanks von Schiffen (ARND 1929; PANNING 1952) eingeschleppt und besiedelten die Mündungsgebiete von Elbe und Weser, wo sie sich fortpflanzten und als Jungtiere in die Flüsse einwanderten. 1927 begann eine Masseneinwanderung in die Elbe stromaufwärts (WESENBERG-LUND 1939). Die Wollhandkrabbe erreichte bis 1932 die böhmische Elbe und untere Moldau.

Zwei- bis dreijährige Krabben können täglich etwa 500-1000 m zurücklegen, im Jahr ca. 250 km. Nach PETERS & PANNING (1933) wurde die Strecke von der Elbemündung bis Dresden mit großen Unterbrechungen in der Nacht und in den Wintermonaten in 3-4 Jahren zurückgelegt. Sind die Tiere erwachsen, beginnt die Wanderung zurück ins Meer. Als Auslöser für das Wanderverhalten gibt PANNING (1952) Übervölkerungsdruck und Nahrungsmangel an.

Die Wollhandkrabben sind Allesfresser. Nach PETERS & PANNING (1933) und STADLER (1951) ernähren sie sich von Muscheln, Schnecken, Würmern, Insektenlarven, geschädigten oder kranken Fischen, Aas, höheren Wasserpflanzen und Fadenalgen.

Bis 1951 war *Eriocheir sinensis* im gesamten deutschen Elbeabschnitt häufig (PETERS & PANNING 1933; PANNING 1952). Danach ging die Besiedlung im Bereich der Oberelbe und oberen Mittel-elbe zurück. Ihre Verbreitung im Elbegebiet beschränkte sich auf die Elbe unterhalb Magdeburgs sowie die untere Havel. Eine Ursache für den Rückgang war die enorme Belastung der oberen Elbe in diesem Zeitraum. Nach Angaben von STADLER (1951); PETERS & PANNING (1933) sind die Wollhandkrabben jedoch bedürfnislose, widerstandsfähige, anpassungsfähige Organismen, die selbst noch im öligen Bilgenwasser leben können. Es ist zu vermuten, daß die Verschlechterung der Wasserqualität der Elbe Anfang der 50er Jahre nicht direkt Ursache für das Verschwinden der Wollhandkrabbe aus größeren Elbeabschnitten war, sondern der Rück-

gang der entsprechenden Nährtiere (BAUCH 1958).

Fundort	Datum	Funde	Größe Carapax
Dessau, Muldewehr	Aug. 92	ca. 350 Tiere überwand in 1 h die Spundwände rechts am Wehr	3-6 cm
Mulde, Mündung Elbe, Breitenhagen li, re	Jun. 92, Jul. 93, Jul. 94 Jun. 92, Sep. 92, Aug. 93, Jul. 94	Exuvien am Ufer zwischen den Steinen Exuvien am Ufer in trockenliegenden Bühnenfeldbereichen	4-5 cm
Elbe, Barby re	Mai 93, Aug. 93, Jul. 94	Exuvien am Ufer in trockenliegenden Bühnenfeldbereichen	
Elbe, Magdeburg li, re	Mai 92, Aug. 92, Mai 93, Aug. 93, Jul. 94	Exuvien am Ufer in trockenliegenden Bühnenfeldbereichen	
Elbe, Magdeburg li	Aug. 93, Jul. 94	je 2 lebende Exemplare an Steinschüttung (Bühnenkopf)	3-5 cm
Elbe, Rogätz re	Aug. 93, Jun. 94	Exuvien am Ufer in trockenliegenden Bühnenfeldbereichen	
Elbe, Tangermünde li, re	Jun. 94	Exuvien am Ufer in trockenliegenden Bühnenfeldbereichen	
Elbe, Sandau li	Aug. 93, Aug. 94	Exuvien am Ufer in trockenliegenden Bühnenfeldbereichen	
Elbe, Gnevsdorf re	Jun. 92, Jun. 93, Aug. 93, Jun. 94	Exuvien am Ufer in trockenliegenden Bühnenfeldbereichen	
Havel, Gnevsdorf, re, oberhalb Wehr	Jun. 93, Jul. 93	lebende Exemplare an Steinschüttung (je ca. 5 Tiere)	3-4 cm

Tab. 19 Beispiele für eigene Funde von *Eriocheir sinensis* im Untersuchungsgebiet

Mit der Verbesserung der Wasserbeschaffenheit der Elbe seit 1990 ist eine Zunahme der Besiedlung mit Wollhandkrabben registrierbar. So traten sie 1992 im Elbeabschnitt von Meißen wieder auf (LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE SACHSEN 1993). MÄDLER (1994) fand sie 1993 in Dresden und Scharfenberg, und SCHÖLL et al. (1995) wiesen bei Untersuchungen 1992-1994 eine nahezu konstante Verbreitung der Art ab Riesa nach.

Im Bereich der Mittelelbe findet man häufig Exuvien am Ufer und bei Niedrigwasser auch lebende Exemplare. Am Muldewehr in Dessau und am Crakauer Wasserfall in der Alten Elbe bei Magdeburg kann man in den Sommermonaten den Aufstieg der Wollhandkrabben beobachten (Tab. 19).

Exakte quantitative Angaben zum Vorkommen der Wollhandkrabbe an einzelnen Untersuchungsstellen sind nicht möglich, da es sich bei den registrierten Organismen um Zufallsfunde handelte. Es erfolgte keine gezielte Untersuchung zur Verbreitung und Häufigkeit von *Eriocheir sinensis*.

#### *Orconectes limosus*

Der amerikanische Flußkreb *Orconectes limosus* wurde 1890 als Ersatz für den aus größeren Flüssen Europas vollständig verschwundenen Edelkreb *Astacus astacus* im Odergebiet ausgesetzt, von wo aus er sich über die Flußgebiete von Oder, Spree und Havel ausbreitete (HOFMANN 1980; HAASE et al. 1989).

Ursachen für die sehr schnelle Ausbreitung über ganz Westeuropa sind nach HOFMANN (1980) und MOMOT (1988) die Fähigkeit zur schnellen Reproduktion, die Resistenz gegenüber der Krebspest und die Toleranz gegenüber verschmutztem Wasser.

Im Gebiet der Elbe erfolgte der Nachweis des Krebses in den 80er Jahren mehrfach im Gebiet zwischen Schmilka und Pirna (MÄDLER 1994). Als verschmutzungssensitive Art mied er den stark belasteten Bereich

unterhalb von Pirna. 1993 trat *Orconectes limosus* regelmäßig zwischen Pirna und Dresden auf.

Bei Untersuchungen der Bundesanstalt für Gewässerkunde 1992 (SCHÖLL et al. 1993) wurde der Krebs im Bereich Schmilka-Pirna und Schwarze Elster-Mündung-Coswig gefunden.

Vermutlich ist der amerikanische Flußkrebis in der Elbe weit häufiger als bisher durch Funde belegt. Besonders im Gebiet der Havelmündung sind Krebsvorkommen in der Elbe zu erwarten. Direkt in der Havelmündung (Gnevsdorf) wurden bei den eigenen Untersuchungen 1992-1994 regelmäßig Exemplare von *Orconectes limosus* registriert.

*Asellus aquaticus* ist Indikator für organische Belastung (MALTBY 1991; BAUER & HAMM 1986). MURPHY & LEARNER (1982a) und ASTON & MILNER (1980) fanden *Asellus aquaticus* an Stellen mit hoher organischer Belastung. Hohe Individuendichten bei organischer Verschmutzung (z.B. Kläranlagenabläufe) sind auf höheres Nahrungsangebot und Fehlen von Konkurrenten und Räubern zurückzuführen (HOLDRICH & TOLBA 1981). Als Shredder ernähren sich die Tiere von Detritus, der von Mikroorganismen besiedelt ist (GRACA et al. 1993).

Wie der Verschmutzungsindikator *Erpobdella octoculata* wurde *Asellus aquaticus* auch vor 1989 überall häufig in der Elbe gefunden außer in Verarmungszonen unterhalb extremer Abwassereinleitungen und unterhalb der Muldemündung (KLAPPER 1961; SPOTT 1971; GUHR et al. 1985) und war im Untersuchungszeitraum zum Teil massenhaft vorhanden und weit verbreitet. Besonders häufig war der Krebs 1993 und 1994 im oberen Untersuchungsabschnitt (Tab. 9, 10).

*Asellus aquaticus* besiedelte Mitteleuropa vom Osten her nach dem Rückzug der pleistozänen Eisdecke (WILLIAMS 1962) und ist ein sibirisches Faunenelement im Gegensatz zu

*Proasellus coxalis*, einem mediterranen Faunenelement, für das eine aktive Einwanderung in prähistorischer Zeit oder eine zufällige anthropogene Einschleppung in jüngster Zeit angenommen wird (HERHAUS 1977; FLÖSSNER 1987).

Entlang der größeren Flußsysteme der Saale, Ilm und Unstrut besteht ein geschlossenes Verbreitungsbild mit z.T. reiner Besiedlung durch *Proasellus coxalis*.

Im Untersuchungsgebiet an der Elbe war *Proasellus coxalis* nicht so häufig und auch nicht so weit verbreitet wie *Asellus aquaticus*.

Es wird die These der Einschleppung von *Proasellus* mit Wasserpflanzen aus dem ursprünglichen Verbreitungsgebiet in botanische Gärten vertreten, von denen aus die Besiedlung des Freilandes erfolgt ist (THOMAS 1969; v. KNORRE 1979; FLÖSSNER 1976). Ein genauer Zeitpunkt der Einschleppung kann nicht mehr ermittelt werden, da ältere Aufsammlungen nur begrenzt vorliegen.

Die Tiere können sich über kurze Entfernungen aktiv stromabwärts und stromaufwärts bewegen. Partnersuche der Männchen ist eine Ursache für das Wanderverhalten von *Proasellus coxalis*. Neben der aktiven Wanderung in den Flüssen ist aber auch der passiven Verfrachtung mit Wasservögeln und Fanggeräten für Aquarienfischfutter über kurze Entfernungen eine wichtige Bedeutung für die Ausbreitung der Art beizumessen (THOMAS 1969; v. KNORRE 1979; FLÖSSNER 1976).

*Corophium curvispinum* ist eine pontokaspische Art, deren ursprüngliche Wohngewässer das Kaspische und Schwarze Meer sind. Die Einwanderung erfolgte durch Pripet, Weichsel, Warthe und deren Kanalsysteme in das Spree-Havel-Gebiet und von dort in die Elbe (THIENEMANN 1950). Die künstlichen Wasserstraßen ermöglichen eine rasche Ausbreitung des Amphipoden nach Westen und Norden. Der Krebs ist zur aktiven Wanderung, auch flußaufwärts, fähig (BÄTJE 1992).

Jahr	Fundort	Bemerkungen	Autor
Anfang der 80er	zwischen Saale und Havel unterhalb Havel	1 Exemplar	BAUCH 1958 BAUCH 1958
	unterhalb Havel östlicher Abschnitt des Mittellandkanals, Elbe bis Hamburg, Elbe-Lübeck-Kanal, Elbe-Seitenkanal	1 Exemplar	PAPE 1937 in BAUCH 1958 HERBST 1982
1991	oberhalb Hamburg		SEILERT 1992
1991	Havelmündung		DORSCHNER et al. 1993
1992	oberhalb Schwarze Elster bis Dessau		SCHÖLL et al. 1993
1992	Havel bis Wittenberge		SCHÖLL et al. 1993
1993/1994	Havel bis Wittenberge, Ferchland re Elbe-Havel-Kanal Mittellandkanal, Elbe-Abstiegskanal		eigene Untersuchungen

Tab. 20 Beispiele für Vorkommen von *Corophium curvispinum* im Elbeeinzugsgebiet

1987 wurde die Art erstmalig im Rhein nachgewiesen (SCHÖLL 1990). Zwei Jahre später war sie der dominante Makroinvertebrate in Mittel- und Niederhein.

*Corophium curvispinum* ist r-Strategie mit 3 Generationen pro Jahr (VAN DEN BRINK et al. 1993). Der Krebs kann aufgrund der Raumbeanspruchung für seine Wohnröhre andere Arten, vor allem Weidegänger und typische ortsgebundene Hartsubstratbewohner wie *Bithynia tentaculata*, *Ancylus fluviatilis*, *Dreissena polymorpha*, verdrängen (HERHAUS 1978; FRIEDRICH et al. 1991; DEN HARTOG et al. 1992), was in der Elbe aber noch nicht beobachtet wurde.

*Gammarus tigrinus* ist ein in Nordamerika beheimateter Amphipode, der tidebeeinflusste Flußmündungen und Aestuarie der amerikanischen Atlantikküste besiedelt. Er wurde vermutlich mit dem Ballastwasser von Schiffen nach England verschleppt (BULNHEIM 1980) und 1957 in der Werra als Ersatz für die erloschene autochthone Gammaridenfauna ausgesetzt (KOOP et al. 1990).

Von dort kam es zur Ausbreitung über die Weser und das westdeutsche Kanalsystem bis in den ebenfalls salzbelasteten Rhein, wo er 1984 in Ijssel, Meuse und Waal nachgewiesen wurde (PLATVOET & PINKSTER 1985).

Der Krebs wandert in Gebiete ein, die von anderen Gammariden nicht besiedelt werden, wie Brackwasser, Gewässer mit stark schlammigen Boden oder starker organischer Verschmutzung (SCHMITZ 1960; SCHMITZ et al. 1967). TEICHMANN (1982) berichtet über höhere Häutungsfrequenzen, größere mittlere Wurfgrößen und kürzere durchschnittliche Entwicklungszeiten bis zum Erreichen der Geschlechtsreife bei *Gammarus tigrinus* im Gegensatz zu anderen Gammariden. Massenentwicklungen von *Gammarus tigrinus* sind häufig korreliert mit einer Abnahme der ursprünglichen Gammaridenfauna (KOOP et al. 1990).

Die Verbreitung erfolgt durch gezielte Aussetzung, Verschleppung durch Schiffe, Verdriftung (TESCH & FRIES 1963) und über aktive Wanderung stromaufwärts, die für die Elbe angenommen werden kann.

Der Krebs ist omnivor (RUOFF 1968).

Das 1981 festgestellte Vorkommen von *Gammarus tigrinus* in der Elbe (Tab. 21), deren ursprüngliche Gammariden-Population der starken Belastung zum Opfer gefallen ist, entstammt einem Besatzversuch im Wehrbereich Geesthacht, denn eine Besiedlung des Stroms über den Mündungsbereich erscheint kaum denkbar (HERBST 1982, 1995). Im Verlauf von wenigen Jahren überwand der Krebs die ca. 250 km lange Strecke von Geesthacht bis Magdeburg, wo er in den Aufwuchskörben (Abb. 44) erstmalig im Juli 1994 registriert wurde. 1992 wurde *Gammarus tigrinus* nur unterhalb der Havelmündung gefunden (SCHÖLL et al. 1993). 1993/1994 war der Krebs gemeinsam mit *Cordylophora caspia* im Bereich unterhalb von Magdeburg die dominierende Art und erreichte Massenentwicklungen, die sich auf die Struktur des gesamten Makrozoobenthons auswirkten. (Kap. 6.2.4.). Inwieweit sich der Krebs in oberhalb von Magdeburg gelegene Elbeabschnitte ausbreiten wird, ist Untersuchungsbedarf für die nächsten Jahre. Insgesamt betrachtet, setzte das starke Wanderverhalten von *Gammarus tigrinus* stromaufwärts erst mit der Verbesserung der Wasserbeschaffenheit der Elbe nach 1990 ein.

Zusätzlich besteht theoretisch im Bereich Magdeburg die Möglichkeit einer Einwanderung aus dem System Mittellandkanal/Elbe-Abstiegskanal.

Jahr	Fundort	Bemerkungen	Autor
1981	Dömitz-Geesthacht	erstmaliges Vorkommen	HERBST 1995 mdl.
1991	Schnakenburg-Geesthacht	auch in Havelmdg.	DORSCHNER et al. 1993
1991	Hitzacker, Schnakenburg, Geesthacht		ARGE ELBE 1993
1992	unterhalb Havel	gemeinsam mit <i>Gammarus pulex</i>	SCHÖLL et al. 1993
1993/1994	Magdeburg-Wittenberge	auch in Mittellandkanal, Elbe-Abstiegskanal	eigene Untersuchungen

Tab. 21 Beispiele für Vorkommen von *Gammarus tigrinus* in der Elbe

#### ***Baetis fuscatus*, *C. horaria*, *C. macrura*, *C. luctuosa***

*Baetis fuscatus* wurde in geringen Häufigkeiten im oberen Teil des Untersuchungsbereiches gefunden (Tab. 8-10). BAUCH (1958) berichtet über Vorkommen von *Baetis* sp. 1937 in der Mittelelbe und über Vorkommen von Larven von *Caenis* sp., von denen seit 1992 die Arten *C. horaria*, *C. macrura* und *C. luctuosa* vereinzelt im oberen Untersuchungsabschnitt auftraten (Tab. 8-10, Abb. 50).

SCHOENEMUND 1930 beschreibt Funde von *Caenis horaria* 1928 unter den Elbbrücken bei Dresden. Hier hielten sich die Larven auf Sandablagerungen des Flusses, die noch vom Wasser überspült wurden, auf.

Die Larven von *Caenis* sp. liegen gewöhnlich halb bedeckt unter einer Schlammschicht oder wandern dicht unter der Oberfläche des Schlammes (WESENBERG-LUND 1943).

#### ***Heptagenia sulphurea***

Einzelexemplare von *Heptagenia sulphurea* wurden 1992 in Magdeburg und 1993 in Aken registriert. 1994 kam die Art häufiger und an mehreren Probenahmestellen vor (Tab. 8-10). MÄDLER (1994) berichtet von Funden von *Heptagenia sulphurea* in der Oberelbe 1993, ebenso wie über das Vorkommen von *Heptagenia flava*, von der FROHBERG (1988) Einzelexemplare an mäßig belasteten Stationen in der Oberelbe fand, und die nach SCHOENEMUND (1939) früher massenhaft in der Elbe bei Dresden vorkam.

*Calopteryx splendens* benötigt langsamfließende, pflanzenreiche Bäche mit schlammigem bis sandigem Untergrund (SCHMEDITJE & KOHMANN 1992). Die optimale Strömungsgeschwindigkeit beträgt 3-30 cm/s, da die Larve sonst nur unzureichend den vorhandenen Sauerstoff ausnutzen kann (SCHÖNBORN 1992). Kennzeichnend für die meisten Fließgewässer-Libellen ist die lange Dauer ihrer Larvenentwicklung (*Calopteryx* sp. 2-3 Jahre). Durch diese lange Entwicklungszeit sind sie Veränderungen der Qualität ihrer aquatischen Habitate besonders ausgesetzt, so etwa den Auswirkungen von Abwassereinleitungen und Überdüngung (PETERS 1989). Durch Begradigung und Gewässerverschmutzung ist die Art in den meisten Fließgewässern deutlich zurückgegangen.

*Calopteryx splendens* wurde nicht bei den Untersuchungen im Flußlängsschnitt gefunden, sondern nur in den Aufwuchskörben, in denen seit Juni 1994 eine Besiedlung mit Larven festzustellen war (Abb. 51). BAUCH (1958) berichtet über Funde von *Calopteryx*-Larven 1937 unterhalb der Muldemündung.

*Ischnura elegans* kommt häufig in langsam fließenden Gewässern mit reicher Vegetation vor und ist eine anspruchslose Art (LUDWIG 1993).

Die Funde in der Elbe begrenzen sich auf Einzelexemplare im oberen Untersuchungsbereich (Tab. 8, 9). Bei Probenahmen der BfG 1992-1994 (SCHÖLL et al. 1995) wurde die Art zwischen der Mündung der Schwarzen Elster und Coswig, sowie zwischen der Saale-Mündung und Magdeburg gefunden.

#### *Sisyra* sp.

Die auf Schwämmen lebenden Larven von *Sisyra* sp. ernähren sich vom Schwammgewebe (WARD 1992). Die Larven können schwimmen oder verdriften, bis sie in Kontakt mit Schwämmen kommen (ELLIOTT 1977).

Der Lebenszyklus dauert ein Jahr oder weniger.

Nach der Flugperiode von Mai-September und der Eiablage in Mai/Juni verlassen die Tiere im Herbst das Wasser, überwintern als Präpuppe und verpuppen sich von April-Juni.

Die Einzelfunde der Larven in der Elbe beschränkten sich fast ausschließlich auf den oberen Untersuchungsabschnitt. Hier war auch eine größere Häufigkeit an *Ephydatia fluviatilis* festzustellen (Tab. 8-10).

#### *Hydropsyche contubernalis*

Die Larven von *Hydropsyche contubernalis* wurden nicht nur im Sommer, sondern aufgrund einer larvalen Diapause (NEUMANN 1990) auch in den Wintermonaten, allerdings in wesentlich geringerer Häufigkeit, in den Aufwuchskörben angetroffen (Abb. 46).

Die Art ist strömungstolerant (optimale Netzbautätigkeit bei 10-25 cm/s) und besitzt eine hohe Sauerstoffmangelverträglichkeit. So trat *Hydropsyche contubernalis* mit der Verbesserung des Sauerstoffhaushaltes in Mittel- und Niederrhein seit Mitte der 70er Jahre wieder auf (BECKER 1987, 1990). Sie ist eine Zeigerart für deutlich erniedrigte Sauerstoffgehalte mit Monatsdurchschnittswerten zwischen 6-8 mg/l im Sommer und Minimalwerten knapp darunter.

In der Mittelelbe wurde *Hydropsyche contubernalis* erstmals 1991 (DORSCHNER et al. 1993) registriert, was in enger Verbindung mit der Verbesserung des Sauerstoffhaushaltes steht (Abb. 7, 8). In den Sommermonaten 1993 und 1994 konnten große Schwärme der adulten Tiere in Magdeburg in Elbnähe beobachtet werden.

KOLKWITZ & EHRLICH (1907) fanden bei Elbebereisungen 1904/1905 Exemplare von *Hydropsyche* sp. in Ober- und Mittelelbe und BAUCH (1958) berichtet über das Vorkommen von *Hydropsyche angustipennis* bei Untersuchungen 1937 und dem Fehlen dieser Art bei Probenahmen 1951, was mit der teilweise extremen Gewässerverschmutzung seit Anfang der 50er Jahre begründet werden kann. In der Oberelbe wurden zwischen 1985 bis 1989 Larven an mäßig belasteten Stellen registriert (WITTANN 1990).

Bei den Probenahmen 1993 und 1994 war *Hydropsyche contubernalis* im oberen Untersuchungsbereich häufiger als im unteren (Tab. 9, 10).

Für das Massenvorkommen von *Hydropsyche contubernalis* bildet die Eutrophierung der Gewässer mit zusätzlicher Planktonbildung die Nahrungsgrundlage (KAISER 1965; PETERSEN et al. 1984). Die Larven bauen als Driftfänger Stellnetze zwischen Hartsubstraten, d.h., die Struktur des Gewässergrundes ist von großer Bedeutung (CELLOT et al. 1984; THORP et al. 1986). Im Gebiet von Magdeburg bilden die natürlichen Felsgesteinsbereiche (Domfelsen, Herrenkrugfelsen) neben den künstlichen Steinschüttungen der Uferzonen ein günstiges Besiedlungssubstrat. Hier entwickelte sich *Hydropsyche contubernalis* 1993 und 1994 zur Massenart (Abb. 46).

Verbreitung der *Hydropsyche*-Larven erfolgt über Drift, wobei die Drifthäufigkeit abhängig ist von der Helligkeit: bei Tage und in Vollmondnächten ist ihr Anteil an der Drift gering, in dunklen Nächten hoch. Das Abdriften der Larven geht hauptsächlich auf Revierstreitigkeiten und Nahrungsverknappung zurück (SCHUHMACHER 1970).

Die Verbreitung kann auch aktiv durch Zuflug und Eiablage von Imagines aus ungeschädigten Gewässerabschnitten erfolgen.

#### *Neureclipsis bimaculata*

Von *Neureclipsis bimaculata* gibt es wie von *Hydropsyche contubernalis* keine Informationen über frühere Funde in der Mittelelbe.

Die Art kommt in eutrophen und auch in oligotrophen Fließgewässern vor (SCHÖNBORN 1992). Die trichterförmigen Netze können in Abhängigkeit von Strömungsgeschwindigkeit und Seston Gehalt geändert werden (PETERSEN et al. 1984). Im eutrophen Bereich sind die Larven schwerer und die Netze kleiner. Die Tiere fangen im Wasser verdriftete kleine Tiere und verzehren Detritus, der sich an der Gespinstwand ablagert (WICHARD 1988). Wegen der hohen Konzentration an Nahrung leben die Tiere bevorzugt in Ausflüssen von Seen (STATZNER 1981; ROSSITER 1989).

Der hohe Planktongehalt der Elbe bietet eine günstige Nahrungsbasis für *Neureclipsis bimaculata*.

Im Untersuchungsgebiet war die Art nur vereinzelt und in geringen Häufigkeiten anzutreffen (Tab. 8, 10). DORSCHNER et al. (1993) fanden *Neureclipsis bimaculata* 1991 im Bereich von Breitenhagen bis Hohenwarthe in größerer Häufigkeit.



***Ecnomus tenellus***

BOTOSANEAU & MALICKY (1978) bezeichnen *Ecnomus tenellus* als salztolerante Tieflandart, die auch im Brackwasser leben kann. Die Art kommt bei ausreichendem Sauerstoffangebot in organisch stark verschmutzten Flüssen vor (TOBIAS & TOBIAS 1981).

In der mittleren Elbe wurde *Ecnomus tenellus* seit 1992 gefunden, allerdings in geringer Verbreitung und Häufigkeit (Tab. 8-10).

***Ceraclea dissimilis***

Einzelfunde von *Ceraclea dissimilis* wurden erstmals 1992 in der Mittel- und Oberelbe registriert. Während der Untersuchungsjahre 1993 und 1994 war eine Zunahme der Abundanz und des Verbreitungsgebietes der Art zu beobachten (Tab. 8-10, Abb. 49). SCHÖLL et al. (1995) geben für den Abschnitt oberhalb von Dessau zusätzlich zu *Ceraclea dissimilis* Funde von *Ceraclea senilis* an.

Nach RICCIARDI & LEWIS 1991 ist *Ceraclea dissimilis* ein Räuber an lebenden Bryozoenkolonien.

Im Rhein erschien die Art erstmals wieder 1985 im Zuge der Sanierungsmaßnahmen (SCHILLER 1990).

**Bryozoen** leben in stehenden und langsam fließenden eutrophen Gewässern, wenn diese reichlich Sauerstoff enthalten und nicht allzu stark verschmutzt sind. Mäßige Mengen an Abwässern, sofern sie nicht giftig sind, sondern das Gewässer düngen und damit die Planktonproduktion fördern, schaden nicht (RÜSCHE 1965). Eine Ausnahme bilden die Vertreter der Gattung *Plumatella* (*P. fungosa*, *P. repens*, *P. emarginata*), die sogar fauliges Wasser bewohnen können und erhebliche Abwassermengen vertragen. Als sessile Filtrierer brauchen sie meistens ein festes Substrat und ernähren sich hauptsächlich von Diatomeen, Rotatorien, Protozoen, kleinen Crustaceen, Nanoplankton, organischem Detritus (RICHELLE et al. 1994).

Einige Arten können im Brackwasser leben: *Plumatella repens*, *P. fungosa*, *P. fruticosa*, *Paludicella articulata*.

Verbreitung und Besiedlung von Substraten erfolgt mittels Flotoblasten oder aktiv schwimmenden Bryozoenlarven. Die Flotoblastendrift ist passiv. Bryozoen-Larven vermeiden oberflächennahe und grundnahe Wasserschichten und Substrate, die dick mit Periphyton bedeckt sind. Es wird angenommen, daß die Larven in der Lage sind, aktiv Besiedlungstiefe und Besiedlungssubstrat auszuwählen. Verschiedene Substrattypen können durch unterschiedliche Auswirkung der Oberflächen auf die Mortalität junger Kolonien differenziert werden (KAMINSKI 1991).

***Plumatella emarginata*** ist tolerant gegenüber Sauerstoffmangel und relativ unempfindlich gegen eine starke saprobielle Aktivität im Gewässer (FRANZ 1992).

Nach SCHÖLL et al. (1995) war die Art ebenso wie *Plumatella repens* in Deutschland in der Ober- und Mittel- und Unterelbe 1992-1994 konstant verbreitet, was durch eigene Ergebnisse nicht nachweisbar ist (Tab. 8-10).

***Plumatella fungosa*** kommt auch in Gewässern mit starker organischer Belastung vor (WIEBACH 1958) und ist nach GUGEL (1992) die häufigste Bryozoenart in der Elbe, was durch eigene Befunde bestätigt werden



konnte (Tab. 8-10).

*Plumatella repens* ist eine sehr verschmutzungstolerante Art, die in der Lage ist, das erhöhte Angebot an Bakterien in organisch verunreinigtem Wasser zu nutzen.

*Paludicella articulata* ist nach SLADCEK (1980) vor allem im sauberen Wasser zu finden, der oligosaprobe bis beta-mesosaprobe Bereich wird am reichsten besiedelt. Die Art ist oft mit anderen Bryozoen, Schwämmen oder mit *Cordylophora caspia* vergesellschaftet und kann wegen der unauffälligen Kolonien übersehen werden.

GUGEL (1992) gibt für *Paludicella articulata* eine Besiedlungslücke zwischen Pillnitz und Schnakenburg an, was durch die Funde 1992-1994 nicht bestätigt werden konnte (Tab. 8-10).

*Fredericella sultana* wurde im Untersuchungsgebiet vereinzelt und in geringen Abundanzen gefunden (Tab. 8, 9). Nach GUGEL (1992) kommt die Art im Elbeverlauf relativ regelmäßig, aber nicht häufig vor und wird für die Moldau als häufigste Bryozoenart angegeben.

Insgesamt gesehen war 1994 gegenüber 1992 und 1993 ein Rückgang in der Besiedlung mit Bryozoen in der mittleren Elbe zu beobachten

## 8. Auswertung und Diskussion

### 8.1. Faunistische Veränderungen

Das Ökosystem Elbe wurde durch anthropogene Beeinflussung stark verändert.

- wasserbauliche Maßnahmen
- Gewässerbelastung

Die Verbesserung der Wasserbeschaffenheit nach 1990 wirkt sich positiv auf die Organismengemeinschaft in der Elbe aus, sichtbar an der zunehmenden Anzahl an Taxa (Abb. 24). Der ursprüngliche Zustand, soweit dieser überhaupt definierbar ist, da auch Fließgewässer einer starken natürlichen Dynamik in ihrer Entwicklung unterliegen, kann aber nicht mehr erreicht werden.

Die Artenzusammensetzung hat sich verändert. An Stelle typischer Elbearten wandern oftmals euryöke, exotische Arten (Neozoen) (Tab. 22) in den Fluß ein und besiedeln früher von einheimischen Arten genutzte Nischen. Dies ist besonders deutlich sichtbar an der Massentwicklung von *Gammarus tigrinus* (Tab. 9, 10), die eine Wiederbesiedlung der Elbe mit einheimischen Gammaridenarten kaum ermöglicht und Einfluß auf die Zusammensetzung der gesamten Biozönose nimmt, wie die unterschiedliche Besiedlung der Mittel-elbe mit Makrozoobenthon oberhalb und unterhalb von Magdeburg/Hohenwarthe zeigt (Kap. 6.2.4.).

Viele Neozoen sind thermophil und euryhalin (TITTIZER et al. 1990). Ihre Entwicklung wird begünstigt durch:

- zunehmende Erwärmung
- Versalzung
- in einem bestimmten Umfang durch die Abwasserbelastung

Untersuchungen im Weser-Flußgebiet (Fulda, Werra, Oberweser, Leine, Innerste) (ALBRECHT 1984) ergaben aufgrund der Salzbelastung eine Ansiedlung spezifischer Brackwasserformen: *Potamopyrgus antipodarum*, *Corophium lacustre*, *Gammarus tigrinus*. Insgesamt wurden die Biozönosen der untersuchten Flüsse als artenarme und euryöke Lebensgemeinschaften charakterisiert.

Einige Einwanderer bleiben in geringen Dichten über viele Jahre oder verschwinden vollständig, andere haben einen dramatischen Einfluß auf das Gesamtökosystem durch Veränderung der Nahrungsketten und des Energiehaushaltes.

Massenentwicklungen der Neozoa und auch einheimischer Massenarten können eingeschränkt werden durch:

- Raub und Konkurrenz (zunehmende Vernetzung der Nahrungsketten)
- Krankheiten
- klimatische Effekte
- Änderungen in der Wasserbeschaffenheit

Das Problem der Neozoen ist nicht elbespezifisch, sondern eine weltweite Erscheinung, welche

(a) die Vereinheitlichung von Faunenregionen und ihrer unterschiedlichen Biozönosen

(b) eine Reduzierung der genetischen Diversität

bewirken kann (KINZELBACH 1995).

Besonders betroffen sind Tieflandflüsse, da hier der Grad der anthropogenen Einflußnahme am größten ist.

Art	Einwanderung in Elbeinzugsgebiet	Heimat
<i>Cordylophora caspia</i>	Schiffe, Kanäle	Pontokaspis
<i>Dugesia tigrina</i>	Einschleppung	Nordamerika
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Schiffe, Vögel, Einschleppung	Neuseeland
<i>Physella acuta</i>	Einschleppung	Mittelmeergebiet
<i>Ferrissia wautieri</i>	Kanäle, Einschleppung	Mittelmeergebiet
<i>Dreissena polymorpha</i>	Kanäle, Schiffe	Pontokaspis
<i>Eriocheir sinensis</i>	Schiffe	Südostasien
<i>Orconectes limosus</i>	Aussetzung	Nordamerika
<i>Gammarus tigrinus</i>	Aussetzung	Nordamerika
<i>Proasellus coxalis</i>	Einschleppung	Mittelmeergebiet

Tab. 22 Liste der in der MittelElbe 1992-1994 nachgewiesenen Neozoen. Herkunft und Verbreitung der Arten (nach KINZEL-BACH 1978, 1995)(Einschleppung kann bedeuten: Aquarien, botanische und zoologische Gärten, Fischerei, Wissenschaftler u.ä.).

Neben der Veränderung der Lebensgemeinschaften durch Neozoen ist eine allgemeine Zunahme an Generalisten und eine Abnahme der Anzahl an Spezialisten in vielen Gewässerökosystemen zu beobachten.

**Spezialisten** sind mehr oder weniger eng an bestimmte, wenn auch teilweise extreme Umweltbedingungen, oft besonders der Nahrung, angepaßt.

**Generalisten** können ein breites Spektrum an Umweltfaktoren tolerieren, indem sie gegenüber weiten Schwankungsbereichen von Temperatur, Salzgehalt, organischer Belastung mehr oder weniger unempfindlich sind und unterschiedliche Ressourcen als Nahrung und Schutz zu nutzen vermögen (MÜLLER 1984). Begünstigt wird ihre Entwicklung in der Elbe auch durch die starke Eutrophierung (Kap. 5.3.).

## 8.2. Anpassung der Organismen

### r-Strategie, K-Strategie

In dünn besiedelten Lebensräumen mit freien Kapazitäten sind die Organismen ganz anderen Kombinationen von Selektionsdrücken ausgesetzt als bei einer Besiedlung nahe der Kapazitätsgrenze (LAMPERT & SOMMER 1993).

Im Wettbewerb von Populationen, die einen stark unterbesiedelten Lebensraum kolonisieren, kommt es auf hohe Vermehrungs- und Wachstumsraten und eine hohe Verbreitungsfähigkeit an (r-Strategen). In dicht besiedelten Lebensräumen (nahe der Kapazität) ist die effektive Nutzung knapper Ressourcen, Konkurrenzfähigkeit und Vermeidung von Mortalität wichtig (K-Strategen).

Die Einstufung der Organismen als r-K-Strategen darf nicht starr betrachtet werden. Zwischen beiden Strategien gibt es Übergangsformen. Die Arten haben eine Position in einem "r-K-Kontinuum" (SCHAEFER & TISCHLER 1983).

Die während der Untersuchungen 1992 bis 1994 in der Elbe gefundenen Arten sind aufgrund von Lebenszyklus, Fortpflanzungsbiologie (Kap. 7) im wesentlichen den r-Strategen zuzuordnen. Von den Ansprüchen an abiotische Faktoren sind die meisten in der Elbe gefundenen Organismen des Makrozoobenthons euryök.

### Ausnahmen:

- *Calopteryx splendens*: Die Entwicklung der Larven dauert wie bei den meisten Fließgewässer-Libellen

längere Zeit (bei *Calopteryx splendens* 2 bis 3 Jahre) (PETERS 1989).

- *Unio*, *Anodonta*, *Pseudanodonta*: Die Tiere können im Verhältnis zu anderen Organismen des Makrozoobenthons sehr alt werden. NEGUS (1966) macht Altersangaben für *Unio pictorum* von bis zu 14 Jahren.

r-Strategen (Vermehrungsstrategen)	K-Strategen (Anpassungsstrategen)
<p>schnelle Entwicklung, große Wachstumsraten</p> <p>zeitige und einmalige Reproduktion</p> <p>viele Nachkommen mit geringer individueller Fitneß</p> <p>geringes Körpergewicht</p> <p>kurze Lebensdauer</p> <p>Für sie wichtige abiotische Faktoren sind relativ variabel.</p> <p>Die Populationsgröße ist zeitlich relativ variabel und liegt meist weit unter der Umweltkapazität.</p> <p>keine speziellen Anpassungen zur Überwindung des Umweltwiderstandes, geringe Konkurrenzfähigkeit</p> <p>Die Mortalität wird mehr durch dichteunabhängige Faktoren bedingt.</p>	<p>langsame Entwicklung, geringe Wachstumsraten</p> <p>späte und mehrmalige Reproduktion</p> <p>wenig Nachkommen mit großer individueller Fitneß</p> <p>großes Körpergewicht</p> <p>lange Lebensdauer</p> <p>Für sie wichtige abiotische Faktoren sind relativ konstant.</p> <p>Die Populationsgröße ist zeitlich relativ konstant und ist der Umweltkapazität stärker angenähert.</p> <p>widerstandsfähiger gegen äußere Störungen, größere Konkurrenzkraft</p> <p>Die Mortalität wird mehr durch dichteabhängige Faktoren bedingt.</p>

Tab. 23 Merkmale von r- und K-Strategen (nach SCHAEFER & TISCHLER 1983; MÜLLER 1984; SCHUBERT 1984; VAN DEN BRINK et al. 1993; LAMPERT & SOMMER 1993)

### 8.3. Biozönotische Gliederung

□ Natürliche Flußsysteme werden oft in einer idealisierten biozönotischen Längsgliederung dargestellt bestehend aus Crenon, Rhithron und Potamon mit entsprechenden Unterteilungen und den für die einzelnen Abschnitte typischen Fließwasserformen (ILLIES 1961; BRAUKMANN 1987; BREHM & MEIJERING 1990).

Die Mittelbe ist aufgrund ihrer Eigenschaften als Metapotamalbereich einzustufen.

□ Neben dem klassischen Zonierungskonzept, in dem die Temperatur als wichtigstes Zonierungskriterium dient, gehen andere Modelle davon aus, daß weitere Umweltfaktoren prägend wirken.

- physikalische Verhältnisse (Strömung)
- Nahrungsangebot (Menge an organischem Detritus)
- Substrat (Habitattyp)

□ Das River-Continuum-Concept (RCC) (VANNOTE et al. 1980) stellt die kontinuierlichen Veränderungen entlang der Fließstrecke deutlicher in den Vordergrund. Grundgedanke ist, daß physikalische Faktoren, wie Fließgeschwindigkeit, Turbulenz, Abfluß, Tiefe, Breite, Temperatur und chemische Faktoren, wie Detritus und Nährstoffe, in Fließgewässern Gradienten von der Quelle bis zur Mündung ausbilden und biotische Faktoren wie Prädation und Konkurrenz überlagern können (DUDGEON 1992; MINSHALL & PETERSEN 1985).

Die sich verändernden physikalischen und chemischen Faktoren beeinflussen maßgeblich Struktur und Funktion der verschiedenen Lebensgemeinschaften, die ihrerseits die Abschnitte Oberlauf, Mittellauf und Unterlauf eines Fließgewässers charakterisieren. Entsprechend dem River Continuum Concept (VANNOTE et

al. 1980) ändert sich die relative Bedeutung der funktionellen Ernährungsgruppen im Längsverlauf eines Flusses. Im Oberlauf dominieren die Zerkleinerer (Grobdetritusfresser), im Mittellauf die Weidegänger und im Unterlauf die Filtrierer und Sedimentfresser.

□ Ein Faktorenkomplex wirkt auf die Organismen, so daß der Wirkungsgrad einzelner Größen flußspezifisch ist.

■ PETERSEN & SANGFORS 1991 geben keinem Einzelfaktor die Priorität, sondern dem Zusammenwirken aller auf die benthische Lebensgemeinschaft einwirkenden Umweltbedingungen. Geht man vom anthropogen unbeeinflussten Gewässer aus, so sind die Habitate generell, in Verbindung mit dem Nahrungsangebot, die wichtigsten Regulatoren der Verbreitung der Fließgewässerorganismen.

■ Die bestimmenden Größen des RCC werden nach STATZNER & HIGLER (1985) durch den hydraulischen Stress (Fließgeschwindigkeit, Rauigkeit des Substrates, Gefälle) überlagert, dem die Tiere ausgesetzt sind. HILDREW & GILLER (1992) bezeichnen die Strömung als Hauptfaktor für die Uneinheitlichkeit der Fließgewässer. Die Fließgeschwindigkeit beeinflusst die Größe der Substratpartikel, die Nahrungsressourcen über Bereitstellung und Entfernung von Nährstoffen und fester Nahrung und ist eine physikalische Kraft, der die Organismen direkt in der Wassersäule oder auf dem Substrat ausgesetzt sind (ALLAN 1995).

□ Inhomogenitäten (Längsschnitt, Querschnitt) in der Verteilung der Organismen werden verursacht durch:

- Gradienten von Tiefe, Durchlichtung, Substrat, Strömung, Wechsel des Wasserstandes
- Zufälligkeiten in der Erstbesiedlung (Patchiness, Gründereffekte) (KINZELBACH 1990).

□ Durch den Einfluß von Nebengewässern kann es zumindest unterhalb der Einmündung zu Abweichungen von den Verteilungsmustern der Organismen im Fluß kommen.

□ Neben diesen ökologischen Bedingungen existieren Verbreitungsgrenzen, die ihren Ursprung in paleogeographischen, paleohydrologischen und paleoklimatischen Mustern des Einzugsgebietes haben (KINZELBACH 1990; NESEMANN 1994). Als spezifische Arealgrenzen können innerhalb eines Flusses oder Flußsystems in der Vergangenheit liegende, längs nicht mehr gegebene paläogeographische bzw. paläohydrologische Zustände in Frage kommen. Die primär paläogeographisch bestimmten Arealgrenzen werden offenbar sekundär durch ökologische Faktoren über sehr lange Zeiträume anhaltend stabilisiert.

□ Die infolge anthropogener Eingriffe (Einleitung von Abwässern aus Haushalt, Industrie und Landwirtschaft, wasserbauliche Maßnahmen) uniformisierten abiotischen Faktoren (Chemismus, Wärmehaushalt, Strömungsgeschwindigkeit, Struktur der Ufer und der Stromsohle) lassen heute eine natürliche biozönotische Gliederung vieler Fließgewässer nicht mehr erkennen (TITTIZER et al. 1990; DUDGEON 1992), wie am Beispiel des Rheins durch SCHMIDT (1983) belegt wurde. Organische Belastung bewirkt eine Zunahme der Generalisten, die Zonierung der Ernährungstypen wird verwischt. Lokale Unterschiede in der Besiedlung sind im allgemeinen auf unterschiedliche anthropogene Einflüsse zurückzuführen.

Entstanden ist eine künstliche Gliederung, die von Qualität und Quantität der Abwässer bestimmt wird.

□ Durch lokale Vergiftung oder starke Wasserstandsschwankungen besiedlungsfreie Ufer werden nach Eintreten günstiger Verhältnisse nicht in einer bestimmten Sukzession, sondern mehr oder weniger zufällig von der gerade zuerst eintreffenden Art besiedelt (Zufälligkeit in der Erstbesiedlung, Patchiness) (KINZELBACH 1990). Inhomogenität entsteht durch unvollständige Besiedlung durch Neozoa oder neu begünstigte einheimische Arten.

Von einer ökologisch bedingten longitudinalen Flußzonierung der Elbe kann heute nicht mehr gesprochen werden. Zahlreiche Staustufen im tschechischen Bereich der Elbe und das Wehr Geesthacht, aber auch Bauwerke (Buhnen, Längswerke) zur Einengung des frei fließenden deutschen Abschnitts, und daraus resultierend die höheren Fließgeschwindigkeiten, sowie die chemische Belastung der Elbe und ihrer Nebenflüsse haben die natürliche Flußzonierung weitestgehend zerstört.

Die Reduzierung der chemischen Belastung zeigt positive Auswirkungen auf die Organismengemeinschaft (Zunahme der Anzahl an Arten, siehe Abb. 24) an den einzelnen Probenahmestellen (Tab. 8-10), eine Regenerierung der ökologisch bedingten Längsschnittzonierung wird aufgrund des Ausbaustandes der Elbe nicht ohne drastische Renaturierungsmaßnahmen möglich sein.

#### 8.4. Wiederbesiedlung

■ kann räumliche und zeitliche Prozesse von einer sofortigen Wiederbesiedlung bis zu über lange Zeiträume dauernden Faunenverschiebungen zwischen den Kontinenten umfassen (SHELDON 1984)

■ Wiederbesiedlungsprozesse spielen in Fließgewässern eine große Rolle nach

- Hochwässern
- Perioden des Trockenfallens
- Substratumlagerungen
- Chemieunfällen
- langandauernder Belastung

■ Beginn der Wiederbesiedlung bei Vorhandensein freier ökologischer Nischen durch passive oder aktive Zuwanderung von Organismen (siehe Kap. 8.4.1.), speziell von r-Strategen (Kap. 8.2.), die durch ihre große Nachkommenszahlen eine Chance haben, einzuwandern und unbesiedelte Substrate zu kolonisieren (MÜLLER 1984)

Der zeitliche Verlauf der Zunahme der Artenzahlen in Form einer Sättigungskurve ist abhängig:

- von der Einwanderungsrate, die bei kleineren Formen besonders groß ist (Tab. 23)
- vom besiedelbaren Raum oder Substrat
- von der Auslöschungsrate, d.h. der Geschwindigkeit, mit der neue Arten wieder verschwinden (SCHUBERT 1984; LAMPERT & SOMMER 1993)

In jungen, instabilen Ökosystemen, zu denen auch die Elbe infolge der drastischen Verbesserung der Wasserbeschaffenheit seit 1990 gezählt werden kann, finden sich vorwiegend Organismen mit sehr hohen Fortpflanzungsraten und Entwicklungsgeschwindigkeiten sowie starker Tendenz zum Verlassen des Lebensraumes (r-Strategen) (Kap. 8.2.).

Durch Strömung, Geschiebetrieb und Wasserstandsschwankungen wird in der nicht aufgestauten Elbe die starke Dynamik in der Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthons zusätzlich begünstigt.

Die Struktur des Makrozoobenthons ist Ergebnis des Zusammenwirkens von Einwanderung (Zudrift) und Auswanderung (Abdrift) auf Substratinselfn (Flächen oder einzelne Steine). Zwischen diesen beiden Prozessen besteht ein Gleichgewicht, so daß die Anzahl an Arten gleich bleibt. Eine geringere als im Gleichgewicht vorhandene Artenzahl weist auf äußere Störungen oder auf bestimmte Anpassungen im Lebenszyklus (Emergenz, Verpuppung) hin (MINSHALL & PETERSEN 1985).

Hauptbeispiel für Wiederbesiedlungsprozesse ist der Rhein, der 1969 in weiten Bereichen in Nordrhein-Westfalen biologisch stark oder völlig verödet war (SCHILLER 1990). Nur in einigen Abschnitten kamen noch Restbestände von maximal 6 Taxa vor (*Ephydatia fluviatilis*, *Plumatella fungosa*, *Erpobdella octoculata*, *Glossiphonia heteroclita*, *Glossiphonia complanata*, *Acroloxus lacustris*, *Ancylus fluviatilis*, *Bithynia tentaculata*, *Physa fontinalis*, *Radix peregra*, *Asellus aquaticus*, *Chironomidae*). Dieser Zustand hat sich seit der zweiten Hälfte der 70er Jahre durch umfangreiche Sanierungsmaßnahmen deutlich gebessert. Die Wiederbesiedlung war in einigen Bereichen bereits 1976, in stark verödeten Abschnitten erst in den darauffolgenden Jahren zu beobachten. Ein Vergleich der Besiedlung 1969 und 1987 zeigt, daß sich die Anzahl an Taxa seit 1969 mehr als verdreifacht hat.

Seit Beginn der 80er Jahre nahmen Artenzahlen und Individuendichten sprunghaft zu (*Dreissena polymorpha*, *Dugesia tigrina*, *Gammarus tigrinus*, *Corophium curvispinum*, *Corbicula fluminea*, *Ephoron virgo*, *Heptagenia* sp., *Baetis* sp., *Caenis* sp.).

Die Wiederbesiedlung des Rheins seit etwa 1978 und nach dem Sandoz-Chemieunfall 1986 erfolgte für die meisten Arten rasch, da es sich bei ihnen vorwiegend um r-Strategen handelt. K-Strategen füllen die Lücken nur langsam oder bei fehlenden genetischen Reserven nicht mehr (KINZELBACH 1990).

Bei der Wiederbesiedlung hatten neu eingewanderte Arten die gleichen Möglichkeiten wie ursprünglich vorhandene wegen der allgemein geringen Populationsdichte (DEN HARTOG et al. 1992).

Insgesamt gesehen hat sich im Rhein seit 1980 eine artenarme, jedoch relativ stabile Lebensgemeinschaft höherer Tiere mit weitverbreiteten, euryöken Allerweltsarten gebildet (KINZELBACH 1987; STREIT 1992).

Ähnliche Verhältnisse wie im Rhein sind in der Elbe seit 1990 zu beobachten, in der vor 1990 ebenfalls nur noch Restbestände von wenigen Arten vorkamen (Kap. 5.1.) wie *Asellus aquaticus*, *Bithynia tentaculata*, *Radix ovata*, *Ancylus fluviatilis*, *Erpobdella octoculata*, *Glossiphonia heteroclita*, *G. complanata*, *Helobdella stagnalis*. Durch die Verbesserung der Wasserbeschaffenheit seit 1990 befindet sich die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthons der Elbe (betrachtet wurden speziell Bereiche der Mittel-elbe) in einem Wandel, der folgendermaßen charakterisiert werden kann:

- Zunahme der Gesamtarten- und Individuenzahlen (Abb. 24, Tab. 8-10)
- Massenentwicklungen einzelner Arten mit lokalen Unterschieden (z.B.: *Asellus aquaticus*, *Hydropsyche contubernalis*, *Gammarus tigrinus*, *Cordylophora caspia*)
- zunehmende Anzahl an Neozoen (Tab. 21)

### 8.4.1. Verbreitungsmechanismen

■ natürliche Verbreitungsstrategien (BISHOP & HYNES 1969a,b; SHELDON 1984):

Strömung (Drift), aktive Wanderung (Bewegung entlang dem Stromgrund mit oder gegen die Strömungsrichtung), Kompensationsflug, Transport durch Vögel, Fische und andere Tiere (Phoresieverhalten)

■ anthropogen verursachte Mechanismen (CARLTON 1992):

Ballastwasser, Wasserwege (Kanäle), Schiffe, Fischerei, Aquarien, Wasserpflanzen, zufällige Verschleppung, Aussetzen, Wissenschaftler, Bewässerung

#### Drift

Die Drift ist ein Hauptmechanismus, der auf die Struktur der benthischen Lebensgemeinschaft wirkt (MINS-HALL & PETERSEN 1985).

Viele normalerweise benthische Organismen werden passiv in der Wassersäule flußabwärts transportiert oder driften aktiv, d.h., sie verlassen verhaltensbedingt das Sohlsubstrat, um mit der Stömung abgetrieben zu werden.

Zur Drift gehören benthische Organismen, die endogen und/oder exogen gesteuerte Abdriftphasen in ihrem normalen Lebenszyklus besitzen, bei Störungen ihren Wohnort verlassen oder durch turbulente Strömungen von der Unterlage abgerissen werden (Verhaltens-, Zufalls- und Katastrophendrift) (BISHOP & HYNES 1969a; WILZBACH et al. 1988; ALLAN 1995). Hier spielt vor allem die Strömungssituation im sohlennahen Bereich des Gewässers eine große Rolle (STATZNER 1981).

Wichtig ist die Unterscheidung zwischen Zudrift und Kolonisation

- (1) unter den Bedingungen einer normalen Wasserführung von Zufluß und Elbe
- (2) der Katastrophendrift und Ausbreitungskapazität bei größeren Hochwässern
- (3) der Wiederbesiedlung stromab liegender Abschnitte nach Störfällen und der vollständigen und teilweisen Vernichtung der Elbefauna

**Katastrophendrift** ist oft das Ergebnis starker Störungen (Hochwässer, Umlagerung/Erosion des Sohlsubstrates, Chemieunfälle).

**Verhaltensdrift** unterliegt bestimmten Mustern und steigt meist in den Abendstunden sprunghaft an. Der Hell-Dunkel-Wechsel ist wichtigster Zeitgeber der Driftaktivität (MÜLLER 1984). Der abendliche Anstieg der Driftaktivität wird dadurch ausgelöst, daß viele Fließwasserorganismen aus den Verstecken zwischen und unter den Steinen hervorkommen, um an der Oberfläche zu fressen. Andere, die auch tagsüber auf der Steinoberfläche bleiben, werden nachts aktiver und wandern umher. Viele räuberische Invertebraten werden nachts aktiv. Tiere, die ihnen als Beute dienen, können entkommen, wenn sie sich abdriften lassen (LAMPERT & SOMMER 1993).

**Zufallsdrift** ist meist Antwort auf sich ändernde biotische und abiotische Faktoren.

- Die Drift beginnt aktiv oder passiv durch Erosion und endet aktiv durch Anheften oder passiv durch Sedimentation (STATZNER & BORCHARDT 1992).
- Die Tendenz zur Drift ist unter anderem abhängig von Durchfluß, Licht, Strömungsgeschwindigkeit, Sauerstoffkonzentration, aber auch von biotischen Faktoren wie z.B. Schlüpfprozesse, Nahrungsangebot, Räuberdruck, Gewicht, Mobilität und Abundanz der Tiere (KONAR 1990).
- Die Organismendrift ist jahreszeitlich und tageszeitlich unterschiedlich. Mit steigenden Temperaturen er-



höht sich die Driftaktivität.

- Es bestehen positive Korrelationen zwischen Benthondichte und Driftaktivität, die aber von verschiedenen Faktoren überlagert werden, und Driftunterschiede zwischen Oberflächen- und Tiefenwasser, zwischen Uferregion und Strommitte.
- Die Mehrzahl der driftenden Organismen verläßt nach einer bestimmten Zeit das Freiwasser und setzt sich wieder im Flußbett fest (Kolonisierung).
- Einige Makrozoen werden seltener in der Drift gefunden, andere häufiger wie viele Ephemeropteren, einige Dipteren (vor allem Simuliidae), einige Trichopteren und Plecopteren, Amphipoden und Isopoden (ALLAN 1995).
- Bei Gammariden ist die Drift bei geringerer Fließgeschwindigkeit höher als bei stärkerer, da sich *Gammarus* bei hoher Fließgeschwindigkeit eng an das Substrat anschmiegt (BREHM & MEIJERING 1990). Nur bei Substratumlagerungen kommt es zur Katastrophendrift.
- Allgemein wird in Fließgewässern mit steigender Wasserführung eine Zunahme der Driftintensität festgestellt (BLOHM & BORCHARDT 1989).
- Oftmals ist es der Wechsel der Fließgeschwindigkeiten, verbunden mit einem Wechsel der Wassertiefen, der die Drift auslöst (besonders nach längeren konstanten Fließgeschwindigkeiten).
- Bei erhöhter lokomotorischer Aktivität steigt generell auch die Drift an (Zufallsdrift). Die lokomotorische Aktivität betrifft sowohl die Futtersuche als auch die Suche nach einem Geschlechtspartner.
- Geringes Nahrungsangebot erhöht meist die Drift, da die Suchaktivitäten zunehmen. Auch die mit der Nahrungsverknappung einhergehenden Revierstreitigkeiten erhöhen die Zufallsdrift.

Bei Driftuntersuchungen im Rhein (Kleve-Bimmen) bildeten Kleinkrebse den Hauptanteil der Netzfänge. Organismen des Makrozoobenthons wurden nur in geringer Anzahl gefangen und waren außerdem zum Teil geschädigt (SEIBT 1983). In den Netzen befanden sich Exemplare der Gattung *Asellus*. Durch das Driftnetz erfolgte auch die Zurückhaltung von Fortpflanzungsstadien wie den Statoblasten der Bryozoen.

In Altrhein-Mündungsbereichen fand KINKOPF (1991) bei Driftuntersuchungen regelmäßig Exemplare von *Hydra* sp., *Lithoglyphus naticoides*, *Dreissena polymorpha*, Oligochaeta, Chironomidae, teilweise Wasserasseln, Gammariden und Insektenlarven.

Die Drift dient als wichtigster Besiedlungsmechanismus für Ephemeropteren, Trichopteren und Dipteren während des Sommers in kanadischen Flüssen (WARD 1992). TOWNSEND & HILDREW (1976) bezeichnen die Drift als Hauptbesiedlungsmechanismus für aquatische Insekten.

### Wanderung

Bei der Wanderung überwiegt die stromauf gerichtete, was sich mit dem positiv rheotaktischen Verhalten der meisten Makrozoen gegenüber der Strömung erklären läßt. Die Fortbewegung der Organismen erfolgt im Lückensystem oder an der Substratoberfläche, wobei sich einige Arten auch im sohlnahen strömungsarmen Wasser fortbewegen können.

Beweggründe für diese Ortsveränderungen sind:

#### ■ Kompensation der Abdrift (ALLAN 1995)

BISHOP & HYNES (1969b) stellten fest, daß 6,5 % der Drift durch Flußaufwärtsbewegung kompensiert wird. Bei kleinen Makrozoen ist auch ein passiver Transport durch andere Organismen (Vögel, Fische) stromaufwärts möglich.

- Suche nach Nahrung und Raum
- Suche nach Schutzzonen
- Ausweichen abiotischer Bedingungen

Eine Wanderung innerhalb der Fließgewässer kann bei vielen Organismen, insbesondere bei Gammariden, Stein-, Köcherfliegen- und Eintagsfliegenlarven beobachtet werden (MEIJERING & PIEPER 1982; ELLIOT 1968). Zum Beispiel erhöhen steigende Temperaturen bei einigen Gammariden-Arten die lokomotorische Aktivität und die Driftaktivität, fallende Temperaturen jedoch die Aufwärtsbewegung.

Die gegen die Strömung gerichtete Stromaufwärtsbewegung ist also nicht mit der allgemeinen lokomotorischen Bewegung identisch.

Bewegung entgegen der Strömungsrichtung kann auch wie die Bewegung mit der Strömungsrichtung unabhängig von der Drift und deren Kompensation durch aktive Wanderung der Organismen erfolgen.

Die Ortsveränderungen sind zum großen Teil als kleinräumig einzustufen, können jedoch auch über längere Distanzen auftreten, wie in der Elbe die Wanderungen von *Eriocheir sinensis* und *Gammarus tigrinus* belegen (Kap. 5.1.).

Neben der Aufwärtswanderung, die nach BISHOP & HYNES (1969b) eine vollständige Driftkompensation nicht ermöglicht, stehen den Organismen des Makrozoobenthons mehrere Wege der Driftkompensation und damit der Populationserhaltung zur Verfügung (GEBLER 1991):

- Kompensationsflug flugfähiger Insekten (Ablegen der Eier im Oberlauf, von wo aus die Junglarven abwärts driften)
- Einwanderung aus tieferen Sedimentschichten
- Eindrift aus oberhalb gelegenen Regionen
- Hohe Reproduktionsrate vor Ort

Insgesamt ist die Aufwärtsbewegung der Makrozoen, insbesondere der ständig an das Wasser gebundenen Arten, ein wichtiger Beitrag zur Driftkompensation und wie die aktive Drift ein Mechanismus zur Erschließung von neuem und zur Wiederbesiedlung von verlorengegangenem Lebensraum (GEBLER 1991).

#### 8.4.2. Ausbreitungshindernisse

Die anthropogenen Beeinträchtigungen, die in den Fließgewässern die Ausbreitung der Organismen behindern oder verhindern, sind zahlreich und vielgestaltig.

(a) Unterbrechung der Drift durch stehende und langsam fließende Bereiche wie z.B.:

- Stauräume von Wehranlagen
- Stauseen
- Hochwasserrückhaltebecken
- Fischteiche

(b) Hindernisse für aufwärts gerichtete Wanderungen sind Einbauten, die sich über die ganze Gewässerbreite er-

strecken und denen ein Lückensystem in Sohl- und Uferbereich fehlt (GEBLER 1991).

Die Elbe ist auf der Strecke von Decin bis oberhalb von Geesthacht freifließend, d.h. auf dieser Strecke ist die biologische Durchgängigkeit gewährleistet, im Gegensatz zu den meisten Nebenflüssen, in denen Wehranlagen oft Drift und Wanderung der Organismen behindern und einschränken.

#### 8.4.3. Wiederbesiedlungspotentiale der Mittelbe

- Hyporheisches Interstitial
- Altarme, Restgewässer (Aue)
- Oberlauf
- Nebenflüsse/Kanäle
- Unterlauf

##### Hyporheisches Interstitial

Für einen Teil der Benthalebewohner ist das Hyporheal ein Refugium vor ungünstigen Lebensbedingungen.

- Temperatur
- Strömung

Außerdem entwickeln sich hier die ersten Entwicklungsstadien bestimmter Organismen (SCHWOERBEL 1964; PIEPER 1978; BLOHM & BORCHARDT 1989).

- Bei Hochwässern dient das Lückensystem auch den strömungsliebenden Fließwasserorganismen als Refugium und als Ausgangspunkt für die Wiederbesiedlung der Gewässersohle (SCHWOERBEL 1967).

- Nach Chemieunfällen kann ebenfalls eine Regeneration aus dem hyporheischen Interstitial erfolgen. Aus Dauerstadien (Statoblasten, Gemmulae), Eiern und juvenilen Formen, die sich zur Unfallzeit im hyporheischen Interstitial befanden, kann ein rascher Aufbau der geschädigten Bestände erfolgen (TITTIZER et al. 1990).

In der Mittelbe besteht die Stromsohle zum größten Teil aus Sand (Abb. 1). Die Gedeihmöglichkeiten von Organismen des Makrozoobenthons sind aufgrund starker Geschiebebewegung eingeschränkt.

Bei der Untersuchung der Besiedlung der oberen 10 cm von Sedimenten aus der Strommitte (Kap. 3.2.2.) wurden nur wenige kleine Oligochaeten gefunden, aber nicht genauer quantifiziert.

Eine Ausnahme in der Organismenzusammensetzung der Stromsohle bilden die Felsgesteinsbereiche in der Mittelbe (Domfelsen, Herrenkrugfelsen), wo das kiesige und zum Teil steinige Substrat günstige Bedingungen für die Ansiedlung von Makrozoobenthon bietet, wie Funde von *Hydropsyche contubernalis* und *Sphaerium corneum* beweisen. Tiefere Sedimentzonen wurden nicht untersucht.

Hinsichtlich der Besiedlung des hyporheischen Interstitials der Elbe besteht weiterer Forschungsbedarf.

### Altarme, Restgewässer (Aue)

□ Ökologisch intakte Flußgebiete besitzen Auen mit Auengewässern, die als

- Laichgebiete für Fische
- Nist-, Rast- und Überwinterungsorte für Wasservögel
- Refugien für bedrohte Pflanzen- und Tierarten
- Speicher für die Wiederbesiedlung des Hauptstromes

dienen (OBRDLIK & FUCHS 1991; OBRDLIK & GARCIA-LOZANO 1992; OBRDLIK 1994a).

□ Auen unterliegen wie das Flußsystem einer räumlichen und zeitlichen Dynamik. Die Aue muß in mehreren Dimensionen betrachtet werden:

- Längsrichtung (flußauf-flußab)
- Querrichtung (Hauptgerinne, Seitenarme, Überschwemmungsflächen und ihre Vernetzung)
- vertikale Anbindung an Grundwasserstrom (FOECKLER 1990)
- zeitliche Entwicklung (RICHARDOT-COULET et al. 1987).

□ Die Strukturvielfalt nimmt im Querschnitt erheblich zu, sobald die Flüsse eine breite Aue bilden. Es kommen aquatische, semiaquatische und terrestrische Bereiche (Kap. 2.2.) hinzu, die direkt oder indirekt über Grundwasser mit dem Hauptstrom verbunden sind. Der Wasserhaushalt mit Periodizität der Hoch- und Niedrigwässer, der Verweildauer der einzelnen Zustände, vertikalen und horizontalen Grundwasserbewegungen, Schleppkraft, Sedimentation der vom Oberlauf mitgeführten Nährstoffe während der Stagnationsphase von Überschwemmungen und das Substrat mit seiner Korngröße prägen die Aue (GERKEN 1988).

□ Infolge veränderter abiotischer Faktoren (geringe Strömungsgeschwindigkeit, feinkörniges Substrat) im Bereich untersuchter Altarme an Ober- und Mittelrhein konnten einige Arten nachgewiesen werden, die im Stromstrich nicht vorkommen (TITTIZER et al. 1990). Typische Arten dieses Lebensraumes sind *Anodonta cygnea*, *Unio pictorum*, *Viviparus viviparus*, *Planorbis* sp., *Helobdella stagnalis*. Die für den Rhein charakteristischen Arten *Dreissena polymorpha*, *Bithynia tentaculata*, *Lymnea peregra*, *Hydropsyche contubernalis* leben zwar auch in den Altarmen, besiedeln sie jedoch in wesentlich geringeren Individuendichten als den strömenden Rhein.

Die im Bereich der Mittelelbe weit strukturierte Elbaue (Kap. 4.4.6.) weist in vielen Abschnitten eine große Vielfalt an Organismen auf. Geringe oder fehlende Strömung, günstigeres Lichtklima und nährstoffreiche Sedimente bieten verschiedenen Gruppen von Wasserorganismen oftmals bessere Lebensbedingungen als der Fluß. Ihre arten- und individuenreichen Lebensgemeinschaften bilden Reservoir, aus denen heraus nach Gewässerschädigungen eine Wiederbesiedlung des Flusses möglich ist (IKSE 1994). Bei Hochwasser werden Teile der Flußniederung miteinander verbunden, es kann ein Austausch von Organismen erfolgen, vor allem ein Transport flußabwärts.

Faktoren wie Artenidentität, Austauschmöglichkeiten und Milieubedingungen (Kap. 8.4.4.) spielen eine große Rolle. Bei den Milieubedingungen besonders die Substratbeschaffenheit (Substrattyp, Sedimentbelastung).

Die Faulschlammablagerungen in vielen Altarmen und Restgewässern der Elbe stellen ein ungünstiges Besiedlungssubstrat für Makrozoobenthon dar.

Der Nachweis, inwieweit sich Makrozoobenthon aus Altarmen und Restgewässern in der freifließenden Elbe auch wirklich etablieren kann, wurde bisher noch nicht erbracht.

### Einfluß Oberlauf

Hauptverbreitungsfaktoren aus dem Oberlauf:

- Drift
- aktive Wanderung
- Transport mit anderen Tieren

Voraussetzung für die ungestörte Organismendrift ist die Durchgängigkeit des Fließgewässers, was im Bereich der deutschen Ober- und Mittelelbe garantiert ist. Der tschechische Teil der Elbe ist oberhalb von Decin mit Staustufen ausgebaut, die Verfrachtung von Organismen in unterhalb gelegene Abschnitte wird dadurch erschwert.

Sowohl der schiffbare tschechische Elbeabschnitt als auch die deutsche Oberelbe waren vor 1989 stark belastet, so daß sich auch hier nur eine artenarme Gemeinschaft mit wenigen abwassertoleranten Makrozoen entwickeln konnte (MÄDLER 1992). An einigen weniger belasteten Stellen kam es jedoch zur Entwicklung von Organismen mit höheren Ansprüchen an die Wasserbeschaffenheit.

Im folgenden werden Beispiele für Makroinvertebraten in der tschechischen Elbe und der Oberelbe angegeben, die über die Drift in die Mittelelbe verfrachtet werden bzw. die Möglichkeit einer Verfrachtung besteht.

■ Das Vorkommen der bei den Untersuchungen zwischen 1985 und 1989 in der Oberelbe an mäßig belasteten Stellen gefundenen Köcherfliegenlarve *Hydropsyche contubernalis* (WITTANN 1990) ist möglicherweise die Ausgangsbasis für die Besiedlung der Mittelelbe, in der die Art zu Zeiten erhöhter Belastung nicht vorkam, und erste Funde 1991 (DORSCHNER et al. 1993) registriert wurden. Neben der Drift als Verbreitungsmechanismus spielt der Flug der Insekten hier eine wesentliche Rolle.

■ Bei anderen Insektenlarven gibt es Informationen über Funde von *Baetis rhodani*, *B. scambus*, *B. fuscatus*, *B. vernus*, *Caenis macrura*, *Ectyonurus* sp., *Ephemerella ignita*, *Heptagenia flava*, *H. sulphurea*, *Paraleptophlebia submarginata*, *Potamanthus luteus*, *Rhithrogena semicolorata*, *Leutra fusca*, *Perlodes microcephalus*, *Calopteryx splendens*, *Platycnemis pennipes*, *Sisyra* sp., *Agraylea* sp., *Athripsodes* sp., *Ceraclea dissimilis*, *C. senilis*, *Cyrnus trimaculatus*, *Ecnomus tenellus*, *Holocentropus dubius*, *Hydropsyche angustipennis*, *H. pellucidula*, *Hydroptilia* sp., *Limnephilus* sp., *Mystazides azurea*, *M. longicornis*, *Neureclipsis bimaculata*, *Oecetis* sp., *Odontocerum albicorne*, *Polycentropus flavomaculatus*, *Psychomyia pusilla*, *Rhyacophila* sp., *Tinodes waeneri* in der Oberelbe (FROHBERG 1988, MÄDLER 1994, SCHÖLL et al. 1995).

Einige dieser Arten (*Baetis fuscatus*, *Caenis macrura*, *Heptagenia flava*, *H. sulphurea*, *Calopteryx splendens*, *Sisyra* sp., *Agraylea* sp., *Ceraclea dissimilis*, *Ecnomus tenellus*, *Holocentropus dubius*, *Hydroptilia* sp., *Neureclipsis bimaculata*) wurden während der Untersuchungen auch in der Mittelelbe gefunden, es herrschte aber insgesamt nicht die Artenvielfalt wie in der Oberelbe.

■ Für die Besiedlung der Mittelelbe mit Unioniden spielt der Oberlauf eine große Rolle (Tab. 16). Über ihre Verbreitungsmöglichkeiten wurde bereits in Kap. 7 berichtet.

### **Einfluß Unterlauf**

Über die stromaufwärts gerichtete Wanderung von *Eriocheir sinensis* und *Gammarus tigrinus* in der Elbe wurde bereits in Kap. 7 berichtet. *Gammarus tigrinus* stammt entsprechend den Aussagen in Kap. 7 nicht aus der Untereibe, sondern einem Besatzversuch im Wehrbereich Geesthacht.

Theoretisch besteht die Möglichkeit der Einwanderung weiterer Makroinvertebraten aus der Untereibe, sofern diese euryhalin sind. Das Wehr in Geesthacht wirkt jedoch als Ausbreitungshindernis. Die Wollhandkrabbe, die sich in der Elbemündung fortpflanzt, ist in der Lage, das Wehr zu überwinden.

### **Einfluß Nebenflüsse/Kanäle**

Hauptverbreitungsfaktor aus den Nebenflüssen/Kanälen ist wie beim Oberlauf die Drift aber auch die aktive Wanderung.

Voraussetzungen für eine Wiederbesiedlung sind ähnliche Bedingungen hinsichtlich

- Morphologie
- Besiedlungssubstraten
- Wasserbeschaffenheit

in Elbe und Nebenfluß/Kanal.

Ein genauer Vergleich aller dieser Faktoren war nicht möglich. Deshalb wurde die Ähnlichkeit der Lebensgemeinschaften in den Mündungsbereichen der Nebenflüsse/Kanäle mit den entsprechenden Elbeabschnitten mit Hilfe des SØRENSEN-Index ermittelt (Kap. 3.4.2). Als entsprechende Elbeabschnitte sind jeweils die beiden unterhalb der Mündung des Nebenflusses/Kanals liegenden Probenahmestellen auf der Seite der Mündung in die Elbe zu betrachten.

Beim Vergleich der Besiedlung von Nebenflüssen/Kanälen mit den entsprechenden Elbeabschnitten (Tab. 8-12) kann man unterscheiden in:

- Organismen, die sowohl in Nebenflüssen/Kanälen und in der Elbe vorkamen
- Organismen, die nur in der Elbe vorkamen
- Organismen, die nur in Nebenflüssen/Kanälen vorkamen

In Abb. 55 ist die Anzahl an gemeinsamen Taxa in Elbe und den Mündungen der Nebenflüsse und Kanäle in Abhängigkeit vom SØRENSEN-Index (Kap. 3.5.2.) dargestellt.

Aus der Abbildung kann entnommen werden, daß die Ähnlichkeit der Lebensgemeinschaften zwischen den Nebenflüssen Mulde, Saale, Havel und Elbe am größten ist und daraus folgernd auch der Einfluß auf die Besiedlung der Elbe. Zusätzlich spielen hier die Faktoren Abfluß und Einmischungsverhalten der Nebenflüsse/Kanäle in die Elbe eine große Rolle.

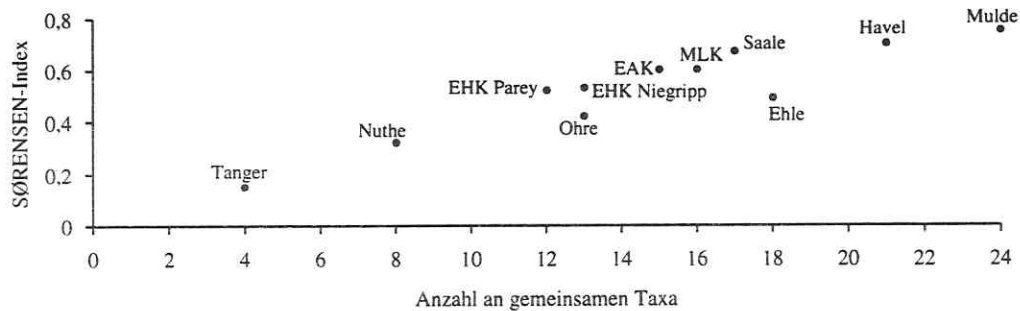


Abb. 55 Beziehung zwischen SØRENSEN-Index und Anzahl an gemeinsamen Taxa in Mündungsbereichen von Nebenflüssen/Kanälen und den entsprechenden Elbeabschnitten (EAK ... Elbe-Abstiegskanal; MLK ... Mittellandkanal; EHK ... Elbe-Havel-Kanal)

Im folgenden werden die einzelnen Nebenflüsse und Kanäle kurz beschrieben, wobei der Betrachtungsschwerpunkt auf den Unterläufen der Gewässer liegt.

### Mulde

Die Mulde wurde bis 1990 wesentlich durch Abwässer der Zellstoff- und Chemiebetriebe geprägt und erhielt durch Abwassereinleitungen der fotochemischen Industrie sowie durch unbehandelte Abwässer aus Städten und Gemeinden des Ballungsgebietes Wolfen/Bitterfeld zusätzlich eine hohe Belastung (GEWÄSSERGÜTEBERICHT SACHSEN-ANHALT 1993). Bei Untersuchungen 1990 wurde in Mündungsnähe kein Makrozoobenthon nachgewiesen (ARGE ELBE 1991).

Durch die Verbesserung der Wasserbeschaffenheit nach 1990 war eine Wiederbesiedlung mit Makrozoen von vorher unbesiedelten Bereichen möglich (DORSCHNER et al. 1993; Tab. 11).

Einer Einwanderung von Organismen aus dem Oberlauf in den Mündungsbereich stehen die trotz aller positiven Entwicklungen noch teilweise starke Gewässerverschmutzung und der Ausbau des Flußbettes entgegen. Die biologische Durchgängigkeit wird behindert durch Wehre und vor allem durch den Muldestausee.

Die Besiedlung im Mündungsbereich war in den Jahren 1993/94 charakterisiert durch das häufige Vorkommen von *Ephydatia fluviatilis*, *Asellus aquaticus*, *Baetis fuscatus* und *Paludicella articulata*, wobei vor allem bei *Baetis fuscatus* der Einfluß auf die Besiedlung unterhalb gelegener Elbeabschnitte sichtbar wird (Tab. 8-10). Interessant ist weiterhin, daß in der Mulde neben *Physella acuta* *Physa fontinalis* vorkommt, eine Schnecke, die während der Untersuchungen in der Elbe nicht registriert wurde.

### Saale

Die Saale wird von einer Vielzahl von Faktoren, wie z.B. organische und chemische Belastung, zum Teil extreme Versalzung, Schifffahrt, Wasserstandsschwankungen, Uferbefestigung, Stauhaltungen beeinflusst, die sich auf die biologische Struktur, aber auch auf den Austausch von Organismen zwischen verschiedenen Saaleabschnitten negativ auswirken und vor allem anspruchslose euryöke Arten begünstigen. In Abschnitten mit geringerer Belastung kommen anspruchsvollere Arten vor, wie z.B. *Theodoxus fluviatilis* zwischen Naumburg und Bad Dürrenberg (Mittellauf) (GEWÄSSERGÜTEBERICHT SACHSEN-ANHALT 1993).

Von den während der Untersuchungen 1993/94 im Unterlauf nahe der Mündung gefundenen Taxa (Tab.

11) sind besonders *Potamopyrgus antipodarum*, *Physella acuta* und *Proasellus coxalis* hervorzuheben, drei Neozoen, die ihren Besiedlungsschwerpunkt in der Saale (Kap. 7) haben, von der aus sie in die Elbe einwandern.

#### **Nuthe**

Die Nuthe besitzt im Mündungsbereich naturnahe Strukturen mit steilen Abbruchkanten und einen mäandrierenden Flußverlauf.

Neben dem gering besiedelten sandigen Untergrund stellen Wasserpflanzen das wichtigste Aufwuchssubstrat dar, an dem zahlreiche Insekten bzw. Insektenlarven vorkamen (Tab. 11).

Ein direkter Einfluß der Nuthe auf die Besiedlung der Elbe war nicht feststellbar.

#### **Mittellandkanal und Elbe-Abstiegskanal**

Der Mittellandkanal stellt über den Elbe-Abstiegskanal und das Schiffshebewerk Magdeburg-Rothensee eine Verbindung zwischen Elbe, Weser und Dortmund-Ems-Kanal her. Als künstliche Wasserstraße ist der Kanal kein Fließgewässer, sondern rückgestaut.

Die organische Belastung ist mäßig, die Sauerstoffkonzentrationen schwanken häufig in Abhängigkeit von der Algenentwicklung, der Salzgehalt ist erhöht. Das Phosphordargebot entspricht einem eutrophen Gewässerzustand. Hohe Eisenkonzentrationen und beträchtliche, mit der Schifffahrt im Zusammenhang stehende, Schwebstoffkonzentrationen sind meßbar (GEWÄSSERGÜTEBERICHT SACHSEN-ANHALT 1993).

Neben der verschmutzungstoleranten Wasserassel *Asellus aquaticus* wurden *Ephydatia fluviatilis*, *Dreissena polymorpha*, *Corophium curvispinum*, *Gammarus ischnus*, *G. tigrinus*, *Caenis horaria*, *Cyrcus trimaculatus* und *Ecnomus tenellus* häufig im Kanal (Höhe Barleber See) gefunden (Tab. 12). Die meisten der Arten kamen auch im Elbe-Abstiegskanal vor mit Ausnahme von *Gammarus ischnus* und *Cyrcus trimaculatus*. Erwähnenswert ist der Fund zahlreicher Exuvien von *Ephemera* sp..

Die Wasserbeschaffenheit im Elbe-Abstiegskanal wird hauptsächlich durch eingestautes Elbewasser geprägt, weist aber gegenüber der Elbe einige Besonderheiten auf, wie das Vorkommen von *Viviparus viviparus*.

Eine direkte Auswirkung der Organismen in den beiden Kanälen auf die Besiedlung der Elbe wurde nicht festgestellt. Möglicherweise besteht eine Verbindung mit der Zunahme von *Dreissena polymorpha* in der Elbe.

#### **Ehle**

Einige Informationen über die Besiedlung von Ehle und Umflutkanal gab bereits Kap. 6.2.6..

Eine Auswirkung des Vorkommens von z.B. *Anodonta anatina*, *Gammarus pulex*, *Cloeon dipterum* und *Hydropsyche angustipennis* in der Ehlemündung auf das Makrozoobenthon der Elbe war nicht feststellbar (Tab. 11).

#### **Elbe-Havel-Kanal (Niegripp, Parey)**

Wie der Mittellandkanal ist der Elbe-Havel-Kanal als künstliche Wasserstraße kein echtes Fließgewässer, sondern rückgestaut.

Der Elbe-Havel-Kanal wurde an verschiedenen Stellen untersucht (Tab. 12). Im Mündungsbereich unterhalb der Schleuse Niegripp war *Acroloxus lacustris* häufig neben *Ephydatia fluviatilis*, *Dreissena polymorpha*, *Helobdella stagnalis*, *Erpobdella testacea* und *Asellus aquaticus*. Bis auf *Erpobdella testacea* sind die Organismen auch in der Elbe vorhanden. *Dreissena polymorpha* dient wie im Mittellandkanal und



Elbe-Abstiegskanal eventuell wieder als Besiedlungsquelle für die Elbe.

Ähnliche Verhältnisse wie unterhalb der Schleuse Niegripp wurden auch im Mündungsbereich des Kanals unterhalb der Schleuse Parey beobachtet. Zusätzlich kamen hier *Ferrissia wautieri*, *Cyrmus trimaculatus* und *Corophium curvispinum* vor.

Ein Vergleich der Besiedlung unterhalb und oberhalb der Schleuse Parey ergab einige Differenzen, die auffälligste ist das Vorkommen von *Viviparus viviparus* oberhalb.

Als Besiedlungsreservoir kommt auch der Niegripper See in Frage, ein Kiesbaggersee bei Niegripp, der über den Elbe-Havel-Kanal mit der Elbe in Verbindung steht und unter anderem Vorkommen von *Theodoxus fluviatilis*, *Viviparus viviparus* und *Unio pictorum* aufweist.

Im Anbindungsbereich der Kanäle wird deren Wasserqualität durch die Elbe stark beeinflusst.

### Ohre

Die Ohre muß fast im gesamten Verlauf als ausgebautes, gestautes und damit hinsichtlich Morphologie und Arteninventar stark gestörtes Gewässer bezeichnet werden (STAU MAGDEBURG 1993). Lediglich im Mündungsbereich und im Oberlauf befinden sich einige naturnahe Abschnitte. Der Unterlauf ist durch zahlreiche Abwassereinleitungen organisch belastet. Hoher Nährstoffgehalt führt über die Algenentwicklung zu großen Schwankungen im Sauerstoffgehalt. Es erfolgt eine starke Aufsatzung durch Abwässer des Salzabgabebereiches Zielitz.

Wegen schlechter Zugänglichkeit konnten die Untersuchungen nicht direkt im Mündungsbereich durchgeführt werden, sondern an einem ca. 6 km flußaufwärts gelegenen Punkt.

Neben dem Vorhandensein von Verschmutzungsindikatoren (*Asellus aquaticus*, *Erpobdella octoculata*) wird das Besiedlungsbild durch zahlreiche Neozoen (*Potamopyrgus antipodarum*, *Proasellus coxalis*, *Corophium curvispinum*) und anspruchsvollere Arten (*Gammarus pulex*, *Cloeon dipterum*, *Hydropsyche angustipennis*) geprägt (Tab. 11).

Eine Einflußnahme von Organismen aus der Ohre auf die Besiedlung der Elbe konnte nicht beobachtet werden.

### Tanger

Der Tanger besitzt mehrere Arme, die zum großen Teil den Charakter monoton ausgebauter, langsam fließender, kanalartiger Gewässer mit meist kahlen Gewässerrandstreifen besitzen. Im Flußbett ist oftmals auf tonartigem Untergrund der typische Sandboden abgelagert (GEWÄSSERGÜTEBERICHT SACHSEN-ANHALT 1993). Zahlreiche Stauhaltungen und Wehre unterbrechen den Tanger, was Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit nach sich zieht.

Der Unterlauf (Vereinigter Tanger) ist bei relativ guten Sauerstoffverhältnissen organisch und mit Nährstoffen mäßig bis kritisch belastet (GEWÄSSERGÜTEBERICHT SACHSEN-ANHALT 1993).

Bei den Untersuchungen wurden im Mündungsbereich viele leere Schalen von *Anodonta anatina*, *Unio pictorum* und *Unio tumidus* gefunden.

Die zahlreichen Insekten bzw. deren Larven kamen hauptsächlich an Wasserpflanzen vor, die das wichtigste Besiedlungssubstrat darstellten (Tab. 11).

Eine Einwanderung von Organismen in die Elbe war nicht feststellbar.

### Havel (Gnevsdorf, Toppel)

Die Havel ist ein typischer Tieflandsfluß, der aufgrund des geringen Gefälles eine geringe Fließgeschwindigkeit aufweist. Im Untersuchungsbereich wurde diese Erscheinung noch durch den Einfluß der Wehr-

gruppe Quitzöbel verstärkt, die zu großen Rückstauen führt. Die Havel wird besonders im Ober- und Mittellauf mit Nährstoffen und organischen Verbindungen belastet. Algenmassenentwicklungen in Frühjahr und Herbst durch Kieselalgen, im Sommer durch Blaualgen, führen zu einer hohen Sekundärverschmutzung mit deutlichen Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt. 1993 gemessene Sauerstoff-Werte lagen aber nicht unter 5 mg/l (GEWÄSSERGÜTEBERICHT SACHSEN-ANHALT 1993).

Differenzen in der Besiedlung mit Makrozoobenthon an den Probenahmestellen Toppel und Gnevsdorf (Mündung) (Tab. 11) können mit Unterschieden in der Fließgeschwindigkeit (in Toppel geringer als in Gnevsdorf) und verschiedenen Besiedlungssubstraten an den beiden Stellen begründet werden. In Toppel wurden neben Wasserpflanzen die kiesig-sandigen Bereiche des Stromgrundes beprobt, auf dem sich einige wenige Steine befanden, in Gnevsdorf die Steinschüttungen der Uferzone.

So wurden z.B. die in Toppel häufigen Schnecken *Theodoxus fluviatilis* und *Viviparus viviparus* in Gnevsdorf nicht gefunden.

Für die Besiedlung der Elbe sind die Vorkommen von *Dreissena polymorpha* und *Corophium curvispinum* von Bedeutung.

Der Nachweis des Einflusses von Nebenflüssen/Kanälen, aber auch von mit der Elbe in Verbindung stehenden Altarmen und Restgewässern auf die Besiedlung der Elbe ist sehr schwierig, da für solche Aussagen ein wesentlich dichteres Untersuchungsrastraster notwendig ist als bei den eigenen Untersuchungen 1992-1994. Nur für die größeren Nebenflüsse Mulde, Saale und Havel sind eindeutige Aussagen möglich. Für die kleinen Nebenflüsse und mit der Elbe in Verbindung stehende Altarme und Restgewässer bleibt der Einfluß noch spekulativ. Anzunehmen ist, daß sich zumindest in Mündungsnähe Organismen der entsprechenden Gewässer in der Elbe ansiedeln, wenn die in Kap. 8.4.4. angegebenen Voraussetzungen erfüllt werden.

#### 8.4.4. Voraussetzungen für eine Wiederbesiedlung

Die Wiederbesiedlung der Elbe ist abhängig von:

- chemischen und physikalischen Parametern
- dem Vorhandensein geeigneter Nahrungs- und Raumressourcen
- freien ökologischen Nischen
- vorhandenen Refugien, von denen aus die Organismen einwandern können

Voraussetzungen der Besiedlung von Flußabschnitten aus stromauf liegenden Gewässern (nach SCHRÖDER & REY 1991; REY et al. 1991):

##### 1. Artenidentität

Die Art muß beiden Biotopen gemeinsam sein oder im Falle einer Wiederbesiedlung unter den Milieubedingungen vor Vernichtung der Population gelebt haben. In der Elbe kann sie infolge kurzfristiger Störfälle fehlen. Dabei steigt die Bedeutung als Besiedlungsreservoir mit der Zahl der gemeinsamen Arten (Abb.

55).

## 2. Austausch

□ Ein Austausch zwischen beiden Gewässerabschnitten muß zumindest in einer Richtung gewährleistet sein, d.h., die passive Verdriftung stromab oder aktive Wandermöglichkeiten dürfen nicht durch Ausbreitungsbarrieren behindert werden. Natürliche Hindernisse sind trockenfallende Gewässerabschnitte, Flußmündungen, die von der Elbe her rückgestaut werden. Gravierender sind künstliche Eingriffe in das Flußregime wie Unterbrechungen durch Querbauten, Staustufen, Talsperren und Stauseen.

□ Verbreitungsschwerpunkte in Einzugsgebiet und Elbe dürfen nicht zuweit voneinander entfernt sein. Die Weglänge muß innerhalb der artspezifischen Ausbreitungskapazität liegen. Dabei ist zu berücksichtigen, daß die Arten unterschiedliche Ausbreitungsmechanismen haben können. So sind Fließwasserinsekten in der Lage, bestimmte Distanzen durch Imaginesflug oder Larvendrift zu überbrücken, vagile Arten können mit oder gegen die Fließrichtung schwimmen oder kriechen, während sessile Arten wie die Muscheln spezielle Entwicklungsstadien zur Ausbreitung besitzen.

□ Es muß geprüft werden, ob die Distanz in einem Zug überwunden werden kann, z.B. in einer Katastrophendrift nach plötzlich einsetzendem Hochwasser, oder durch spiralförmige Ausbreitungsmechanismen mit einem oder mehreren Zwischenstopps nach Absinken aus der fließenden Welle.

□ Einige Arten kommen im Einzugsgebiet der Zuflüsse oder in deren Oberläufen und in der Elbe vor, aber nicht in den Nebenflüssen selbst oder deren Unterläufen, eine direkte Verbindung zwischen beiden Lebensräumen fehlt also. Eine Ursache kann der Rückstau im Mündungsbereich oder massive anthropogene Einflüsse wie erhöhte Abwasserbelastung oder Verbauung sein. Diese Faktoren stellen teilweise unüberwindbare Ausbreitungshindernisse zwischen beiden Lebensräumen dar.

□ Es muß unterschieden werden zwischen Besiedlungs- und Austauschprozessen von Zufluß und Elbe unter Normalbedingungen und der Wiederbesiedlung nach Katastrophendrift

□ Ein erfolgreicher Wiederaufbau der Elbepopulation ist nur dann wahrscheinlich, wenn das Regenerationspotential im Zufluß hoch (hohe Abundanz und Artenidentität) und die Strömungsverhältnisse günstig (Hochwasser) sind.

## 3. Milieubedingungen

Die Chance einer erfolgreichen Neubesiedlung ist dann am größten, wenn der Elbeabschnitt ähnliche Milieubedingungen wie das Ursprungsgewässer, aus dem die Art in die Elbe gelangt, aufweist.

Hindernisse für eine Ansiedlung und Weiterentwicklung der Organismen:

- unterschiedliche Temperaturverhältnisse
- unzureichende Substratbedingungen
- anderes Nahrungsangebot

Ein Wiederaufbau der Population kann nur dann erfolgreich sein, wenn alle Entwicklungsstadien eine Lebenschance finden.

Es scheiden die Gewässer aus, deren physikalisch-chemischer und biologischer Charakter so stark von dem der Elbe abweicht, daß nur geringe Reproduktionschancen für einwandernde und eindriftende Organismen zu erwarten sind.

#### 8.4.5. Ziele bzw. Endpunkte einer Wiederbesiedlung

Bei Dauerbelastung eines Gewässers mit Stoffeinträgen wird die ökologische Kapazität in den meisten Fällen stark verändert und entsprechend wandelt sich die Besiedlung gegenüber der unbelasteten Ausgangssituation (BICK 1980). In Fließgewässern, deren Selbstreinigungskraft überfordert ist, stellt sich nach Zerstörung des ursprünglichen ökologischen Gleichgewichts ein neues biozönotisches Gefüge mit geringerer Artenmannigfaltigkeit ein. Der Ausfall von Stellgliedern im Nahrungsnetz führt zu dessen Umkonstruktion und teilweiser Entflechtung. Das Nahrungsnetz löst sich auf in kürzere, unverzweigte Nahrungsketten (KINZELBACH 1983). Das erhöhte Angebot an suspendiertem organischen Material (Bakterien, Algen, Pilze, Zellulose) führt nicht zu einer Zunahme an z.B. Muscheln (in einem naturnahen Strom Hauptträger der tierischen Biomasse), sondern begünstigt die epilithischen und mit ihnen assoziierten Makrozoen (z.B. Chironomidae, Hirudinea).

Eine wichtige Rolle spielt auch die Art und Weise der Störung, ob es sich um kurz- oder langfristige Belastungen handelt, um Hochwasserereignisse oder um die intensive Beeinflussung der Lebensgemeinschaften durch wasserbauliche Maßnahmen, die zum Teil eine dauerhafte Störung des Gewässerökosystems bewirken.

- Aufgrund des Ausbauzustandes (Kap. 2.2.) ist die Elbe trotz des Vorhandenseins naturnaher Strukturen als gestörtes Ökosystem zu betrachten wegen des Verlustes an ökologisch wertvollen Bereichen und der Einschränkung und Veränderung der natürlichen Dynamik hinsichtlich Erosion und Sedimentation durch wasserbauliche Maßnahmen.
- Betreffs des Belastungszustandes stellten die zum Teil extremen Abwassereinleitungen vor 1990 (Kap. 5) eine beträchtliche Störung dar. Infolge der Verringerung der Belastung nach 1990 zeigen sich erste Erholungserscheinungen in der Organismengemeinschaft der Elbe.

Zur allgemeinen Einschätzung des Erfolgs der Erholungsprozesse ist es möglich, verschiedene Kriterien heranzuziehen, die als Zielpunkte aufgefaßt werden können (Abb. 56).

Das Bewertungsschema sollte nur entsprechend den im jeweiligen Gewässer vorherrschenden Bedingungen und entsprechend der Art der Störung angewendet werden.

Am häufigsten werden Gesamtdichte, Gesamtbioasse und Artenreichtum für die Bewertung genutzt (MILNER 1994).

- Als strukturelles Ziel kann für die Elbe eine artenreiche Lebensgemeinschaft, die den jeweiligen Habitaten entspricht mit einer Vielfalt an fließgewässertypischen Organismen und Arten mit relativ langer Lebensdauer (K-Strategen) (z.B.: *Unio* sp., *Anodonta* sp., *Pseudanodonta* sp.) definiert werden.

- Funktionelle Zielpunkte sind ein hoher Vernetzungsgrad des Nahrungsgefüges.
- Hinsichtlich der Habitats wird eine flußtypische Vielfalt gefordert, die in der Mittelbebe noch teilweise vorhanden ist.
- Das Wasserbeschaffenheit sollte der Geologie des Einzugsgebietes und nicht der Anzahl an Einwohnern, Industrieanlagen, landwirtschaftlichen Betrieben u.s.w. entsprechen.

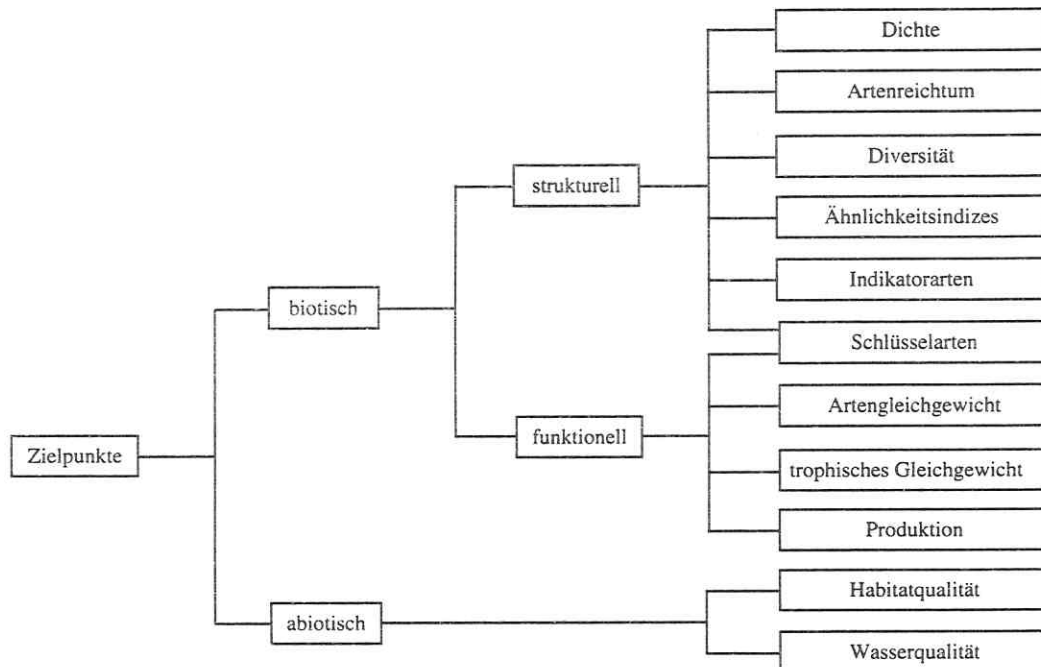


Abb. 56 Mögliche Zielpunkte, die zur Bewertung des Erfolgs der Erholung von Ökosystemen genutzt werden können (nach MILNER 1984)

## 9. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Die vorliegende Arbeit untersuchte die Regeneration der Biozönose der mittleren Elbe, einem belasteten Strom, am Beispiel des Makrozoobenthons mit den Zielen:

- Charakterisierung des Vorgangs der Wiederbesiedlung
- Identifizierung der Wiederbesiedlungspotentiale und -strategien

Dazu wurden von 1992 bis 1994 Makroinvertebraten vor allem auf Hartsubstraten im Bereich der Mittel-Elbe hinsichtlich der Entwicklung der Lebensgemeinschaft (Untersuchungen zur räumlichen und zeitlichen Besiedlungsdynamik) unter den veränderten Beschaffenheitsverhältnissen nach 1990 erfaßt. Exemplarische Bestandserhebungen in Neben-, Rand- und Seitengewässern geben Auskunft über ihren potentiellen Einfluß auf die Wiederbesiedlung der Elbe.

Die Elbe ist anthropogen stark beeinflußt durch die Gewässerbelastung und durch Ausbaumaßnahmen, die zur Einengung des Stromschlauches, zum Verlust an ökologisch wertvoller Strukturvielfalt und der natürlichen biozönotischen Gliederung führten.

Trotzdem können weite Bereiche der Elbe und ihrer Auen noch als relativ naturnah eingestuft werden. Im freifließenden deutschen Flußabschnitt war durch die ökonomischen Probleme der DDR eine Instandhaltung der Ufer (Buhnen, Leitwerke) kaum möglich. Ihre teilweise "Verwahrlosung" oder Zerstörung führte zur Herausbildung zusätzlicher Habitats, welche die frühere Strukturvielfalt teilweise ersetzen.

### Substrattypen in der Mittel-Elbe:

- sandige Stromsohle
- sandige bis kiesige Bereiche in Buhnenfeldern, in denen, örtlich verschieden, unterschiedlich große Mengen an organischen Schlämmen angetroffen werden
- Steinschüttungen an Buhnen und Deckwerken
- Felsgesteinsauftragungen bei Torgau und Magdeburg

### Besiedlung der Substrattypen:

■ Sowohl die beweglichen Teile der Stromsohle als auch die Buhnenfelder erwiesen sich als gering besiedelt. Durch ständige oder zeitweilige Umlagerung und den Transport der feinkörnigen Sedimente in der Strommitte sind die Ansiedlungsmöglichkeiten für die meisten Organismen des Makrozoobenthons stark eingeschränkt. Die geringe Besiedlung der Buhnenfelder ist auf die chemische Belastung der Sedimente, aber auch auf die Korngröße (Sand) zurückzuführen.

■ Die Hartsubstrate (Wasserbausteine, Felsbereiche in Magdeburg) im Untersuchungsgebiet sind wesentlich dichter mit Makrozoen besiedelt als die Weichsubstrate. Die registrierte Zunahme der Anzahl an Taxa seit 1991 steht im engen Zusammenhang mit der Verbesserung der Wasserbeschaffenheit der Elbe, besonders des Sauerstoffgehaltes seit 1990.

Räumliche Differenzen in der Gemeinschaft des Makrozoobenthons im Untersuchungsgebiet (auf engen Raum zwischen den Buhnen und im Flußlängsschnitt) sind Folgen der Unterschiede in:

- chemischer Wasserbeschaffenheit
- Substratbeschaffenheit
- Strömungsverhältnissen
- biotischen Faktoren wie Zufälligkeit in der Erstbesiedlung (Gründereffekte, Patchiness)

Der Inselcharakter der Hartsubstratbereiche (Buhnen) in der Mittelelbe, die durch die sandigen und kiesigen Sedimente der Buhnenfelder und der Stromsohle voneinander getrennt sind, erschwert einen schnellen Austausch der Organismen.

Neben langandauernder Belastung bzw. Chemieunfällen führen auch natürliche Vorgänge wie Hochwässer oder Perioden des Trockenfallens zu Ausfällen in der Organismengemeinschaft. Deshalb spielen Wiederbesiedlungsprozesse sowohl in natürlichen als auch anthropogen belasteten Fließgewässern eine besonders große Rolle.

#### **Sukzessionsetappen:**

(1) Beginn der Sukzession mit wenigen Arten auf durch natürliche oder anthropogene Einflüsse entstandenen ungenutzten bzw. wenig genutzten Substraten (Stadium der Erstbesiedlung, Initialstadium) → **"Nullreferenz"**.

Aufgrund ihrer riesigen Nachkommenschaft haben r-Strategen die größte Chance, durch passive Verschleppung und aktive Verbreitung einzuwandern. Die Sukzessionsentwicklung wurde in der Elbe durch die Verbesserung der Wasserbeschaffenheit seit 1990 ausgelöst.

(2) Ausbildung von einfachen Nahrungsketten, Entwicklung instabiler Lebensgemeinschaften. Dies äußert sich in Massenentwicklungen einzelner euryöker einheimischer und zugewanderter Arten (Generalisten, r-Strategen), in starken Schwankungen der Abundanzen der Organismen zwischen den Untersuchungsjahren aber auch in großen lokalen Besiedlungsunterschieden → **gegenwärtiger Zustand**.

(3) Obwohl sich die Belastung deutlich verringert hat, ist die Elbe als belastet zu betrachten. Erst bei weiterer Verbesserung der Wasserqualität ist eine Erhöhung der Artendiversität möglich → **Übergangsstufe von (2) zu (4)**.

Die Zoozönose ist charakterisiert durch:

- zunehmende Vernetzung
- Zunahme anspruchsvoller (stenöker) Arten
- Zunahme langlebiger Arten (K-Strategen)

(4) Bei einer langfristig anhaltenden guten Wasserbeschaffenheit der Elbe kann als Endstadium der Sukzession eine Stufe der relativen Stabilität erreicht werden → **erwünschter zukünftiger Zustand**.

Es ist ein Abflachen der zur Zeit großen räumlichen Dynamik in der Besiedlung mit Makrozoobenthon im Bereich der Mittelelbe zu erwarten. Die gewässermorphologischen Bedingungen prägen die räumliche Dynamik in der Besiedlung.

#### **Wiederbesiedlungspotentiale:**

- Die Besiedlung der Mittelelbe wird unmittelbar von Organismen aus der Oberelbe und aus großen Nebenflüssen (Mulde, Saale, Havel) sowie durch einwandernde Arten aus der Unterelbe beeinflusst.
- Der Einfluß von Mittellandkanal/Elbe-Abstiegskanal und Elbe-Havel-Kanal auf die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthons in der Elbe ließ sich nicht direkt nachweisen, ist jedoch für einige Arten wahrscheinlich.
- Eine direkte Auswirkung der kleinen Fließgewässer (Nuthe, Ehle, Ohre, Tanger) und von Altarmen und Restgewässern in der Aue auf das Makrozoobenthon in der Elbe war nicht, möglicherweise noch nicht zu beobachten (Kap. 8.4.1., 8.4.3.).

Hinsichtlich der Bedeutung der Altarme und Restgewässer als Wiederbesiedlungspotential für die Elbe besteht wegen ihrer großen Anzahl und Vielfalt im Gebiet der mittleren Elbe noch weiterer Untersuchungsbedarf.

Ähnliches trifft auf das hyporheische Interstitial der Elbe zu. Hier kamen aufgrund der Beschaffenheit der Sedimente (Sand) in den meisten Bereichen der Stromsohle sehr wenig Organismen vor. Methodik und Intensität der Probenahmen waren nicht ausreichend für endgültige Aussagen (Kap. 8.4.3.).

Insgesamt betrachtet, gibt es viele Refugialbereiche, aus denen eine Wiederbesiedlung der Elbe erfolgen kann. Besonders wichtig für den Austausch von Organismen ist die ökologische Durchgängigkeit, die in den meisten Nebenflüssen, in der tschechischen Elbe und zur Unterelbe durch verschiedene Ausbaumaßnahmen eingeschränkt ist.

Als Ziel der Wiederbesiedlung kommt der Zustand vor der Störung nicht in Frage, da besonders Fließgewässerökosysteme einer beständigen natürlichen Entwicklungsdynamik unterliegen und durch anthropogene Beeinflussung oft irreversibel verändert werden. Vielmehr sollten Teile und Aspekte des Naturzustandes als Grundlage für ein neu abzugleichendes Leitbild instrumentalisiert werden.

Für die Mittelelbe ist der gewünschte Zustand eine hohe, reich strukturierte Habitatvielfalt, die eine große Artenvielfalt nach sich zieht. Flußtypischen Organismen, Spezialisten und Organismen mit langer Lebensdauer (K-Strategen) ist besondere Bedeutung beizumessen.

Eine größere Verschiedenheit an Lebensräumen und Lebensbedingungen führt zu größerem Artenreichtum. Uferzonen, Flußbett und Auen sollen so beschaffen sein, daß sich in ihnen wieder selbsterhaltende und -regulierende Lebensgemeinschaften (intakte Nahrungsketten) entwickeln können. Dazu ist auch eine weitere Verbesserung der Wasserbeschaffenheit der Elbe notwendig.



## 10. Literaturverzeichnis

- ALBRECHT, J. (1984): Gewässerbelastung und Makroinvertebraten-Besiedlung im Weser-Flußgebiet (Fulda, Werra, Oberweser, Leine, Innerste). - In: NEUMANN, H. (Hrg.): Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Wasseruntersuchungsamt in Hildesheim 10: 61-99.
- ALLAN, D.J. (1995): Stream Ecology. - 1. Aufl., 387 S., London (Chapman & Hall).
- APPLETON, C.C. & BRANCH, G.M. (1989): Upstream migration by the invasive snail, *Physa acuta*, in Cape Town, South Afrika. - South African Journal of Science 85(3): 189-190.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT UMWELT MAINZ (1972): Bestandsrückgang der Schneckenfauna des Rheins zwischen Straßburg und Koblenz. - Natur und Museum 102(6) 197-206, Frankfurt a. Main.
- ARGE ELBE (1984): Gewässerökologische Studie der Elbe von Schnakenburg bis zur See. - Wassergütestelle Elbe, 98 S., Hamburg.
- ARGE ELBE (1991): Das oberflächennahe Zoobenthos der Elbe als Indikator für die Gewässerqualität. - Wassergütestelle Elbe, 108 S., Hamburg.
- ARGE ELBE (1993): Biomonitoring des Zoobenthos an ausgewählten Standorten in der Elbe: Voruntersuchungen zur örtlichen und zeitlichen Variabilität einschließlich Bilddokumentation. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg.
- ARND, U. (1929): Die chinesische Wollhandkrabbe in Deutschland, ihr Schaden und Nutzen. - Fischerei-Zeitung, Wochenschrift für die gesamte deutsche Binnenfischerei 32(30): 373-377, Neudamm.
- ARNDT, E. A. (1984): The ecological niche of *Cordylophora caspia* (PALLAS, 1771). - Limnologica 15(2): 469-477, Berlin.
- ARNDT, W. (1926): Die Spongillidenfauna Europas. - Arch. Hydrobiol. 17: 337-365, Stuttgart.
- ARNDT, W. (1928): Porifera, Schwämme, Spongien. - In: DAHL, F. (Hrg.): Die Tierwelt Deutschlands 4: 1-94, Jena (Gustav Fischer).
- ASTON, R.J. & BROWN, D.J.A. (1975): Local and seasonal variations in populations of the leech *Erpobdella octoculata* (L.) in a polluted river warmed by condenser effluents. - Hydrobiologia 47(2/3): 347-366.
- ASTON, R.J. & MILNER, A.G.P. (1980): A comparison of populations of the isopod *Asellus aquaticus* above and below power stations in organically polluted reaches of the River Trent. - Freshwat. Biol. 10: 1-14.
- AUTRUM, H. (1958): Hirudinea. Egel. - In: BROHMER, P., EHRMANN, P. & ULMER, G. (Hrg.): Die Tierwelt Mitteleuropas, Bd. 1, Leipzig (Quelle und Meyer).
- AXT, S. (1992): Untersuchungen zum Makrozoobenthon im niedersächsischen Bereich der Elbe (Metapotamal). - Berichte Zentr. Meeres- u. Klimaforschung Hamburg 24: 11-14.
- BÄTKE, J. (1992): Die Makroinvertebratenfauna der Weser. - Witzchenhausen (Ekopan Verl.).
- BAUCH, G. (1958): Untersuchungen über die Gründe für den Ertragsrückgang der Elbfischerei zwischen Elbsandsteingebirge und Boizenburg. - Z. Fischerei N.F. 7(3/6): 161-437.
- BAUER, J. & HAMM, A. (1986): Quantitative Benthosuntersuchungen am Main im zeitlichen und räumlichen Vergleich. - Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 40: 167-184.
- BECKER, G. (1987): Net-building behaviour, tolerance and development of two caddisfly species from the river Rhine (*Hydropsyche contubernalis* and *Hydropsyche pellucidula*) in relation to the oxygen content. - Oecologia 73: 242-250, Berlin.
- BECKER, G. (1990): Lebenszyklus und ökologische Anpassungen an große Fließgewässer bei der Köcherfliegenlarve *Hydropsyche contubernalis* im Rhein. - Limnologie aktuell 1, KINZELBACH, R. & FRIEDRICH, G. (Hrg.): Biologie des Rheins, 346-348, Stuttgart, New York (Gustav Fischer).
- BELLMANN, H. (1993): Libellen: beobachten und bestimmen. - Augsburg (Naturbuch Verl.).
- BICK, H. (1980): Stoffhaushalt und Organismenbesiedlung in belasteten Gewässern. - Verh. Dtsch. Zool. Ges.: 38-47, Stuttgart (Gustav Fischer).
- BISHOP, J.E. & HYNES, H.B.N. (1969a): Downstream drift of invertebrate fauna in a stream ecosystem. - Arch. Hydrobiol. 66: 56-90, Stuttgart.

- BISHOP, J.E. & HYNES, H.B.N. (1969b): Upstream movements of benthic invertebrates in Speed River, Ontario. - J. Fish. Res. Board Can. 26: 279-298.
- BLOHM, H.-P. & BORCHARDT, D. (1989): Stoßartige Belastungen in Fließgewässern- Auswirkungen auf ausgewählte Organismengruppen und deren Lebensräume. - In: DVWK (Hrg.): Stoffbelastung der Fließgewässerbiotope. Heft 88: 211-271.
- BONGARD, T. (1990): Key to the Fennoscandian larvae of Arctopsychoidea and Hydropsychidae (Trichoptera). - Fauna norv. ser. B 37: 91-100, Oslo.
- BORCHERDING, J. & DE RUYTER VAN STEVENINCK, E.D. (1992): Abundance and growth of *Dreissena polymorpha* in the water column of the River Rhine during downstream transportation. - Limnologie aktuell 4, NEUMANN, D. & JENNER, H.A. (Hrg.): The Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*, 29-44, Stuttgart, Jena, New York (Gustav Fischer).
- BOTOSANEAU, L. & MALICKY, H. (1978): Trichoptera. - In: ILLIES, J. (Hrg.): Limnofauna Europaea. - 2.Aufl., 532 S., Stuttgart, New York (Gustav Fischer).
- BRAUER, A. (1909): Hydrozoa. - Die Süßwasserfauna Deutschlands 19: 191-194.
- BRAUKMANN, U. (1987): Zooökologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. - Arch. f. Hydrobiol., Beiheft 26, Ergebnisse der Limnologie, 355 S..
- BREHM, J. & MEIJERING, P.D. (1990): Fließgewässerkunde: Einführung in die Limnologie der Quellen, Bäche und Flüsse. - Biologische Arbeitsbücher 36, 2. Aufl., 295 S., Heidelberg, Wiesbaden (Quelle und Meyer).
- BREITIG, G. (1972): Mollusken. - In: Die Binnengewässer Bd. 26, Das Zooplankton der Binnengewässer 1. Teil, Stuttgart.
- BRINK VAN DEN, F.W.B. & VAN DER VELDE, G. (1991): Macrozoobenthos of floodplain waters of the Rivers Rhine and Meuse in the Netherlands: A structural and functional analysis in relation to hydrology. - Regulated Rivers: Research & Management 6: 265-277.
- BRINK VAN DEN, F.W.B.; VAN DER VELDE, G. & BIJ DE VAATE, A. (1993): Ecological aspects, explosive range extension and impact of mass invader, *Corophium curvispinum* SARS, 1895 (Crustacea: Amphipoda), in the Lower rhine (the Netherlands). - Oecologia 93: 224-232.
- BROCH (1928): Hydrozoen. - In: DAHL, F. (Hrg.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile 4: 97-160.
- BRÖNMARK, C. (1992): Leech predation on juvenile freshwater snails: effects of size, species and substrate. - Oecologia 91: 526-529.
- BROENMARK, C. & MALMQVIST, B. (1986): Interactions between the leech *Glossiphonia complanata* and its gastropod prey. - Oecologia 69: 268-276, Berlin.
- BUCK, H. (1986): Vergleichende Gewässergütemessung mit Hilfe der Kopplungsanalyse unter Verwendung statistischer Parameter. - Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 40: 117-134.
- BULNHEIM, H.-P. (1980): Zum Vorkommen von *Gammarus tigrinus* im Nord-Ostsee-Kanal. - Arch. Fisch. Wiss. 30: 67-73, Berlin.
- CARLTON, J. T. (1992): Dispersal mechanisms of the Zebra Mussel. - In: NALEPA, T.F. & SCHLOESSER, D.W. (Hrg.): Zebra Mussels: biology, impact and control: 677- 698, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo (Lewis Publishers).
- CELLOT, B.; BOURNOUD, M. & TACHET, H. (1984): The movements of the larvae of *Hydropsyche* (Trichoptera) in a large river. - Proc. 4 th Internat. Symp. on Trichoptera, 57-68.
- CELLOT, B.; DOLE-OLIVER, M.J.; BORNETTE, G. & PAUTOU, G. (1994): Temporal and spatial environmental variability in the Upper Rhône River and its floodplain. - Freshwater Biology 31(3): 311-326.
- DANECKER, E. (1986): Makrozoobenthos-Proben in der biologischen Gewässeranalyse. - Wasser und Abwasser 30: 325-405.
- DIN 4022 Teil 1 (1987): Benennen und Beschreiben von Boden und Fels.
- DORSCHNER, J.; DREYER, U.; GUGEL, J.; GUHR, H.; KINZELBACH, R.; MEISTER, A. & SEEL, P. (1993): Der Gewässerzustand der Elbe 1991- Ergebnisse einer Bereisung mit dem hessischen Meß- und Laborschiff "Argus" zwischen Veletov und Geesthacht. - In: Hessische Landesanstalt für Umwelt (Hrg.). - Umweltplanung, Arbeits- und Um-

- weltschutz 153.
- DOMMERMUTH, M. (1987): *Potamopyrgus jenkinsi* (E.A. SMITH 1889) und *Physella acuta* (DRAPARNAUD 1805) neu in Bächen des Raumes Bonn (Mollusca: Gastropoda). - Decheniana 140: 191-192, Bonn.
- DREYER, U. (1995): Untersuchungen zum Makrozoobenthon in der Mittelelbe. - DGL (Hrg.): Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1994 in Hamburg: 607-611.
- DUDGEON, D. (1992): Patterns and processes in stream ecology. - Die Binnengewässer 24: 1-147, Stuttgart (Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung).
- DUSSART, G.B.J. (1979): *Sphaerium corneum* (L.) and *Pisidium* ssp. PFEIFFER- the ecology of freshwater bivalve molluscs in relation to water chemistry. - J. moll. Stud. 45: 19-34.
- EDINGTON, J.M. (1964): The taxonomy of British Polycentropodid Larvae (Trichoptera). - Proceedings of the Zoological Society of London 143: 281-300.
- EDINGTON, J.M. & ALDERSON, R. (1973): The taxonomy of British psychomyiid larvae (Trichoptera). - Freshwat. Biol. 3: 463-478, Oxford.
- EDINGTON, J.M. & HILDREW, A.G. (1981): A key to the caseless Caddis Larvae of the British Isles with notes on their ecology. - Freshw. Biol. Ass., Scient. Publ. 43, 92 S..
- EHRMANN, P. (1956): Mollusca. - In: BROHMER, P.; EHRMANN, P. & ULMER, G. (Hrg.): Die Tierwelt Mitteleuropas, Bd. 2, 264 S., Leipzig (Quelle und Meyer).
- ELLIOTT, J.M. (1968): The life history of Trichoptera in Dartmoor stream. - J. Anim. Ecol. 37: 615-625.
- ELLIOTT, J.M. (1977): A key to the larvae and adults of British Freshwater Megaloptera and Neuroptera. - Freshw. Biol. Ass., Scient. Publ. 35, 52 S..
- ELLIOTT, J.M.; HUMPECH, U.H. & MACAN, T.T. (1988): Larvae of the British Ephemeroptera: A key with ecological notes. - Freshw. Biol. Ass., Scient. Publ. 49, 145 S..
- ELLIOTT, J.M. & MANN, K.H. (1979): A key to the British freshwater Leeches. - Freshw. Biol. Ass., Scient. Publ. 40, 72 S..
- FLÖSSNER, D. (1976): Biomasse und Produktion des Makrobenthos der mittleren Saale. - Limnologica 10(1): 123-153, Berlin.
- FLÖSSNER, D. (1987): Populationsdynamik und Produktion von *Asellus aquaticus* und *Proasellus coxalis* in der mittleren Saale. - Limnologica 18(2): 279-295, Berlin.
- FRANCIS, J.C.; POIRRIER, M.A. & LABICHE, R.A. (1982): Effects of calcium and salinity on the growth rate of *Ephydatia fluviatilis* (Porifera: Spongillidae). - Hydrobiologia 89: 225-229, Den Haag.
- FOECKLER, F. (1980): Charakterisierung und Bewertung von Augewässern des Donauraumes Straubing durch Wassermolluskengesellschaften. - Beiheft 7 zu den Berichten der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, 154 S..
- FRALEIGH, P.C.; KLERKS, P.L.; GUBANICH, G.; MATISOFF, G. & STEVENSON, R.C. (1992): Abundance and settling of Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) veligers in Western and Central Lake Erie. - In: NALEPA, T.F. & SCHLOESSER, D.W. (Hrg.): Zebra Mussels: biology, impact and control: 129-142, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo (Lewis Publishers).
- FRANKE, U. (1979): Bestimmungsschlüssel mitteleuropäischer Libellen-Larven (Insecta: Odonata). - Stuttgarter Beitr. Naturk. (Ser. A) 333, 17 S., Stuttgart.
- FRANZ, H.W. (1992): Der Rhein und seine Besiedlung im Wandel: Schwabstoffzehrende Organismen (Hydrozoa, Kamptozoa und Bryozoa) als Indikatoren für den ökologischen Zustand eines Gewässers. - Pollichia-Buch 25: 167 S., Bad Dürkheim.
- FREUDE, H.; HARDE, K.W. & LOHSE, G.A. (1965): Die Käfer Mitteleuropas Bd. 1: Einführung in die Käferkunde. - Krefeld (Goecke & Evers Verl.).
- FREUDE, H.; HARDE, K.W. & LOHSE, G.A. (1971): Die Käfer Mitteleuropas Bd. 3: Adepaga 2. - Krefeld (Goecke & Evers Verl.).
- FRIEDRICH, G.; POHLMANN, M. & SCHILLER, W. (1991): Biologische Untersuchungen des Rheins in NRW im Rahmen des Aktionsprogramms Rhein ("Lachs 2000"). - DGL (Hrg.): Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung

- 1991 in Mondsee: 363- 369.
- FRÖMMING, E. (1956): Biologie der mitteleuropäischen Süßwasserschnecken. - 313 S., Berlin (Duncker & Humbold).
- FROHBERG, K. (1988): Die Zusammensetzung des Makrozoobenthos der Elbe im Raum Pirna-Zehren in Beziehung zu Abwassereinleitungen. - TU Dresden, Sektion Wasserwesen, Bereich Hydrobiologie, Diplomarbeit.
- FÜLLER, H. (1992a): Coelenterata. - In: STRESEMANN, E. (Hrg.): Exkursionsfauna von Deutschland, Bd. 1 Wirbellose. - 8. Aufl., Berlin (Volk und Wissen).
- FÜLLER, H. (1992b): Annelida. - In: STRESEMANN, E. (Hrg.): Exkursionsfauna von Deutschland, Bd. 1 Wirbellose. - 8. Aufl., Berlin (Volk und Wissen).
- GARTON, D.W. & HAAG, W.R. (1992): Seasonal reproductive cycles and settlement patterns of *Dreissena polymorpha* in Western Erie Lake. - In: NALEPA, T.F. & SCHLOESSER, D.W. (Hrg.): Zebra Mussels: biology, impact and control: 111-128. Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo (Lewis Publishers).
- GAUMERT, T. (1990): Gestaltung von Buhnenfeldern nach gewässerökologischen Gesichtspunkten. - In: PETZOLD, S.; PRANGE, A. & WILKEN, R.-D. (Hrg.): 3. Magdeburger Gewässerschutzseminar- Zur Belastung der Elbe. - GKSS 90/E/43: 185-196.
- GEBLER, J. (1991): Sohlrampen und Fischaufstiege. - 145 S., Walzbachtal (Eigenverlag).
- GERKEN, B. (1988): Auen- verborgene Lebensadern der Natur. - Freiburg (Rombach GmbH + Co Verlagshaus KG).
- GEWÄSSERGÜTEBERICHT SACHSEN-ANHALT 1993. - Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrg.), Halle.
- GLAZIK, G. (1994a): Die Sohlenerosion der Elbe/ Teil 1. - WWt 7: 32-35.
- GLAZIK, G. (1994b): Die Sohlenerosion der Elbe/ Teil 2. - WWt 8: 36-43.
- GLÖER, P. & MEIER-BROOK, C. (1994): Süßwassermollusken. - DJN-Führer, 11. Aufl., 136 S., Hamburg.
- GÖLLNER-SCHIEDING, U. (1989): Heteroptera. - In: STRESEMANN, E. (Hrg.): Exkursionsfauna für die Gebiete der DDR und der BRD, Bd. 2/1 Wirbellose, Teil 1 Insekten. - 8. Aufl., Berlin (Volk und Wissen).
- GORE, J.A. (1982): Benthic invertebrate colonization: source distance effects on community composition. - Hydrobiologia 94: 183-193.
- GOSELCK, F. (1969): Physiologisch-ökologische Untersuchungen an *Cordylophora caspia* im Unterlauf der Warnow. - Limnologica 7(1): 37-45, Berlin.
- GRACA, M.A.S.; MALTBY, L. & CALOW, P. (1993): Importance of fungi in the diet of *Gammarus pulex* and *Asellus aquaticus* 1: Feeding strategies. - Oecologia 93(1): 139-144.
- GREENE, K.L. (1974): Experiments and observations on the feeding behavior of freshwater leech *Erpobdella octoculata* (L.) (Erpobdellidae). - Arch. Hydrobiol. 74: 87-99.
- GUHR, H.; RUDOLF, G.; SPOTT, D. & KORMANN, B. (1985): Bericht über die Elbebereisung 1984. - unveröff. Teilbericht F/E-Thema: Weitere Aufklärung der Selbstreinigungsvorgänge in der Elbe, Inst. f. Wasserwirtschaft, Außenstelle Magdeburg.
- GUHR, H.; BÜTTNER, O.; DREYER, U.; KREBS, D.; SPOTT, D.; SUHR, U. & WEBER, E. (1993): Zusammenstellung, Auswertung und Bewertung des vorhandenen Datenmaterials über die stoffliche Belastung der Gewässergüte der Mittel-Elbe nach einheitlichen gemeinsamen Kriterien (Vorstudie, Bd. 1 u. 2). - GKSS 93/E/18.
- GUGEL, J. (1992): Das sessile Makrozoobenthos der Elbe nach einer Erhebung im Sommer 1991. - TH Darmstadt, Fachbereich Biologie, Institut für Zoologie, Diplomarbeit.
- HAASE, T. (1988): Zur Determination der "heimischen Flußkrebse" anhand ihrer Rostrummerkmale. - Veröff. Naturhist. Mus. Schleusingen 3: 64-66.
- HAASE, T.; HEIDECHE, D. & KLAPPERSTÜCK, J. (1989): Zur Ökologie und Verbreitung des Edelkrebsses *Astacus astacus* in der DDR. - Hercynia N.F. 26(1): 36-57, Leipzig.
- HARRISON, F.W. (1974): Sponges (Porifera: Spongillidae). - In: HART, J., FULLER, C.W. & FULLER, S.L.H. (Hrg.): Pollution ecology of freshwater invertebrates, 29-66, New York, London.
- HARTMEYER, R. (1909): Bryozoen, Moostierchen. - In: BRAUER, A. (Hrg.): Die Süßwasserfauna Deutschlands 19: 47-58, Jena (Gustav Fischer).
- HARTOG DEN, C.; VAN DEN BRINK, F.W.B. & VAN DER VELDE, G. (1992): Why was the invasion of the River Rhine

- by *Corophium curvispinum* and *Corbicula* species so successful. - Journal of Natural History 26: 1121-1129.
- HARTWICH, G. (1992): Plathelminthes. - In: STRESEMANN, E. (Hrg.): Exkursionsfauna von Deutschland, Bd. 1 Wirbellose. - 8. Aufl., Berlin (Volk und Wissen).
- HATTO, J. (1968): Observations on the biology of *Glossiphonia heteroclita* (L.). - Hydrobiologia 31: 363-384.
- HAUNSCHILD, A.; SCHLICHT, R.; SCHMEGG, J. & SCHMIDT, A. (1994): Kornzusammensetzung der Elbsohle von der tschechisch-deutschen Grenze bis zur Staustufe Geesthacht. - BfG-0834, Berlin.
- HENTSCHEL, E. (1917): Ergebnisse der biologischen Untersuchungen über die Verunreinigung der Elbe bei Hamburg. - Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum in Hamburg, 34. Jg.: 37-189.
- HERBST, V. (1982): Amphipoden in salzbelasteten niedersächsischen Oberflächengewässern. - Gewässer und Abwasser 68/69: 35-40.
- HERBST, V. (1995): mündliche Mitteilung.
- HERHAUS, K.F. (1977): Die ersten Nachweise der Wasserassel *Proasellus meridianus* (RACOVICA 1919) (Crustacea, Isopoda, Asellidae) im Einzugsgebiet der Ems. - Natur und Heimat 37(3), Münster.
- HERHAUS, K.F. (1978): Der erste Nachweis von *Corophium curvispinum* SARS 1895 (Crustacea, Amphipoda, Corophiidae) im Dortmund-Ems-Kanal. - Natur und Heimat 38: 99-102.
- HERRMANN, J. (1984): Prey choice and its impact on the reproductive output in *Dendrocoelum lacteum* (Turbellaria). - Arch. Hydrobiol. 100(3): 355-370, Stuttgart.
- HILDREW, A.G. & GILLER, P.S. (1992): Patchiness, species interactions and disturbance in the stream benthos. - In: GILLER, P.S.; HILDREW, A.G. & RAFFAELLI, D.G. (Hrg.): Aquatic Ecology: scale, pattern and process: 21-62, Oxford (Blackwell Scientific Publications).
- HOFMANN, J. (1979): Die Flußkrebse. - 2. Aufl. - bearb. u. erw. von STREMPPEL, K.-M., 110 S., Hamburg, Berlin (Parey).
- HOLDICH, D.M. & TOLBA, M.R. (1981): The effect of temperature and water quality on the in vitro development and survival of *Asellus aquaticus*. - Hydrobiologia 78: 227-236.
- HOLSTEIN, T. (1995): Cnidaria: Hydrozoa. - BRAUER, A. (Begr.); SCHWOERBEL, J. (Hrg.): Süßwasserfauna von Mitteleuropa Bd. 1, 2/3: 1-110, Stuttgart, Jena, New York (Gustav Fischer).
- HYNES, H.B.N.; MACAN, T.T. & WILLIAMS, W.D. (1960): A key to the British species of Crustacea: Malacostraca. - Freshw. Biol. Ass., Scient. Publ. 19, 36 S..
- ILLIES, J. (1961): Versuch einer biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. - Int. Revue ges. Hydrobiol 46(2): 205-213.
- IKSE (1994): Ökologische Studie zum Schutz und zur Gestaltung der Gewässerstrukturen und der Uferrandregionen der Elbe, Magdeburg.
- JÄHRLING, K.-H. (1992): Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die Struktur der Elbauen- prognostisch mögliche ökologische Verbesserungen. - In: WILKEN, R.-D.; BEYER, M. & GUHR, H. (Hrg.): 4. Magdeburger Gewässerschutzseminar- Die Situation der Elbe. - GKSS 92/E/49: 211-235.
- JÄHRLING, K.-H. (1993): Struktur der Elbaue in Sachsen- Anhalt. - Information STAU Magdeburg.
- JANSSSEN, H.H.; MÖLLER, H.; v. LANDWÜST, C. & HEEGER, T. (1992): Pollution effect monitoring at the histological level using *Dreissena polymorpha*. - Limnologie aktuell 4, NEUMANN, D. & JENNER, H.A. (Hrg.): The Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*, 155-170, Stuttgart, Jena, New York (Gustav Fischer).
- JOHANSSON, L. (1929): Hirudinea (Egel). - In: DAHL, F. (Hrg.): Die Tierwelt Deutschlands 15: 133-155, Jena (Gustav Fischer).
- JOWETT, I.G.; RICHARDSON, J.; BIGGS, B.J.F.; HICKEY, C.W. & QUINN, J.M. (1991): Microhabitat preferences of benthic invertebrates and the development of generalised *Deleatidium* spp. habitat suitability curves, applied to four New Zealand rivers. - New Zealand J. Mar. Freshwat. Res. 25: 187-199.
- JUNGBLUTH, H.; KILIAS, R.; KLAUSNITZER, B. & v. KNORRE, D. (1992): Mollusca. - In: STRESEMANN, E. (Hrg.): Exkursionsfauna von Deutschland, Bd. 1 Wirbellose. - 8. Aufl., Berlin (Volk und Wissen).
- KAISER, P. (1965): Über den Netzbau und Strömungssinn bei den Larven der Gattung *Hydropsyche* PICT. (Ins., Trichoptera). - Int. Rev. ges. Hydrobiol. Hydrogr. 50: 169-224.

- KALBE, L. (1966): Zur Ökologie und Saprobiebewertung der Hirudineen im Havelgebiet. - Int. Rev. ges. Hydrobiol. 51: 243-277.
- KAMINSKI, M. (1991): Substrate discrimination by larvae as the main factor influencing the distribution of *Plumatella fungosa* PALL. colonies in lake littoral. - Pol. Archiv Hydrobiol. 38(3-4): 415-425.
- KARBE, L. & JANSKY, B. (1992): Elbe/Moldau Expedition 8.-20. Oktober 1990, Fahrtbericht. - Berichte Zentr. Meeres- u. Klimaforschung Hamburg 24: 45-69.
- KAUFMANN, H. & PAPE, H. (1984): Clusteranalyse. - In: FAHRMEIR, L. & HAMERLE, A. (Hrg.): Multivariate statistische Verfahren. - Berlin, New York (Walter de Gruyter).
- KEMPE, S. (1992): Die Elbe- Der geologische Blick. - Die Elbe- Ein Lebenslauf, 25-33, Berlin (Deutsches Historisches Museum und Nicolaische Verlagsbuchhandlung).
- KHALAF, G. & TACHET, H. (1980): Colonisation of artificial substrata by macroinvertebrates in a stream and variations according to stone size. - Freshwater Biology 10: 475-482.
- KILIAN, E.F. (1964): Zur Biologie der einheimischen Spongilliden- Ergebnisse und Probleme. - Zool. Beitr. 10: 85-159.
- KILIAN, E.F. (1967): Ortsveränderungen von Süßwasserschwämmen unter Einfluß von Licht. - Verh. Dtsch. Zool. Ges., Suppl. Bd. 31: 395-401.
- KINKOPF, G. (1991): Benthozönosen im Rhein und seinen Nebengewässern: Die Beziehungen und Austauschprozesse zwischen den Lebensgemeinschaften und die Refugialfunktion der Altrheine. - TH Darmstadt, Fachbereich Biologie, Institut für Zoologie, Dissertation.
- KINZELBACH, R. (1978): Veränderung der Fauna des Oberrheins. - Beih. Veröff. Naturschutz Landespflege Bad.-Würt. 11: 291-301, Karlsruhe.
- KINZELBACH, R. (1983): Zur Dynamik der Zoobenthon-Biozönosen des Rheins. - Verh. der Gesell. für Ökologie (Mainz 1981), Bd. 10: 263-271.
- KINZELBACH, R. (1984): Neue Nachweise der Flachen Mützenschnecke *Ferrissia wautieri* (MIROLI 1960) im Rhein-Einzugsgebiet und im Vorderen Orient. - Hess. Faun. Briefe 4(2): 20-24, Darmstadt.
- KINZELBACH, R. (1987): Die Tierwelt im Rhein nach dem November 1986. - Natur und Landschaft 62(12): 521-526.
- KINZELBACH, R. (1990): Besiedlungsgeschichtlich bedingte Fauneninhomogenitäten am Beispiel des Rheins. - Limnologie aktuell 1, KINZELBACH, R. & FRIEDRICH, G. (Hrg.): Biologie des Rheins, 42-58, Stuttgart, New York (Gustav Fischer).
- KINZELBACH, R. (1992): The main features of the physiology and dispersal of the Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*. - Limnologie aktuell 4, NEUMANN, D. & JENNER, H.A. (Hrg.): The Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*, 5-18, Stuttgart, New York (Gustav Fischer).
- KINZELBACH, R. (1995): Neozoans in European waters. - Exemplifying the worldwide process of invasion and species mixing. - Experientia 51: 526-538, Basel (Birkhäuser Verlag).
- KISKER (1926): III. Die Fischerei an der mittleren Elbe. - Z. f. Fischerei und deren Hilfswissenschaften 26: 9-15.
- KLAPPER, H. (1961): Biologisches Gütebild der Elbe zwischen Schmilka und Boizenburg. - Int. Rev. ges. Hydrobiol. 46(1): 51-64.
- KLAPPER, H.; RUDOLF, G.; HEITMANN, H.; SCHALLER, G. & LINDEMANN, S. (1970): Untersuchungen zur Rolle der ungelösten Stoffe in der Elbe. - Abschlußbericht zur NVE-Nr. XIII/69 (unveröff.), Magdeburg, 43 S..
- KLAUSNITZER, B. (1989): Coleoptera. - In: STRESEMANN, E. (Hrg.): Exkursionsfauna für die Gebiete der DDR und der BRD, Bd. 2/1 Wirbellose, Teil 1 Insekten. - 8. Aufl., Berlin (Volk und Wissen).
- KNORRE v., D. (1979): Die Verbreitung von *Proasellus coxalis* (DOLLFUS, 1892) (Crustacea, Isopoda, Asellidae) in Thüringen- Ein Beitrag zur Problematik der Expansion einer Tierart. - Zool. Anzeiger 202(3/4): 185-198.
- KÖHN, J. & GOSSELCK, F. (1989): Bestimmungsschlüssel der Malakostraken der Ostsee. - Mitt. Zool. Mus. Berl. 65(1): 3-114.
- KOLKWITZ, R. & EHRlich, F. (1907): Chemisch-biologische Untersuchungen der Elbe und Saale. - Mitteilungen aus der königlichen Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung zu Berlin Heft 9: 1-110.
- KONAR, M. (1990): Synopsis über driftende Makroinvertebraten europäischer Fließgewässer. - Wasser und Abwasser



- 34: 31-53.
- KOOP, J.; PÖRTNER, H.O. & GRIESHABER, M.K. (1990): Verbreitungsbestimmende Aspekte der Ionenregulation von *Gammarus tigrinus* (SEXTON) in salzbelasteten Fließgewässern (Werra, Weser, Rhein). - DGL (Hrg.): Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1990 in Essen: 387-392.
- KOTHÉ P. (1961): Hydrobiologie der Oberelbe. - Arch. Hydrobiol. /Suppl. 26(3/4): 221-343.
- KREBS, F. (1992): Über die Notwendigkeit ökotoxikologischer Untersuchungen von Sedimenten. - DGM 36(5/6): 165-169.
- KUIPER, J.P.J. (1963): Hauptzüge der Verbreitung des Genus *Pisidium* in Europa. - Arch. Moll. 92(5/6): 247-252, Frankfurt.
- KUTSCHERA, U. (1980): Bestandregulation bei Egel. - Mikrokosmos 69: 80-82.
- KUTSCHERA, U. (1983): Dichteregulation durch intraspezifische Kokonzerstörung und Untersuchungen zur Fortpflanzungsbiologie beim Egel *Erpobdella octoculata* (Hirudinea: Erpobdellidae). - Zool. Jb. Syst. 110: 17-29.
- LACOURT, A.W. (1968): A monograph of the Freshwater Bryozoa- Phylactolaemata. - Zoologische Verhandlungen 93, 159 S., Leiden.
- LAMPERT, W. & SOMMER, U. (1993): Limnoökologie. - 440 S., Stuttgart, New York (Thieme).
- LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE SACHSEN (1993): Gewässergütebericht Elbe 1992, Dresden.
- LOZEK, V. (1964): Quartärmollusken der Tschechoslowakei. - Herausgegeben von der Geologischen Zentralanstalt im Verlag der Tschechoslowakischen Akademie der Wissenschaften, Prag.
- LUDWIG, H.W. (1993): Tiere in Bach, Fluß, Tümpel. See: Merkmale, Biologie, Lebensraum, Gefährdung. - BVL-Bestimmungsbuch, 255 S., München, Wien, Zürich (BVL-Verlagsgesellschaft).
- MACAN, T.T. (1976): A key to the British Water Bugs (Hemiptera. Heteroptera). - Freshw. Biol. Ass., Scient. Publ. 16, 78 S..
- MACAN, T.T. & DE SILVA, P.K. (1979): On the occurrence of *Dendrocoelum lacteum* (MÜLLER) and *Asellus aquaticus* (L.) as predator and prey in the stony substratum of Windermere. - Arch. Hydrobiol. 86: 95-111, Stuttgart.
- MACKIE, G.L. (1992): Biology of the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) and observations of mussel colonization on Unionid Bivalves in Lake St. Clair of the Great Lakes. - In: NALEPA, T.F. & SCHLOESSER, D.W. (Hrg.): Zebra Mussels: biology, impact and control: 153-166, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo (Lewis Publishers).
- MÄDLER, K. (1992): Untersuchungen zum Makrozoobenthon und Fischbestand im sächsischen Bereich der Elbe (Epiptamal). - Berichte Zentr. Meeres- u. Klimaforschung Hamburg 24: 5-10.
- MÄDLER, K. (1994): Manifestation der Bestandsänderungen des Makrozoobenthon im sächsischen Teilabschnitt der Elbe im Herbst 1993. - Berichte Zentr. Meeres- u. Klimaforschung Hamburg Reihe E 7: 3-10.
- MALLEY, D.F. & REYNOLDS, J.B. (1979): Sampling strategies and life history of non-insectan freshwater invertebrates. - J. Fish. Res. Board Can. 36: 311-318.
- MALTBY, L. (1991): Pollution as a probe of life-history adaption in *Asellus aquaticus* (Isopoda). - Oikos 61: 11-18, Copenhagen.
- MALZACHER, P. (1984): Die europäischen Arten der Gattung *Caenis* STEPHENS (Insecta: Ephemeroptera). - Stuttgarter Beitr. Naturk. (Ser. A) 373, 48 S., Stuttgart.
- MALZACHER, P. (1986): Diagnostik, Verbreitung und Biologie der europäischen *Caenis*-Arten (Ephemeroptera: Caenidae). - Stuttgarter Beitr. Naturk. (Ser. A) 387, 41 S., Stuttgart.
- MANN, K.H. (1954): The ecology of the British freshwater leeches. - J. Anim. Ecol. 24: 98-119.
- MARSHALL, J.E. (1978): Trichoptera-Hydroptilidae. - Handbooks for the Identifikation of British Insects 1(14a).
- MARTIN, A.J.; SEABY, R.M.H. & YOUNG, J.O. (1994): Does body size difference in leeches *Glossiphonia complanata* (L.) and *Helobdella stagnalis* (L.) contribute to co-existence. - Hydrobiologia 273: 67-75.
- MASON, W.T.; WEBER, C.I.; LEWIS, P.L. & JULIAN, E.C. (1973): Factors affecting the performance of basket and multiple macroinvertebrate samplers. - Freshwater Biology 3: 409-436.
- MEIJERING, M.P.D. & PIEPER, H.G. (1982): Die Indikatorbedeutung der Gattung *Gammarus* in Fließgewässern. - Decheniana 26: 111-113.

- MILNE, I.S. & CALOW, P. (1990): Costs and benefits of brooding in Glossiphoniid leeches with special reference to hypoxia as a selection pressure. - *J. Anim. Ecol.* 59(1): 41-56.
- MILNER, A.M. (1994): System recovery. - In: CALOW, P. & PETTS, G.E. (Hrg.): *The Rivers Handbook 2*: 76-97, Oxford (Blackwell Scientific Publications).
- MINSHALL, G.W. & PETERSEN, R.C. (1985): Towards a theory of macroinvertebrate structure in stream ecosystem. - *Arch. Hydrobiol.* 10(4/1): 49-76, Stuttgart.
- MOMOT, W. (1988): *Orconectes* in North America and elsewhere. - In: HOLDRICH, D.M. & LOWERY, R.S. (Hrg.): *Freshwater Crayfish: biology, management and exploitation*, 498 S., Portland (Timber Press).
- MÜLLER, G. & FURRER, R. (1994): Schwermetalle in den Sedimenten der Elbe und ihrer Zuflüsse. - In: GUHR, H. et al. (Hrg.): *6. Magdeburger Gewässerschutzseminar- Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie*: 69-77, Stuttgart, Leipzig (Teubner).
- MÜLLER, H.J. (Hrg.) (1984): *Ökologie*. - 1. Aufl., 395 S., Jena (Gustav Fischer).
- MÜLLER-LIEBENAU, I. (1969): Revision der europäischen Arten der Gattung *Baetis* LEACH, 1815 (Insecta: Ephemeroptera). - *Gewässer und Abwässer* 48/49, 215 S., Göttingen.
- MUNDY, S.P. (1980): A key to the British and European Freshwater Bryozoans. - *Freshw. Biol. Ass., Scient. Publ.* 41, 32 S..
- MURPHY, P.M. & LEARNER, M.A. (1982a): The life history and production of *Asellus aquaticus* (Crustacea: Isopoda) in the River Ely, South Wales. - *Freshwater Biology* 12: 435-444.
- MURPHY, P.M. & LEARNER, M.A. (1982b): The life history and production of the leech *Helobdella stagnalis* (Hirudinea: Glossiphoniidae) in the River Ely, South Wales. - *Freshwat. Biol.* 12: 321-329.
- MURPHY, P.M. & LEARNER, M.A. (1982c): The life history and production of the leech *Erpobdella octoculata* (Hirudinea: Erpobdellidae) in the River Ely, South Wales. - *J. Anim. Ecol.* 51: 57-67.
- NAGEL, P. (1989): *Bildbestimmungsschlüssel der Saprobien: Makrozoobenthon*. - 183 S., Stuttgart, New York (Gustav Fischer).
- NEGUS, C.L. (1966): A quantitative study of growth and production of unionid mussels in the river Thames at reading. - *J. Anim. Ecol.* 35: 513-532.
- NESEMANN, H. (1988): Der Strudelwurm *Dugesia tigrina* (GIRARD) (Turbellaria, Tricladida) im oberen Donaugebiet. - *Wasser und Abwasser* 32: 171-176.
- NESEMANN, H. (1993): Bestimmungsschlüssel für mitteleuropäische Egel der Familie Erpobdellidae BLANCHARD 1894 (Hirudinea). - *Lauterbornia* 13: 37-60, Dinkelscherben.
- NESEMANN, H. (1994): Wärme- und Kaltzeitliche Relikte der Süßwassertierwelt des oberen Donaugebietes. - *Limnologie aktuell* 2, KINZELBACH, R. (Hrg.): *Biologie der Doanu*, 147-171, Stuttgart, Jena, New York (Gustav Fischer).
- NEUMANN, D. (1990): Makrozoobenthos- Arten als Bioindikatoren im Rhein und seinen angrenzenden Baggerseen. - *Limnologie aktuell* 1, KINZELBACH, R. & FRIEDRICH, G. (Hrg.): *Biologie des Rheins*, 87-105, Stuttgart, New York (Gustav Fischer).
- NOACK, U. & GORSLER, M. (1984): Schwermetalle in Ufersedimenten der Aller. - In: NEUMANN, H. (Hrg.): *Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Wasseruntersuchungsamt in Hildesheim* 10: 1-39.
- NUSCH, E.A. & FRIEDRICH, G. et al. (1991): Eutrophierung gestauter und freifließender Gewässer. - In: HAMM, A. (Hrg.): *Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern*, 830 S., Sankt Augustin (Academia Verlag).
- OBDRLIK, P. (1994a): Regeneration der Rheinbiozönose durch Auengewässer. - *Verh. Sandoz-Rheinfonds. Forschung und Naturschutz*, Sandoz AG, Basel: 101-105.
- OBDRLIK, P. (1994b): unveröff. Datenmaterial.
- OBDRLIK, P. & FUCHS, U. (1991): Surface water connection and the macrozoobenthos of two types of floodplains on the upper Rhine. - *Regul. Rivers: Research & Management* 6(4): 279-288.
- OBDRLIK, P. & GARCIA-LOZANO, L.-C. (1992): Spatio-temporal distribution of macrozoobenthos abundance in the upper Rhine alluvial floodplain. - *Arch. Hydrobiol.* 124(2): 205-224, Stuttgart.
- PANNING, A. (1952): Die Chinesische Wollhandkrabbe. - *Die Neue Brehm-Bücherei* 10, Leipzig (Akademieverl.).



- PETERS, B. (1989): Die Libellenarten (Odonata) der Fließgewässer in Bayern und ihre Eignung als Indikatorarten für die Saprobität. - *Lauterbornia* 2: 3-12. Dinkelscherben.
- PETERS, N. & PANNING, A. (1933): Die Chinesische Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis* MILNE EDWARDS) in Deutschland. - 180 S., Leipzig (Akademieverl.).
- PETERSEN, R.C.; PETERSEN, L.B.-M. & WALLACE, J.B. (1984): Influence of velocity and food availability on catchnet dimensions of *Neureclipsis bimaculata* (Trichoptera: Polycentropodidae). - *Holarctic Ecology* 7: 380-389, Copenhagen.
- PETERSEN, R.C. & SANGFORS, O. (1991): An extreme example of the role of fluvial hydraulics and the structure of large river ecosystems: the Rio Bio Bio, Chile. - *Verh. d. Int. Verein. f. Theoret. u. Angew. Limnol.* 24: 2086-2090.
- PETRAN, M. (1977): Ökologische Untersuchungen an Fließgewässern. Über die Beziehungen zwischen Makrozoobenthos und Geschiebetrieb. - 158 S., Diss., Bonn.
- PHILLIPS, N.R. & LAMBERT, D.M. (1989): Genetics of *Potamopyrgus antipodarum* (Gastropoda: Prosobranchia): Evidence for reproductive modes. - *New Zealand Journal of Zoology* 16(3): 435-445.
- PIEPER, H.-G. (1978): Ökophysiologische und produktionsbiologische Untersuchungen an Jugendstadien von *Gammarus fossarum* KOCH 1835. - *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 54: 257-327.
- PITSCH, T. (1993): Zur Larvaltaxonomie, Faunistik und Ökologie mitteleuropäischer Fließgewässer-Köcherfliegen (Insecta: Trichoptera). - In: Fachbereich 14- Landschaftsentwicklung- TU Berlin (Hrg.): Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Sonderheft 8.
- PLATVOET, D. & PINKSTER, S. (1985): The present position of the alien Amphipods *Gammarus tigrinus* and *Crangonyx pseudogracilis* in the Netherlands (Crustacea, Amphipoda). - *Bulletin des Zoologischen Museums der Universität Amsterdam* 10(16): 125-128.
- PÖCKL, M. (1992): Bestimmungsschlüssel für österreichische Flußkrebse (Klasse Crustacea, Unterklasse Malacostraca, Ordnung Decapoda, Abteilung Astacura). - *Lauterbornia* 10: 1-8, Dinkelscherben.
- PONDER, W.F. (1988): *Potamopyrgus antipodarum*- A molluscan coloniser of Europe and Australia. - *J. Moll. Stud.*: 54: 271-285.
- RABENI, C.F. & GIBBS, K.E. (1978): Comparisation of two methods used by divers for sampling benthic invertebrates in deep rivers. - *J. Fish. Res. Board Can.* 35: 332-336.
- RADER, R.B. (1984): Factors affecting the distribution of a freshwater sponge. - *Freshwat. Invertebr. Biol.* 5: 86-97.
- REGIUS, K. (1930): Die Weichtiere in der näheren Umgebung von Magdeburg. - *Abh. u. Ber. d. Mus. f. Natur- u. Heimatkunde Magdeburg* 6(2): 63-81.
- REGIUS, K. (1936): Die Weichtiere in der näheren Umgebung von Magdeburg. - *Abh. u. Ber. d. Mus. f. Natur- u. Heimatkunde Magdeburg*, 1. Nachtrag zu Bd. 6(2): 223-232.
- REGIUS, K. (1969): Malakologische Miscellen (Mollusca)- Die Elbe von Schönebeck bis Hohenwarthe aus malakologischer Sicht. - *Abh. Ber. Naturkd. Vorges. Magdeburg* 11(5): 151-159.
- REIBISCH, T. (1869): Die Mollusken, welche bis jetzt im Königreich Sachsen aufgefunden wurden, nebst Angaben ihres Vorkommens und ihrer Fundorte. - *Allg. deutsche naturhistor. Zeitung Hamburg*, Bd. 1: 409-432.
- REINCKE, H. (1992): Biological Effect Monitoring in the River Elbe Using the Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*. - *Limnologie aktuell* 4, NEUMANN, D. & JENNER, H.A. (Hrg.): *The Zebra Mussel Dreissena polymorpha*, 185-196, Stuttgart New York (Gustav Fischer).
- REINHARDT, O. (1874): Die Binnenmollusken Magdeburgs. - *Abh. und Berichte aus dem Museum für Natur- u. Heimatkunde und dem wiss. Verein in Magdeburg*, Heft 6: 19-34.
- REISCHÜTZ, P.L. (1983): Die Gattung *Ferrissia* (Pulmonata-Basommatophora) in Österreich. - *Ann. Naturhistor. Mus. Wien* 84/B: 251-254. Wien.
- REY, P.; SCHRÖDER, P. & TOMKA, I. (1991): Limnologische Austauschprozesse zwischen dem Rhein und seinen Zuflüssen. - *Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F.* 15(2): 453-463, Freiburg.
- REYNOLDS, T.B. (1978): A key to British species of Freshwater Triclad. - *Freshw. Biol. Ass., Scient. Publ.* 23, 32 S..
- RICCIARDI, A. & LEWIS, D.A. (1991): Occurrence and ecology of *Lophopodella carteri* (HYATT) and other freshwater

- Bryozoa in the lower Ottawa River near Montreal, Quebec. - *Can. J. Zool.* 69(5): 1401-1404.
- RICHARDOT-COULET, M.; CASTELLA, E. & CASTELLA, C. (1987): Classification and succession of former channels of the french upper Rhône alluvial plain using mollusca. - *Regulated Rivers: Research & Management* 1: 111-127.
- RICHELLE, E.; MOUREAU, Z. & VAN DE VYVER, G. (1994): Bacterial feeding by freshwater bryozoan *Plumatella fungosa* (PALLAS, 1768). - *Hydrobiologia* 291: 193-199.
- RIEDEL-LORJÉ, J.L. & GAUMERT, T. (1982): 100 Jahre Elbe-Forschung. Hydrobiologische Situation und Fischbestand 1842-1943 unter dem Einfluß von Stromverbau und Sieleinleitungen. - *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 61: 317-376.
- RIESSEN, H.P.; FERRO, T.A. & KAMMAN, R.A. (1992): Distribution of Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) veligers in Eastern Lake Erie during the first year of colonization. - In: NALEPA, T.F. & SCHLOSSER, D.W. (Hrg.): *Zebra Mussels: biology, impact and control*: 143-152. Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo (Lewis Publishers).
- ROOS, P.J. (1979): Two-stage life cycle of a *Cordylophora* population in the Netherlands. - *Hydrobiologia* 62(3): 231-239.
- ROSSITER, A. (1989): Substratum selection and its role in the distribution of a net-spinning caddis larva. - *Physiol. Ecol. Japan* 26(1-2): 39-53, Kyoto.
- ROTH, G. (1987): Zur Verbreitung und Biologie von *Potamopyrgus jenkinsi* (E.A. SMITH, 1889) im Rhein-Einzugsgebiet (Prosobranchia: Hydrobiidae). - *Arch. Hydrobiol., Suppl.* 79 (1): 49-68, Stuttgart.
- ROTTER, K. (1994): Die Auswirkungen von künstlichen Wasserbausteinen (Kupferschlacke) auf die Makrozoobenthonbesiedlung der Elbe. - 64 S., Fachhochschule Magdeburg, Fachbereich Wasserwirtschaft, Diplomarbeit.
- RUDOLF, G. & WEBER, E. (1976): Zum saprobiologischen Zustand der mittleren Elbe. - *Acta hydrochim. hydrobiol.* 4(6): 557-564.
- RÜSCHE, E. (1965): Moostiere (Bryozoa) und Schwämme (Spongiaria) im Altrhein bei Xanthen. - *Gewässer und Abwasser* 39/40: 7-29, Düsseldorf.
- RUOFF, K. (1968): Experimentelle Untersuchungen über den in der Weser eingebürgerten amerikanischen Bachflohkrebs *Gammarus tigrinus* SEXTON. - *Arch. Fischwiss.* 19: 134-158.
- SCHAEFER, H. (1953): Untersuchungen zur Ökologie von *Bithynia tentaculata*. - *Arch. Moll.* 82 (1/3): 67-70, Frankfurt.
- SCHAEFER, M. & TISCHLER, W. (1983): Wörterbücher der Biologie, Ökologie. - 2. Aufl., Jena (Gustav Fischer).
- SCELLENBERG, A. (1942): Krebstiere oder Crustacea- IV: Flohkrebse oder Amphipoda. - In: DAHL, F. (Hrg.): *Die Tierwelt Deutschlands* 40, 252 S., Jena (Gustav Fischer).
- SCHILLER, W. (1990): Die Entwicklung der Makrozoobenthonbesiedlung des Rheines in Nordrhein-Westfalen im Zeitraum 1969-1987. - *Limnologie aktuell* 1, KINZELBACH, R. & FRIEDRICH, G. (Hrg.): *Biologie des Rheins*, 259-276, Stuttgart, New York (Gustav Fischer).
- SCHLEUTER, A. & TITTIZER, T. (1988): Die Makroinvertebratenbesiedlung des Mains in Abhängigkeit von der Gewässertiefe und der Korngröße des Substrats. - *Arch. Hydrobiol.* 113(1): 133-151, Stuttgart.
- SCHMEDTJE, U. & KOHMANN, F. (1992): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier- DIN- Arten (Makroorganismen). - *Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft* 2/88. - 274 S., 2. Aufl., Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrg.), München.
- SCHMIDT, U. (1983): Das Makrozoobenthon des Rheins- Bestandsaufnahme 1978. - *Verh. der Gesell. f. Ökologie* (Mainz 1981), Bd. 10: 273-278.
- SCHMITZ, W. (1960): Die Einbürgerung von *Gammarus tigrinus* SEXTON auf dem europäischen Kontinent. - *Arch. Hydrobiol.* 57(1/2): 223-225, Stuttgart.
- SCHMITZ, W.; BESCH, W. & KNEISSL, I. (1967): Die Salzgehaltstoleranz von *Gammarus pulex pulex* (L.), *Gammarus tigrinus* SEXTON und *Asellus aquaticus* (L.) von der relativen Konzentration der Kationen Na, Mg, K und Ca. - *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 52(4): 589-616.
- SCHÖLL, F. (1990): Zur Bestandsaufnahme von *Corophium curvispinum* SARS im Rheingebiet. - *Lauterbornia* 5: 67-70, Dinkelscherben.
- SCHÖLL, F.; TITTIZER, T. & BEHRING, E. (1993): Faunistische Bestandsaufnahme an der Elbsohle zur ökologischen Zustandsbeschreibung der Elbe und Konzeption von Sanierungsmaßnahmen. - *Zwischenbericht, BfG* 0793.

- SCHÖLL, F.; TITZNER, T.; BEHRING, E. & WANITSCHKE, M. (1995): Faunistische Bestandsaufnahme an der Elbsohle zur ökologischen Zustandsbeschreibung der Elbe und Konzeption von Sanierungsmaßnahmen. - BfG 0880.
- SCHÖNBORN, W. (1985): Die ökologische Rolle von *Erpobdella octoculata* (Hirudinea: Erpobdellidae) in einem abwasserbelasteten Fluß (Saale). - Zool. Jb. Syst. 112: 477-494.
- SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie. - 503 S., Jena, Stuttgart (Gustav Fischer).
- SCHOENEMUND, E. (1930): Eintagsfliegen oder Ephemeroptera. - In: DAHL, F. (Hrg.): Die Tierwelt Deutschlands 19, 106 S., Jena (Gustav Fischer).
- SCHRÖDER, K. (1938): Die Süßwasserschwammfauna Sachsens und Anhalts. - Arch. Hydrobiol. 33: 124-136, Stuttgart.
- SCHRÖDER, P. & REY, P. (1991): Fließgewässernetz Rhein und Einzugsgebiet- Milieu, Verbreitung und Austauschprozesse der Wirbellosenfauna zwischen Bodensee und Taubergießen. - IfaH- Scientific Publications 1, 1. Aufl., Konstanz.
- SCHUBERT, R. (Hrg.) (1984): Lehrbuch der Ökologie. - 1. Aufl., 595 S., Jena (Gustav Fischer).
- SCHUHMACHER, H. (1970): Untersuchungen zur Taxonomie, Biologie und Ökologie einiger Köcherfliegenarten der Gattung *Hydropsyche* PICT: (Insecta, Trichoptera). - Int. Revue ges. Hydrobiol. 55(4): 511-557.
- SCHWOERBEL, J. (1964): Die Bedeutung des Hyporheals für die benthische Lebensgemeinschaft der Fließgewässer. - Verh. int. Ver. Limnol. 15: 215-226, Stuttgart.
- SCHWOERBEL, J. (1967): Das hyporheische Interstitial als Grenzbiotop zwischen oberirdischem und subterranem Ökosystem und seine Bedeutung für die Primär-Evolution von Kleinsthöhlenbewohnern. - Arch. Hydrobiol. Suppl. 33(1): 1-62, Stuttgart.
- SEAGLE, H.H.; HUTTON, J.C. & LUBINSKI, K.S. (1982): A comparison of benthic invertebrate community composition in the Mississippi and Illinois Rivers. Pool 26. - Journal of Freshwater Ecology 1(6): 637-650.
- SEDLAK, E. (1985): Bestimmungsschlüssel für mitteleuropäische Köcherfliegenlarven (Insecta, Trichoptera). - Wasser und Abwasser 29, 146 S., Wien.
- SEIBT, D. (1981): Driftuntersuchungen- eine Methode zur Bestandsaufnahme im Rhein? - Verh. Ges. Ökol. (Mainz 1981), Bd. 10: 299-305.
- SEILERT, H. (1992): Quantifizierung der hartsubstratbewohnenden Fischnährtiere in der Elbe. - 107 S., Institut für Meereskunde Kiel, Diplomarbeit.
- SHELDON, A.L. (1984): Colonization dynamics of aquatic insects. - In: RESH, V.H. & ROSENBERG, D.M. (Hrg.): The ecology of aquatic insects, 401-429, Prag, New York.
- SLADECEK, V. (1980): Indicator value of freshwater Bryozoa. - Acta hydrochim. hydrobiol. 8(3): 269-272.
- SLADECEK, V. & KOSEL, V.L. (1984): Indikator value of Freshwater Leeches (Hirudinea) with a key to the determination of the European Species. - Acta hydrochim. et hydrobiol. 12(5): 451-461.
- SMIRNOVA, N.F.; BIOCHINO, G.I. & VINOGRADOV, G.A. (1992): Some aspects of the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) in the former European USSR with morphological comparison to Lake Erie. - In: NALEPA, T.F. & SCHLOESSER, D.W. (Hrg.): Zebra Mussels: biology, impact and control: 217-226, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo (Lewis Publishers).
- SPOTT, D. (1971): Zur Wasserbeschaffenheit der Elbe zwischen Aken und Magdeburg (LSG "Mittlere Elbe"). - Naturschutz und naturkdl. Heimatforsch. in den Bezirken Halle und Magedburg 8(1/2): 14-33.
- SPOTT, D. (1992): Beitrag zur Studie über den Schutz und die Gestaltung der Gewässerstrukturen entlang der Elbe. - Naturwiss. Beiträge Museum Dessau, Heft 7: 45-65.
- SPOTT, D. (1993): Zum Einfluß wasserbaulicher Maßnahmen auf den Naturhaushalt der Elbe und ihrer Aue. - GKSS 93/E/96.
- SPRUNG, M. (1987): Ecological requirements of developing *Dreissena polymorpha* eggs. - Arch. Hydrobiol. Suppl. 79(1): 69-86, Stuttgart.
- SPRUNG, M. (1989): Field and laboratory observations of *Dreissena polymorpha* larvae: abundance, growth, mortality and food demands. - Arch. Hydrobiol. 115(4): 537-561, Stuttgart.
- SPRUNG, M. (1992): The other life: an account of present knowledge of the larval phase of *Dreissena polymorpha*. - In: NALEPA, T.F. & SCHLOESSER, D.W. (Hrg.): Zebra Mussels: biology, impact and control: 39-54, Boca Raton,

Ann Arbor, London, Tokyo (Lewis Publishers).

- STADLER, H. (1951): Die Wollhandkrabbe. - Nachrichten des Naturwiss. Museums der Stadt Aschaffenburg Bd. 30: 51-58.
- STATZNER, B. (1981): The relation between "hydraulic stress" and microdistribution of benthic invertebrates in a lowland running water system the Schierenseebrooks (North Germany). - Arch. Hydrobiol. 91(2): 192-218, Stuttgart.
- STATZNER, B. & BORCHARDT, D. (1992): Longitudinal patterns and processes along streams: modelling ecological responses to physical gradients. - In: GILLER, P.S.; HILDREW, A.G. & RAFFAELLI, D.G. (Hrg.): Aquatic Ecology: scale, pattern and process: 113-140, Oxford (Blackwell Scientific Publications).
- STATZNER, B. & HIGLER, B. (1985): Questions and comments on the River Continuum Konzept. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 1038-1044.
- STAU MAGDEBURG (1991): Jahresbericht 1990.
- STAU MAGDEBURG (1992): Jahresbericht 1991.
- STAU MAGDEBURG (1993): Jahresbericht 1992.
- STAU MAGDEBURG (1994): Jahresbericht 1993.
- STAU MAGDEBURG (1995): Jahresbericht 1994.
- STRAYER, D.L.; HUNTER, D.C.; SMITH, L.C. & BORG, C.K. (1994): Distribution, abundance, and roles of freshwater clams (Bivalvia, Unionidae) in the freshwater tidal Hudson River. - Freshwater Biology 31: 239-248.
- STREIT, B. (1986): Energiefluß und ökologische Plastizität in Populationen von Fließwassertieren: Untersuchungen mit *Ancylus fluviatilis* (Gastropoda: Basommatophora). - Verh. Dtsch. Zool. Ges. 79: 117-135.
- STREIT, B. (1992): Zur Ökologie der Tierwelt im Rhein. - Verhandlungen der Naturforschenden Gesellschaft Basel 102(2): 323-342, Basel (Birkhäuser).
- STUEDEMANN, D.; LANDOLT, P.; SATORI, M.; HEFTI, D. & TOMKA, I. (1992): Ephemeroptera. - Insecta Helvetica Fauna 9, 175 S., Schweizerische Entomologische Gesellschaft (Hrg.).
- TEICHMANN, W. (1982): Lebensabläufe und Zeitpläne von Gammariden unter ökologischen Bedingungen. - Arch. Hydrobiol./Suppl. 64 (2): 240-306, Stuttgart.
- TESCH, F.W. & FRIES, G. (1963): Die Auswirkungen des eingebürgerten Flußkrebsses *Gammarus tigrinus* auf den Fischbestand und die Fischerei in der Weser. - Der Fischwirt 13: 319-326.
- THIEL, M.E. (1926): Vorläufige Mitteilung über das Wachstum und die Fortpflanzung von *Sphaerium corneum* L. im Hamburger Hafen. - Mitteilungen aus dem Zool. Staatsinstitut und Zool. Mus. in Hamburg, Bd. 42: 40-47.
- THIEL, M.E. (1928): Versuch, die Lebensweise der Arten der Gattung *Sphaerium* in der Elbe bei Hamburg zu erklären. - Arch. f. Hydrobiol./Suppl. 4: 1-69, Stuttgart.
- THIEL, M.E. (1930): Untersuchungen über den Einfluß der Abwässer von Hamburg-Altona auf die Verbreitung der Arten der Gattung *Sphaerium* in der Elbe bei Hamburg. - Int. Rev. d. ges. Hydrobiol. u. Hydrographie 24: 467-484.
- THIENEMANN, A. (1950): Verbreitungsgeschichte der Süßwassertiere Europas. - Die Binnengewässer 18: 1-808, Stuttgart (Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung).
- THOMAS, E. (1966): Ein neuer Fund von *Asellus (Proasellus) coxalis* DOLLFUSS 1892 in Deutschland. - Gewässer und Abwässer 43: 90-91.
- THORP, J.H.; WALLACE, J.B. & GEORGIAN, T.J. (1986): Untangling the web of caddisfly evolution and distribution. - Oikos 47(2): 253-256.
- TITTIZER, T.; LEUCHS, H. & BANNING, M. (1994): Das Makrozoobenthos der Donau im Abschnitt Kehlheim - Jochenstein. - Limnologie aktuell 2, KINZELBACH, R. (Hrg.): Biologie der Doanu, 173-188, Stuttgart, Jena, New York (Gustav Fischer).
- TITTIZER, T. & SCHLEUTER, A. (1986): Eine neue Technik quantitativer Makrozoobenthos-Proben aus Sedimenten größerer Flüsse und Ströme. - DGM 30(5/6).
- TITTIZER, T. & SCHLEUTER, A. (1989): Über die Auswirkung wasserbaulicher Maßnahmen auf die biologischen Verhältnisse in den Bundeswasserstraßen. - DGM 33(3/4): 91-97.
- TITTIZER, T.; SCHÖLL, F. & DOMMERMUTH, M. (1994): The development of the macrozoobenthos in the River Rhine

- in Germany during the 20th century. - *Wat. Sci. Tech.* 29(3): 21-28.
- TITTIZER, T.; SCHÖLL, F. & SCHLEUTER, M. (1990): Beitrag zur Struktur und Entwicklungsdynamik der Benthofauna des Rheins von Basel bis Düsseldorf in den Jahren 1986 und 1987. - *Limnologie aktuell* 1, KINZELBACH, R. & FRIEDRICH, G. (Hrg.): *Biologie des Rheins*, 293-323, Stuttgart, New York (Gustav Fischer).
- TOBIAS, W. & TOBIAS, D. (1981): Trichoptera Germanica. Bestimmungstabellen für die deutschen Köcherfliegenlarven I. Imagines. - *Cour. Forsch.- Inst. Senckenberg* 49: 1-672. - Senckenbergische Naturforschende Gesellschaft (Hrg.), Frankfurt/Main.
- TOMKINS, A.R. & SCOTT, R.R. (1986): Effects of treated sewage effluent on the macroinvertebrates of a fine sediment substrate stream. - *Mauri Ora* 13: 1-12, Christchurch.
- TOWNSEND, C.R. & HILDREW, A.G. (1976): Field experiments on the drifting, colonization and continuous redistribution of stream benthos. - *J. Anim. Ecol.* 45: 759-772.
- UHLMANN, D. (1988): *Hydrobiologie- Ein Grundriß für Ingenieure und Naturwissenschaftler*. - 3. Aufl., 298 S., Jena (Gustav Fischer).
- UNDERWOOD, J.A. (1994): Spatial and temporal problems with monitoring. - In: CALOW, P. & PETTS, G.E. (Hrg.): *The Rivers Handbook* 2: 101-123, Oxford (Blackwell Scientific Publications).
- URK VAN, G. & BIJ DE VAATE, A. (1990): Ecological studies in the Lower Rhine in the Netherlands. - *Limnologie aktuell* 1, KINZELBACH, R. & FRIEDRICH, G. (Hrg.): *Biologie des Rheins*, 131-145, Stuttgart New York (Gustav Fischer).
- VANNOTE, R.L. (1980): The river continuum concept. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.
- VEJDOWSKI, F. (1883): Die Süßwasserschwämme Böhmens. - *Abhandlungen der böhmischen Gesellschaft der Wissenschaften*, VI. Folge, 12. Band vom Jahr 1883-1884: 1-44, Prag (Verlag der kön. böhm. Gesellsch. der Wissenschaften).
- WACHS, B. (1968): Die Bodenfauna der Fließgewässer in Beziehung zu den bedeutendsten Substrattypen. - *Wasser- und Abwasserforschung* 4: 1-10.
- WALLACE, I.D.; WALLACE, B. & PHILIPSON, G.N. (1990): A key to the case-bearing Caddis Larvae of Britain and Ireland. - *Freshw. Biol. Ass., Scient. Publ.* 51, 237 S..
- WALZ, N. (1975): Die Besiedlung von künstlichen Substraten durch Larven von *Dreissena polymorpha*. - *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 47(4): 423-431, Stuttgart.
- WARD, J.V. (1992): *Aquatic insect ecology/ 1. Biology and Habitat*, 438 S., New York (John Wiley & Sons, Inc).
- WEISSENFELS, N. (1989): *Biologie und mikroskopische Anatomie der Süßwasserschwämme*, 110 S., Stuttgart, New York (Gustav Fischer).
- WELTNER, W. (1909): Spongillidae, Süßwasserschwämme. - In: BRAUER, A. (Hrg.): *Die Süßwasserfauna Deutschlands* 19: 177-189, Jena (Gustav Fischer).
- WESENBERG-LUND, C. (1939): *Biologie der Süßwassertiere/ wirbellose Tiere*. - Reprint 1982, 817 S., Wien (Springer).
- WESENBERG-LUND, C. (1943): *Biologie der Süßwasserinsekten*, Reprint 1989, 682 S., Königstein (Koeltz Scientific Books).
- WIBERG-LARSEN, P. (1979): Larvae of the caddisfly *Ceraclea dissimilis* (STEPHENS) (Trichoptera: Leptoceridae). - *Entomologica Scandinavica* 10(2): 119-122, Kopenhagen.
- WIBERG-LARSEN, P. (1980): Bestimmungsschlüssel für dänische Hydropsychidae. - *Entomologiske Meddelelser* 47(3): 125-140, Kopenhagen.
- WICHARD, W. (1988): Die Köcherfliegen: Trichoptera. - *Die Neue Brehm-Bücherei* 512: 1-79, A. Ziemsen Verlag, Lutherstadt Wittenberg.
- WIEBACH, F. (1958): Bryozoa. - In: BROHMER, P.; EHRMANN, P. & ULMER, G. (Hrg.): *Die Tierwelt Mitteleuropas*, Bd. 1, 7. Lieferung, Leipzig (Quelle und Meyer).
- WILKEN, R.-D. & HINTELMANN, H. (1991): Mercury and Methylmercury in sediments and suspended particles from the River Elbe, North Germany. - *Water, Air and Soil Pollution* 56: 427-437.
- WILKENS, H.W. & KÖHLER, A. (1977): Die Fischfauna der unteren und mittleren Elbe: die genutzten Arten, 1950-1975. - *Abhandlungen und Verhandlungen des naturwiss. Vereins Hamburg*, N.F. 20: 185-222.

- WILLIAMS, W.D. (1962): The geographical distribution of the isopod *Asellus aquaticus* (L.) and *Asellus meridianus* RAC. - Proceedings of the Zoological Society of London 139: 75-96.
- WILZBACH, M.A.; CUMMINS, K.W. & KNOPP, R. (1988): Towards functional classification of stream invertebrate drift. - Verh. int. Verein. f. theoret. und angewandte Limnol. 23: 1244-1264, Stuttgart.
- WITTANN, B. (1990): Abwasserbelastung, Organismenbestand und toxische Wirkung in der oberen Elbe. - TU Dresden, Fakultät für Bau-, Wasser- und Forstwesen, 99 S., Dissertation.
- WOBICK, C. (1906-1908): Molluskenfauna auf dem Domfelsen in der Elbe zu Magdeburg. - Abh. u. Berichte aus dem Museum für Natur- u. Heimatkunde zu Magdeburg (Hrg. MERTENS, A.), Bd. 1: 185-187.
- WOLF, L. & SCHUBERT, G. (1992): Die spätertertiären bis elstereiszeitlichen Terrassen der Elbe und ihrer Nebenflüsse und die Gliederung der Elster-Kaltzeit in Sachsen. - Geoprofil, Mitt. Geol. Landesunters. Freiberg 774(4): 1-43.
- WOOD, T.S. (1989): Ectoproct Bryozoans of the Ohio. - Bulletin of the Ohio Biological Survey 8(2), 70 S., Columbus, Ohio.
- WRIGH, J.F. (1987): Colonization of rivers and canals in Great Britain by *Dugesia tigrina* (GIRAD) (Plathelminthes: Tricladida). - Freshwater Biology 17(1): 69-78.
- YOUNG, J.O. (1988): Intra- and interspecific predation on the cocoons of *Erpobdella octoculata* (L.) (Annelida: Hirudinea). - Hydrobiologia 169: 85-89, Dordrecht.
- YOUNG, J.O. & PROCTER, R.M. (1986): Are the lake-dwelling leeches, *Glossiphonia complanata* (L.) and *Helobdella stagnalis* (L.), opportunistic predators on molluscs and do they partition this food resource? - Freshwat. Biol. 16(4): 561-566.
- YOUNG, J.O. & SPELLING, S.M. (1989): Food utilization and niche overlap in three species of lake-dwelling leeches (Hirudinea). - J. Zool. Lond. 219: 231-243.
- ZEISSLER, H. (1971): Die Muschel *Pisidium*- Eine Bestimmungstabelle für die mitteleuropäischen Sphaeriaceae. - Limnologica 8(2): 453-503, Berlin.
- ZÖFEL, P. (1992): Statistik in der Praxis. - 3. Aufl., 422 S., Jena (Gustav Fischer).

## **11. Anhang**

## Taxonomische Einordnung der Organismen

### Porifera

*Spongilla lacustris* LINNAEUS 1758  
*Ephydatia fluviatilis* LINNAEUS 1758  
*Eunapius fragilis* LEIDY 1851

### Hydrozoa

*Hydra* sp. LINNAEUS 1758  
*Cordylophora caspia* PALLAS 1771

### Turbellaria

*Dugesia lugubris* SCHMIDT  
*Dugesia tigrina* GIRARD  
*Dendrocoelum lacteum* MÜLLER

### Mollusca

#### Gastropoda

*Theodoxus fluviatilis* LINNAEUS 1758  
*Viviparus viviparus* LINNAEUS 1758  
*Valvata cristata* MÜLLER 1774  
*Valvata piscinalis* MÜLLER 1774  
*Valvata pulchella* STUDER 1820  
*Potamopyrgus antipodarum* GRAY 1840  
*Bithynia leachi* SHEPPARD 1823  
*Bithynia tentaculata* LINNAEUS 1758  
*Physella acuta* DRAPARNAUD 1805  
*Physa fontinalis* LINNAEUS 1758  
*Lymnea stagnalis* LINNAEUS 1758  
*Radix auricularia* LINNAEUS 1758  
*Radix ovata* DRAPARNAUD 1801  
*Anisus vortex* LINNAEUS 1758  
*Gyraulus albus* MÜLLER 1774  
*Gyraulus crista* LINNAEUS 1758  
*Gyraulus riparius* WESTERLUND 1865  
*Stagnicola corvus* GMELIN 1791  
*Planorbis carinatus* MÜLLER 1774  
*Planorbis planorbis* LINNAEUS 1758  
*Ancylus fluviatilis* MÜLLER 1774  
*Ferrissia wautieri* MIROLLI 1960  
*Acroloxus lacustris* LINNAEUS 1758

#### Lamellibranchiata

*Anodonta anatina* LINNAEUS 1758  
*Anodonta cygnea* LINNAEUS 1758  
*Unio pictorum* LINNAEUS 1758  
*Unio tumidus* PHILIPSSON 1788  
*Pisidium casertanum* POLI 1791  
*Pisidium subtruncatum* MALM 1855  
*Pisidium* sp. PFEIFFER 1821  
*Sphaerium corneum* LINNAEUS 1758  
*Musculium lacustre* MÜLLER 1774  
*Dreissena polymorpha* PALLAS 1771

### Oligochaeta



## Hirudinea

*Glossiphonia complanata* LINNAEUS 1758  
*Glossiphonia heteroclita* LINNAEUS 1758  
*Helobdella stagnalis* LINNAEUS 1758  
*Piscicola geometra* LINNAEUS 1761  
*Hemiclepsis marginata* MÜLLER 1774  
*Erpobdella nigricollis* BRANDES 1990  
*Erpobdella octoculata* LINNAEUS 1758  
*Erpobdella testacea* SAVINGNY 1822

## Crustacea

*Orconectes limosus* RAFINESQUE 1817  
*Eriocheir sinensis* MILNE-EDWARDS 1853.  
*Asellus aquaticus* LINNAEUS 1758  
*Proasellus coxalis* DOLLFUS 1892  
*Corophium curvispinum* SARS 1895  
*Gammarus ischnus* STEBBING 1906  
*Gammarus pulex* LINNAEUS 1758  
*Gammarus roeselii* GERVAIS 1835  
*Gammarus tigrinus* SEXTON 1939

## Insecta

### Ephemeroptera

*Baetis fuscatus* LINNAEUS 1761  
*Baetis vernus* CURTIS 1834  
*Baetis* sp. LEACH 1815  
*Centropetium luteolum* MÜLLER 1776  
*Cloeon dipterum* LINNAEUS 1761  
*Cloeon simile* EATON 1870  
*Procloeon bifidum* BENGTTSSON 1912  
*Heptagenia coeruleans* ROSTOCK 1877  
*Heptagenia flava* ROSTOCK 1877  
*Heptagenia sulphurea* MÜLLER 1776  
*Ephemerella ignita* PODA 1761  
*Caenis horaria* LINNAEUS 1758  
*Caenis luctuosa* BURMEISTER 1839  
*Caenis macrura* STEPHENS 1835  
*Ephemera* sp. LINNAEUS 1758

### Odonata

*Calopteryx splendens* HARRIS 1782  
*Platycnemis pennipes* PALLAS 1771  
*Erythromma najas* HANSEMANN 1823  
*Coenagrion* sp.  
*Ischnura elegans* VAN DER LINDEN 1820  
Odonata n.n.

### Heteroptera

*Nepa cinerea* LINNAEUS 1758

### Neuroptera

*Sisyra* sp. BURMEISTER 1839

### Coleoptera

*Haliplus* sp. LATREILLE  
*Noterus clavicornis* DEGEER  
*Noterus crassicornis* MÜLLER  
*Laccophilus minutus* LINNAEUS

*Hyphydrus ovatus* LINNAEUS  
*Hygrotus versicolor* SCHALL.  
*Platambus maculatus* LINNAEUS  
*Colymbetes fuscus* LINNAEUS  
*Hydaticus seminiger* DEGEER  
*Hydaticus* sp. LEACH  
*Hydrobius fuscipes* LINNAEUS  
*Laccobius* sp. ERICHSON  
*Enochrus* sp. THOMSON

#### Trichoptera

*Orthotrichia* sp. EATON 1873  
*Agraylea multipunctata* CURTIS 1824  
*Hydroptilia tineoides* DALMAN 1819  
*Hydroptilia* sp. DALMAN 1819  
*Hydropsyche angustipennis* CURTIS 1824  
*Hydropsyche contubernalis* MC LACHLAN 1865  
*Neureclipsis bimaculata* LINNAEUS 1758  
*Polycentropus flavomaculatus* PICTET 1834  
*Holocentropus dubius* RAMBUR 1842  
*Cyrnus flavidus* MC LACHLAN 1864  
*Cyrnus trimaculatus* CURTIS 1834  
*Ecnomus tenellus* RAMBUR 1842  
*Ceraclea dissimilis* STEPHENS 1836

#### Diptera

##### Chironomidae

#### Bryozoa

*Paludicella articulata* EHRENBERG 1831  
*Fredericella sultana* BLUMENBACH 1779  
*Plumatella emarginata* ALLMAN 1844  
*Plumatella fungosa* PALLAS 1768  
*Plumatella repens* LINNAEUS 1758

## Lebenslauf

Name: Ute Dreyer  
Geburtsdatum: 23. Juni 1966  
Geburtsort: Dresden

1973 - 1983 Polytechnische Oberschule Dresden  
1983 - 1985 Erweiterte Oberschule "Bertolt Brecht" Dresden  
1985 - 1987 Grundstudium "Biologie" an der Universität Rostock  
1987 - 1990 Fachstudium "Technische Hydrobiologie" an der TU Dresden  
1.9.1990 - 31.12.90 wissenschaftlicher Mitarbeiter im Forschungsbereich der Wasserwirtschaftsdirektion Magdeburg  
1.1.1991 - 31.12.1991 wissenschaftlicher Mitarbeiter im Staatlichen Amt für Umweltschutz Magdeburg (Forschungsbereich)  
1.1.1992 - 31.12.1994 Doktorand im Institut für Gewässerforschung Magdeburg im GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH  
seit 1.1.1995 wissenschaftlicher Mitarbeiter in der Sektion Gewässerforschung im Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

## Erklärung

Hiermit erkläre ich an Eides Statt, daß die vorliegende Dissertation selbständig und nur mit den angegebenen Hilfsmitteln angefertigt und daß ich bisher noch keinen Promotionsversuch unternommen habe.

Magdeburg, den 26.10.95

*Ute Dreyer*  
Ute Dreyer

Sektion Gewässerforschung  
UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH  
Am Biederitzer Busch 12  
D-39114 Magdeburg  
Telefon 0391/8507-450  
Telefax 0391/8507-500