

- Schädigungen. – Bericht zu Teil 1: Erarbeitung und Bereitstellung der Grundlagen und erforderlicher praxisnaher Methoden zur Typisierung und Lokalisation grundwasserabhängiger Oberflächengewässer und Landökosysteme, hrsg. vom Erftverband, Bergheim
- LUTZ, J. (1938): Gebotanische Beobachtungen an *Cladium mariscus* R. Br. in Süddeutschland. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 23, S. 135-142
- LWA NRW (1992): Biotopgestaltung an Talsperren, Hochwasserrückhaltebecken und Flußstauen. – LWA-Merkblätter Nr. 9: 54 S. Düsseldorf
- MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND FORSTEN BAD.-WÜRTT. (Hrsg.) (1987): Atlas Wasser- und Abfallwirtschaft. Stuttgart
- MÖHLINGHAUS, R., I. MAHN-MILLA & J. BRESCH (2005): Naturschutz und Wasserwirtschaft als Partner bei Siedlungsentwicklung und Flächenrecycling. – Naturschutz-Info 2/2005, S. 65-68, hrsg. von der LfU Karlsruhe
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM TÜBINGEN (Hrsg.) (1995): Leitbilder und Maßnahmen. – Integriertes Donau-Programm, Heft 5. Tübingen
- RIECKEN, U., P. FINCK, U. RATHS, E. SCHRÖDER & A. SSYMANK (2003): Standard-Biotoptypenliste für Deutschland. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 75: 65 S. Bonn-Bad Godesberg
- ROCK, S. (2004): Wie natürlich können künstliche Gewässer sein? – Das Beispiel Rensch-Flutkanal. – Ber. Naturforsch. Ges. Freiburg i. Br. 94, S. 37-58
- ROCK, S. (2005): Der Rensch-Flutkanal – Die Natur eines künstlichen Gewässers. – Schriften der Deutschen Wasserhistorischen Gesellschaft 7, S. 239-249
- SCHWINEKÖPER, K. (1997): Historische Landschaftsanalyse in der Landschaftsökologie – am Beispiel des Wurzacher Rieds, des Einzugsgebiets der Wolfegger Ach und des Heidenwuhrs. – Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beih. 2: 285 S.
- SEIFFERT, P., K. SCHWINEKÖPER & W. KONOLD (1994): Analyse und Entwicklung von Kulturlandschaften. Das Beispiel Westallgäuer Hügelland: 456 S. – Ecomed, Landsberg
- SUCCOW, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. – Gustav Fischer, Jena
- UM (Umweltministerium), IM (Innenministerium), WM (Wirtschaftsministerium) Bad.-Württ. (Hrsg.) (2005): Hochwassergefahrenkarten in Baden-Württemberg. Stuttgart
- VOLLRATH, H. (1968): Das Vegetationsmosaik einer fränkischen Flussaue als Ergebnis hydrologischer und sedimentologischer Prozesse. – In: Tüxen, R. (Hrsg.): Pflanzensoziologie und Landschaftsökologie, S. 252-266
- WELLER, F. (1990): Ökologische Standortseignungskarte für den Landbau in Baden-Württemberg. 1:250 000. Hrsg. vom Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Bad.-Württ. Stuttgart
- WIEGLEB, G. (1977): Die ökologische Bedeutung der Oberharzer Stauteiche und Vorschläge zu ihrer Unterhaltung. – N. Arch. f. Nds. 26(4), S. 392-409

Makrozoobenthosbesiedlung und Sedimentumlagerung in Bundeswasserstraßen

Macrozoobenthos and sediment management in Federal waterways

von Susanne I. Schmidt, Arne Haybach, Bernd König, Franz X. Schöll, Jochen H.E. Koop

Zur Vermeidung der Tiefenerosion von Flüssen und zur Aufrechterhaltung sicherer Transportbedingungen für den Schiffsverkehr sind in Bundeswasserstraßen Maßnahmen zum Geschiebemanagement (Entnahme, Zugabe und Umlagerung von Sediment) erforderlich. Hier stellt sich die Frage, ob das Geschiebemanagement einen Einfluss auf die faunistische Besiedlung der Gewässersohle hat. Zur Beantwortung dieser Frage wird die Makrozoobenthos-Besiedlung in den Bereichen der Elbe und des Mains, in denen regelmäßig mit mittlerer Intensität gebaggert bzw. verklappt wird, mit der Besiedlung weitestgehend unbeeinflusster Stromstrecken verglichen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Intensität des Geschiebemanagements – bei derzeitiger Praxis – keinen Einfluss auf die Besiedlungsstruktur des Makrozoobenthos hat.

To avoid depth erosion in rivers and to maintain the safety and ease of navigation, sediment-management measures have to be taken in Federal waterways (dredging, artificial supply and translocation of sediment). Here, we pose the question whether sediment management has any influence on the fauna of the riverbed. To answer this question, the macrozoobenthos was compared between stretches with and without management, both in the rivers Elbe and Main. In these two rivers, sediment management is performed regularly with average intensity. The results show that the intensity of sediment management – with the current practices – does not have any influence on the distribution structure of macrozoobenthos.

1 Einleitung

Zur Sicherung des Schiffsverkehrs und zur Erhaltung des gegenwärtigen Gewässerzustandes sind an mehreren Bundeswasserstraßen Maßnahmen zum Geschiebemanagement (Baggern und Verklappen von Sediment) erforderlich (FAULHABER 2000). Beispielsweise tieft sich die Elbe bei Torgau jährlich um 1–2 cm ein (VOLLMER & SCHRIEVER 2005), da der natürliche Geschiebetransport Material aus dieser Strecke austrägt, ohne, dass es aus dem stauregulierten Oberlauf zu einem kompensierenden Materialeintrag kommt. Die größten Eintiefungen wurden im Bereich km 120 bis 230 beobachtet (KÜHNE 1996). Umgekehrt lagert sich in der sogenannten Reststrecke, Elbe-km 503 bis 520, Sand ab, bedingt durch eine Verringerung der Fließgeschwindigkeit. Diese ist das Resultat des Ausbauzustandes: die Buhnen in diesem Bereich wurden in den Vierziger Jahren nicht mehr, wie alle übrigen Buhnen entlang der Elbe, erhöht und verlängert, so dass der Fließ-

querschnitt zwischen den Buhnenköpfen hier breiter und damit die Fließgeschwindigkeit geringer ist.

Die ökologischen Auswirkungen dieser sog. Geschiebemanagement- und Verklappungsmaßnahmen auf die den Gewässergrund bewohnenden Kleinlebewesen (Makrozoobenthos) wurden bisher nicht im großskaligen Flussbereichs-Maßstab (10 bis 200 km) untersucht. Die Zeit, die die Besiedlung benötigt, um auf ein Ausgangsniveau zurück zu kommen, betrug in anderen Untersuchungen zwischen drei Monaten (der tidebeeinflusste Dawho River in North Carolina; VAN DOLAH et al. 1984) und mehr als einem Jahr (FLINT 1979). In der vorliegenden Arbeit wird geprüft, ob sich auf der Skala von Jahren Veränderungen in der Besiedlung in Geschiebemanagement-beeinflussten Flussabschnitten zeigen.

Vorliegende Auswertung stellt eine grundlegende Charakterisierung des Makrozoobenthos in zwei Elbabschnitten (Erosionsstrecke; Elbe-km 230 bis 280, Reststrecke, km 508 bis

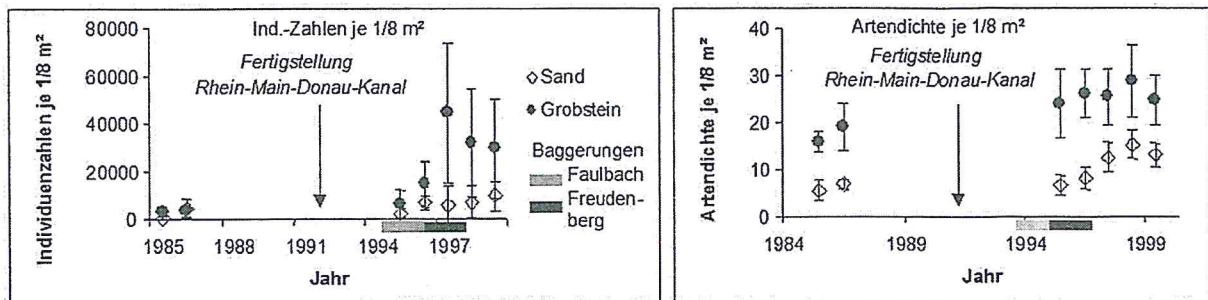


Abbildung 8

Individuenzahlen pro Probe (links) und Artendichten pro Probe (rechts) mit Standardabweichungen, getrennt nach den durch die Cluster-Analyse ermittelten Serien.

Numbers of individuals per sample (left) and species density per sample (right) with standard deviations, for the two series resulting from the cluster analysis.

damit zu einer vorübergehenden Anreicherung des Taxa-Inventars, kam.

In Abbildung 8 sind die mittleren Individuen- und mittleren Artenzahlen pro Probefläche (0,125 m²) im Zeitverlauf jeweils für die „Ufer“- und die „Mittellage“-Serien mit den jeweiligen Standardabweichungen aufgetragen. Die Individuenzahlen stiegen vor allem in den Ufer-Proben deutlich nach den Baggermaßnahmen an. Die Artendichten waren nach Abschluss der Baggerungen (ab 1997) höher als vorher in den achtziger Jahren. Die kontinuierliche Zunahme der Artenzahlen in den Serien an der Stromsohle lässt sich durchaus als Wiederbesiedlungseffekt interpretieren. Die im unmittelbaren Eingriffsbereich kurzfristig gestörte Fauna regeneriert sich infolge der organismischen Drift sehr schnell.

Zusammenfassung und Ausblick

Auf der Grundlage der vorliegenden Analyse des Makrozoobenthos in Bereichen mit und ohne Geschiebemanagement bzw. bei Maßnahmen zur Vertiefung der Stromsohle wurden bei zeitlich und räumlich großskaliger Betrachtung keine Unterschiede sichtbar. Dieser Befund steht in Übereinstimmung mit z.B. McCABE JR. et al. (1998). Dass die Besiedlung ganz wesentlich vom vorhandenen Substrat abhängt, wurde bereits von PETRAN & KOTHÉ (1975) beschrieben. Die im unmittelbaren Eingriffsbereich eng begrenzt lokal kurzfristig gestörte Fauna regenerierte sich infolge der organismischen Drift und aktive Wanderung sehr schnell und Störungen wurden engmaschig ausgeglichen. Zwar wurde gefunden, dass die Effekte der Verklappung größer sind als die der Baggerung (VAN DOLAH et al. 1984), andererseits ist für einige marine Arten bekannt, dass sie durch das Überlagern mit Sediment kaum gestört werden (HINCHEY et al. 2006).

Die Maßnahmen zur Unterhaltung von Bundeswasserstraßen haben daher – bei derzeitiger Praxis – keinen nachweisbaren längerfristigen Einfluss auf die Faunenzusammensetzung. Auf Grund des zu beobachtenden Klimawandels ist in den kommenden Jahren allerdings eine Häufung extremer HW und NW-Ereignisse und ein Anstieg der durchschnittlichen Wassertemperaturen zu erwarten. Diese Veränderungen werden sich drastisch auf die Besiedlung der Bundeswasserstraßen auswirken. (KOOP et al. 2007). Welcher Zusammenhang zwischen der Unterhaltung von Bundeswasserstraßen und den Wechselwirkungen zwischen Klima bedingten hydrologischen und morphologischen Veränderung und der Besiedlung von Bundeswasserstraßen besteht, ist bisher noch weitgehend unklar.

Summary and conclusions

The analysis of the macrozoobenthos in river stretches with and without intensive sediment management or dredging to deepen the river bed was performed here on large temporal and spatial scales. It was found that differences between the impacts of different management practices cannot be identified. This result is in concordance with those of McCABE JR. et al. (1998) for instance. PETRAN & KOTHÉ (1975) described already 30 years ago the strong dependence of macrozoobenthos on the available substrate composition. The fauna is disturbed in the immediate surrounding of the impact area, but regenerates by organismic drift and active migration. This regeneration happens on small spatial and temporal scales and thus compensates the disturbance. While effects of sediment dumping were found to be larger than those of dredging (VAN DOLAH et al. 1984), some marine organisms seemed to be hardly disturbed by burial under sediment (HINCHEY et al. 2006). Due to the Global Change, there will be an increase in extreme low- and high-water level situations together with a higher mean water temperature. Presumably, these changes will also affect the colonization of German rivers and canals dramatically. The correlation between the management of rivers and waterways, climate-induced hydrological and morphological changes, and the colonization and ecology of rivers and waterways is yet widely unknown.

Anschriften der Verfasser:

Dr. S.I. Schmidt
GSF – IGOE
Ingolstädter Landstr. 1
85764 Neuherberg
Dr. A. Haybach
HBio Mainz
Tannenweg 3
52129 Mainz
B. König
Dr. F.X. Schöll
Dr. J.H.E. Koop
Bundesanstalt für Gewässerkunde
Referat Tierökologie
Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz
Schoell@bafg.de

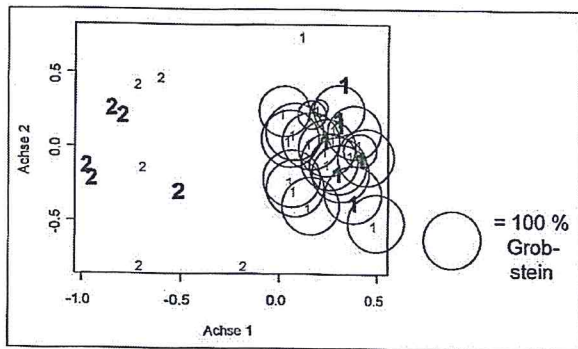


Abbildung 6

MDS der Probestellen (Elbe, Erosionsstrecke) mit verschiedenen Kennzeichnungen. Große Zahlen: Probestellen in Bereichen, in denen intensiv bewirtschaftet wurde (Elbe-km 100 bis 160; 180 bis 280); kleine Zahlen: Probestellen in Bereichen, die weitgehend von Geschiebezugabe unbeeinflusst waren (Elbe-km 160 bis 180); 1, 2: Serien der Cluster-Analyse. Kreise: Anteil Grobstein in den Sedimenten. Größter Kreis entspricht 100 % Grobstein.

MDS of the sampling sites (Elbe, erosion stretch) with different markings. Large numerals: sampling sites in areas of intensive sediment management (Elbe-km 100 to 160; 180 to 280); small numerals: sampling sites in areas largely uninfluenced by sediment management (Elbe-km 160 to 180); 1, 2: series of the cluster analysis. Circles: portion of large grains (> 2 cm) in the whole substrate. The largest circles correspond to 100 % large grains.

nicht den gleichen Sedimentmanagement-Intensitäten unterworfen. Gleichzeitig sind die Probestellen in Abbildung 6 mit Zahlen gekennzeichnet, und zwar mit 1 und 2 je nach den Serien der Cluster-Analyse (s. oben). Links in der Abbildung liegen nur Probestellen, die in der Cluster-Analyse in der zweiten Gruppe zusammengefasst worden waren und rechts nur Probestellen, die in der Cluster-Analyse in der ersten Serie zusammengefasst wurden. Die MDS bestätigt demnach die Ergebnisse der Cluster-Analyse. Zusätzlich ist hier mit dem Kreisumfang der Anteil Grobstein gekennzeichnet – die meisten Probestellen im rechten Teil der Abbildung enthielten annähernd 100 % Grobgestein. Auch dies deckt sich mit den in Abbildung 5 gezeigten Ergebnissen.

Für die Untersuchung der Reststrecke wurden Daten aus dem Bereich Elbe-km 325 bis 580 betrachtet. Die Cluster-Analyse

trennte bei einer Einheitlichkeit von 58,1% drei Serien ab (Tabelle). Auch hier entsprach die Trennung der Serien nach einheitlichen Besiedlungen nicht der Intensität der Baggerungen, sondern der Verteilung der Substrate (Abb. 7). Unabhängig von Baggern/Sedimentverbringung war die Korngröße die bestimmende Determinante der Besiedlungsstruktur. In der MDS (Abb. 7) gruppierten sich Proben, die in der Cluster-Analyse der Serie 1 zugeordnet werden, am oberen Rand der Abbildung, Proben der Serie 2 lagen links in der Abbildung und die der Serie 3 rechts (Abb. 7). Es gab keinen systematischen Unterschied zwischen der intensiv gebaggerten Strecke Elbe-km 508 bis 521 (kleine Beschriftung) und den übrigen Probestellen (große Beschriftung). Die MDS-Darstellung in Abb. 7b) zeigt den hohen Anteil der Grobsteinfraktion am Sediment der Proben, die hauptsächlich in Serie 2 zusammengefasst wurden. Substrat hatte demnach in den Elbe-Proben sowohl aus der Erosionsstrecke als auch aus der Reststrecke einen höheren Einfluss auf die Besiedlung, als die jeweiligen Unterhaltungsmaßnahmen. Die Serie 1 enthielt bis auf zwei Ausnahmen ausschließlich Proben aus der Mittellage. Die Anzahl der Proben, die in Ufer- und Mittellage genommen worden waren, war in beiden Serien etwa gleich hoch.

Main

Zum Vergleich mit den Elbestrecken wurde die Besiedlung in zwei Stauhaltungen am Main, die über ein bis zwei Jahre streckenweise verbreitert wurden, analysiert. Die Cluster-Analysen wurden für jedes Jahr durchgeführt. Die Hypothese war, dass der massive Eingriff zu einem vorübergehenden Zusammenbruch der Taxa-Gemeinschaften führen würde. Ein Zusammenhang zwischen den zeitlich versetzt erfolgten Uferücknahmen und der Taxa-Entwicklung konnte dagegen nicht beobachtet werden (s.a. WOLTERS 1995, 1996, 1997, 1998, 1999). Bei der multivariaten Analyse der Proben der beiden Main-Stauhaltungen trennten sich die Serien nicht entsprechend des Bagger-Regimes, sondern entsprechend der Uferlage und demnach des vorherrschenden Substrates ab. Auch diese Analyse bestätigte die o. g. Ergebnisse, dass Unterhaltungsmaßnahmen, wie es in den beiden hier untersuchten Ausmaßen praktiziert wurde, keinen nachhaltigen Einfluss auf die Fauna hat.

Die multivariaten Cluster-Analysen ergaben für jedes Untersuchungs-jahr zwischen zwei und fünf homogene Serien. Im Detail war jeweils eine der per Cluster-Analyse ermittelten Serien pro Jahr charakterisiert durch Grobstein, und eine durch Feinsediment.

Für jede dieser Serien wurden mittlere Abundanzen und Artenzahlen berechnet. Während des Untersuchungszeitraums 1995 bis 1999 schwankten die Gesamtartenzahlen in beiden Stauhaltungen, trotz unterschiedlichen Ausbautermins, nahezu synchron über den Untersuchungszeitraum. Während von 1995 bis 1998 die Artenzahlen zunächst anstiegen, machte sich im Jahr 1999 ein Taxa-Rückgang bemerkbar, wie er auch im Rhein festgestellt wurde (Koop et al. 2007). Diese kurzfristige Zunahme der Abundanzen und der nachfolgende Taxa-Rückgang wird im Zusammenhang mit der Eröffnung des Rhein-Main-Donau-Kanals am 25. September 1992 gesehen, in deren Folge es zur Einwanderung und teils massenhaften Entwicklung von Neozoen aus der Pontocaspis im Main und dem mit ihm in Verbindung stehenden Wasserstraßennetz, und

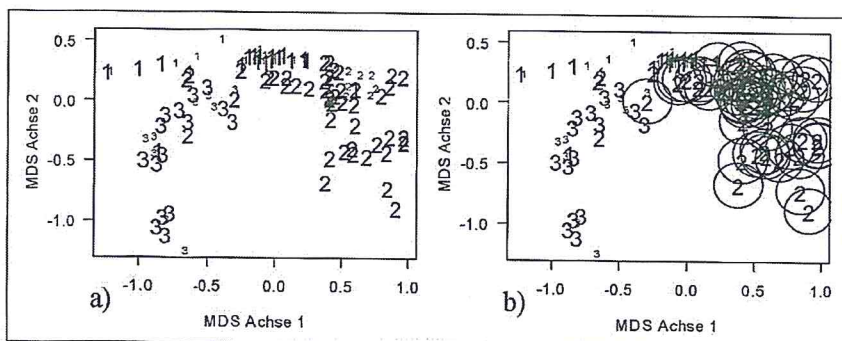


Abbildung 7

MDS der Probestellen (Elbe Reststrecke) mit verschiedenen Kennzeichnungen. Kleine Zahlen: Probestellen in Bereichen, die intensiv gebaggert wurden (Elbe-km 508-521); große Zahlen: Probestellen in Bereichen, die weitgehend unbeeinflusst waren (Elbe-km 325-507; km 522-580); 1-3: Serien der Cluster-Analyse. b): zusätzlich mit Kreisen dargestellt: Anteil Grobstein in den Sedimenten. Die größten Kreise: 100 % Grobstein.

MDS of the sampling sites (Elbe rest stretch) with different markings. Small numerals: sampling sites in areas of intensive sediment management (Elbe km 508 to 521); large numerals: sampling sites in areas largely uninfluenced by sediment management (Elbe km 325-507; km 522-580); 1-3: series of the cluster analysis. b) additionally represented by circles: portion of large grains (> 2 cm) in the whole substrate. The largest circles correspond to 100 % large grains.

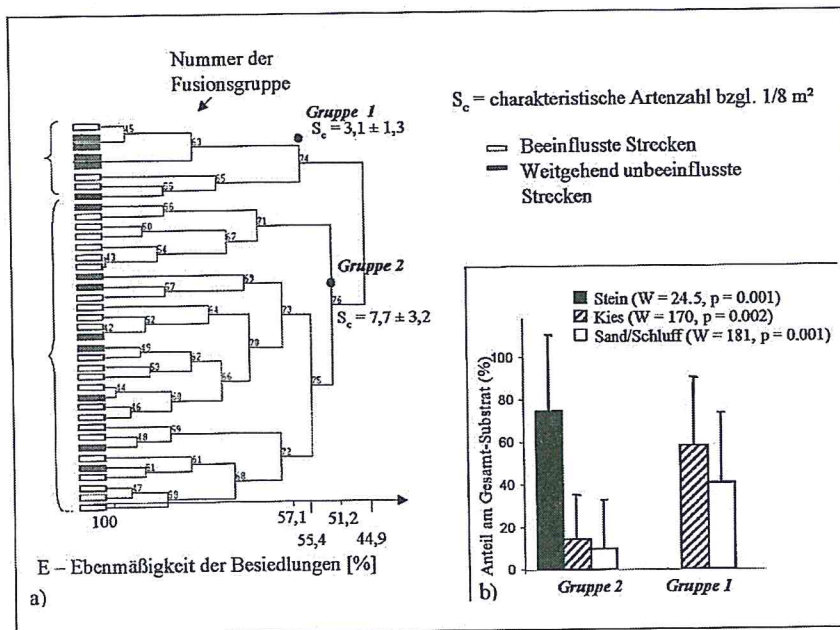


Abbildung 5

a) Dendrogramm der Cluster-Analyse für den Bereich Elbe-km 100 bis 280 mit Kennzeichnung der Knoten, welche die noch homogenen Besiedlungen abgliedern. b) Substratkenngrößen in den beiden Serien – Anteil von drei Substratklassen am Gesamtsubstrat.

a) Dendrogram of the cluster analysis for the stretch Elbe-km 100 to 280 with specification of the nodes that distinguish homogeneous areas. b) Substrate grain sizes of the two series – portions of three substrate classes in the whole substrate.

lichkeiten der Proben untereinander zusätzlich verdeutlicht, wobei als Ähnlichkeitsmaß das Bray-Curtis-Abstandsmaß eingesetzt wurde.

3 Ergebnisse und Diskussion

Elbe

Insgesamt werden entlang der gesamten Elbe seit 1992 596 Arten bzw. höhere Taxa unter den Makrozoen festgestellt (SCHÖLL & BALZER 1998, ergänzt). Aspektbildend waren in der Mittel- und Unterelbe dabei vor allem Strudelwürmer (Tricladida), Weichtiere (Molluska), Wenigborster (Oligochaeta), Egel (Hirudinea), Krebse (Crustacea), Insekten (Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera, Chironomidae), Süßwasserschwämme (Spongill-

idae) und Moostierchen (Bryozoa). Die Individuendichten schwankten je nach Elbabschnitt, Position im Querprofil und jahreszeitlichem Aspekt und lagen zwischen 0 und mehreren 10.000 Individuen pro Quadratmeter.

Die Cluster-Analyse für die Daten der Strecke Elbe-km 100 bis 280, welche die Erosionsstrecke einschließt, ergab bei einer Ebenmäßigkeit der Besiedlung mit $E > 50\%$ zwei einheitliche Besiedlungsgruppen (Serien). Die charakteristischen Artenzahlen unterschieden sich mit $3,1 \pm 1,3$ für Gruppe 1 und $7,7 \pm 3,2$ für Gruppe 2 deutlich (Abb. 5a). In Abbildung 5a sind die unterschiedlichen Sedimentverbringungs-Intensitäten mit gefüllten und leeren Symbolen für die einzelnen Proben gekennzeichnet. In beiden Serien kamen Proben aus den unterschiedlich intensiv bewirtschafteten Bereichen gleichermaßen vor; die beiden Serien unterschieden sich also nicht in der Intensität, mit der Sedimentverbringungen an den Probestellen durchgeführt wurden. In Abbildung 5b jedoch erkennt man, dass sich die Substratbeschaffenheiten zwischen beiden Serien deutlich und signifikant unterscheiden. Während

Tabelle

Charakteristika der jeweils zwei bzw. drei Serien in den zwei Bereichen der Elbe. Die Makrozoobenthosbesiedlungen in den so ausgegliederten Serien waren alle einheitlich.

Characteristics of two respectively three series of each of the two stretches of the River Elbe. The macrozoobenthos populations in these series were all homogeneous.

Physiographie	Serie	Anzahl Proben	Anzahl Taxa S_e [m ²]	km	Knoten-Nummer	Ebenmäßigkeit E [% m ²]	mittlere Ind. Dichte [m ²]	Mittlerer Korn-durchm. [mm]	Hochkonstante Arten (über 80 % Konstanz)	Grobstein [%]	Mittelstein [%]	Feinstein [%]	Kies [%]	Sand [%]	Schluff [%]
km 100-280	1	8	$3,1 \pm 1,3$	107-210	74	$57,1 \pm 12$	6619 ± 9317	126,2	Chironomidae (75 %)	55,3	8,4	4,8	14,5	6,9	0,3
(von oberhalb bis unterhalb der Erosionsstrecke)	2	31	$7,7 \pm 3,2$	141-180	76	$51,2 \pm 6,4$	512 ± 577	1,7	Chironomidae <i>Hydropsyche contubernalis</i>	0	0	0	51,3	36,3	0
Reststrecke km 325 bis 580	1	32	$2,2 \pm 0,9$	505-536	219	$60,7 \pm 11,6$	5415 ± 9951	10,9	Chironomidae	3,1	0	0	0	62	32
Probenahme ohne Bühnenfelder	2	56	$5,8 \pm 2,0$	327-574	220	$60,7 \pm 7,2$	3735 ± 3012	209,8	<i>Corophium curvispinum</i>	87,9	3,6	0,4	2,3	4,7	1,1
	3	24	$3,3 \pm 1,3$	327-535	221	$58,1 \pm 9,9$	3859 ± 2983	1,2	Chironomidae, <i>Dikerogammarus villosus</i> Ceratopogonidae	0	0	0	9,8	87,7	2,5

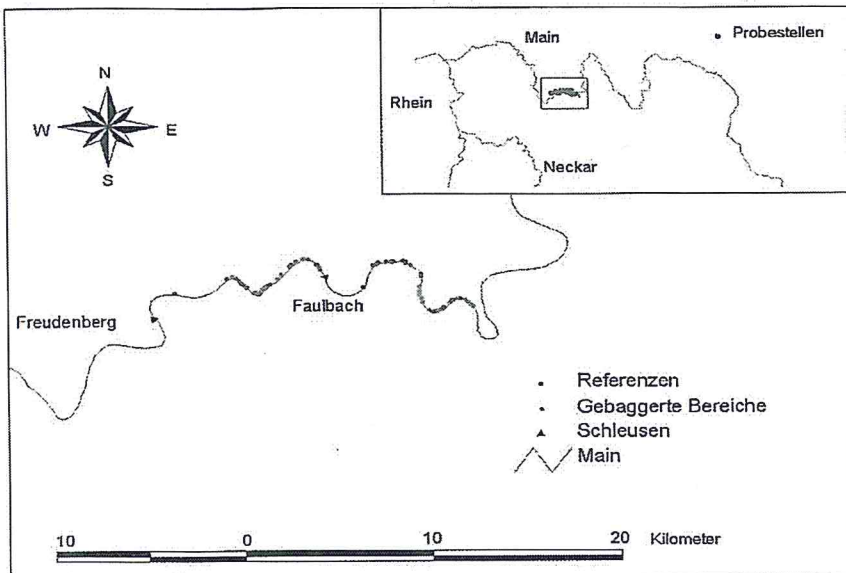


Abbildung 3

Übersichtskarte über die Main-Stauhaltungen Freudenberg und Faulbach und die beprobten Bereiche

Map of the impoundments „Freudenberg“ and „Faulbach“ in the River Main and the sampled reaches

chung (bei Abschluss der Untersuchung zwischen 4 und 7 Jahre).

Eine Analyse der in diesem Zeitraum erhobenen Daten wurde bereits durch WOLTERS (1995–1999) durchgeführt. WOLTERS gliederte die Probenahmen räumlich in durch die Maßnahme beeinflusste und unbeeinflusste Bereiche (so genannte Referenzstellen). Diese Untersuchungen werden hier durch die Auswertung mit multivariaten statistischen Verfahren ergänzt, die nicht Ort und Zeit der Probenahme zum Gegenstand haben, sondern die Einheitlichkeit von Besiedlungen. Diese multivariaten Auswertungen wurden analog zu denen für die Elbe-Daten durchgeführt, wobei darauf geachtet wurde, dass in die Cluster-Analyse nur nach Flächen-Größe vergleichbare Proben eingingen, da die Artenzahlen mit zunehmender Fläche steigen (Arten-Areal-Kurve; SCHLEUTER et al. 1995).

Probenahmetechnik

Die Probenahmen erfolgten gemäß TITZLER & SCHLEUTER (1986). Die Daten wurden über Frühjahr und Hochsommer sowie über Strecken zwischen 10 und 200 km zusammen gefasst. Im Fall der Erosionsstrecke an der Elbe wurde der Abschnitt km 100 bis 280 betrachtet, für die Reststrecke ging der Abschnitt 325 (unterhalb des Beginns der Brassenregion; HAYBACH et al. 2004) bis 580 in die Analyse ein.

Statistische Datenauswertung

Für die statistische Auswertung von Daten ist es vorteilhaft, größere Datenserien zur Verfügung zu haben. Daher bot sich an, in diese spezielle Untersuchung auch die Daten des Elbe-Monitorings mit einzubeziehen. Gleichzeitig soll jedoch ein Datensatz so homogen sein, dass andere Effekte, z.B. die Änderung der Lebensgemeinschaft im Längsverlauf eines Gewässers, die Effekte der Maßnahmen, in diesem Fall der Baggerungen, auf das Makrozoobenthos nicht überdecken. Daher wurde die Besiedlung jeweils für die Elbe- und Main-Proben einheitlichen Räumen, in diesem Fall nach Zonen entlang des Längsprofils, analysiert.

Die Besiedlung in Bundeswasserstraßen konzentriert sich im Wesentlichen auf die Wasserbausteine der Ufer, während die

Stromsohle aufgrund des Geschiebetriebes relativ schwach besiedelt ist (beispielhaft für Daten aus Elbe-Proben; Abb. 4; vergleiche auch BOURNAUD et al. 1998). Im Querprofil verteilt sich die Zoozönose im wesentlichen auf die großen verlagerungsstabilen Schüttsteinen der Ufer (Abb. 4). Dort ist die Artenzahl und Individuendichte der sessil oder halbsessil lebenden Makroinvertebraten am größten, da sie geeignete Substrate vorfinden. Die Stromsohle wird hingegen von wenigen Arten (Chironomidae, Oligochaeta) besiedelt. Hier sind die Lebensbedingungen für die Mehrzahl der Makrozoen auf Grund des erhöhten Geschiebetriebs, der eine ständige Umlagerung der Stromsohle bewirkt, extrem ungünstig (HAYBACH et al. 2005). Da die Baggerungen an der Stromsohle, nicht aber am Ufer durchgeführt werden, wurden die Auswirkungen der Baggerungen auf das Makrozoobenthos einmal mit und einmal ohne Uferproben untersucht. Hier dargestellt sind im Folgenden nur die Berechnungen der Daten inklusive der Uferproben. Die Ergebnisse der Daten-Auswertungen ohne die Uferproben waren vergleichbar (SCHMIDT et al. 2007).

Die statistische Auswertung erfolgte mittels multivariater Methoden. Der biologisch begründete Clusteralgorithmus von KÖNIG (2005) gliedert einheitliche Benthosbesiedlungen, die sogenannten α -Biozönosen, aus. Anschließend wurde geprüft, ob die ausgegliederten Gruppen die unterschiedlichen Unterhaltungsmaßnahmen widerspiegeln. Mit der Multi-Dimensionalen Skalierung (MDS) wurden die Ähn-

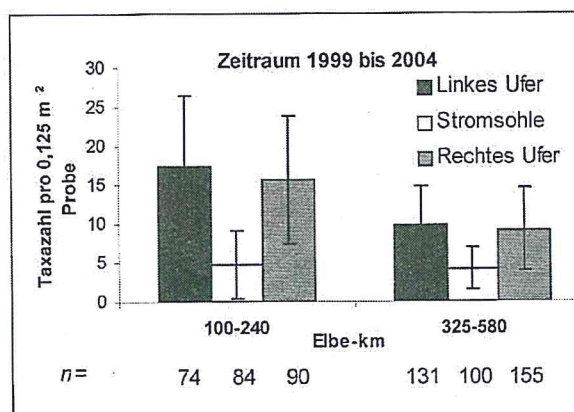


Abbildung 4

Querschnitt durch die Elbe, gemittelt links über die Elbe-km 100 bis 240 und rechts über die Kilometer 325 bis 580. Mittelwerte und Standardabweichung der Artenzahlen pro Probe an linkem und rechtem Ufer und der Stromsohle für die zwei homogenen Flussabschnitte Elbe-km 100 bis 240 und 325 bis 580, für den Zeitraum 1999 bis 2004.

Cross section through the River Elbe, averaged on the left for river-km 100 to 240 and on the right for km 325 to 580. Means and standard deviations of the species numbers per sample are given for the left and right banks as well as mid-stream in the two homogeneous river stretches, from Elbe-km 100 to 240 and 325 to 580, for the period 1999–2004.

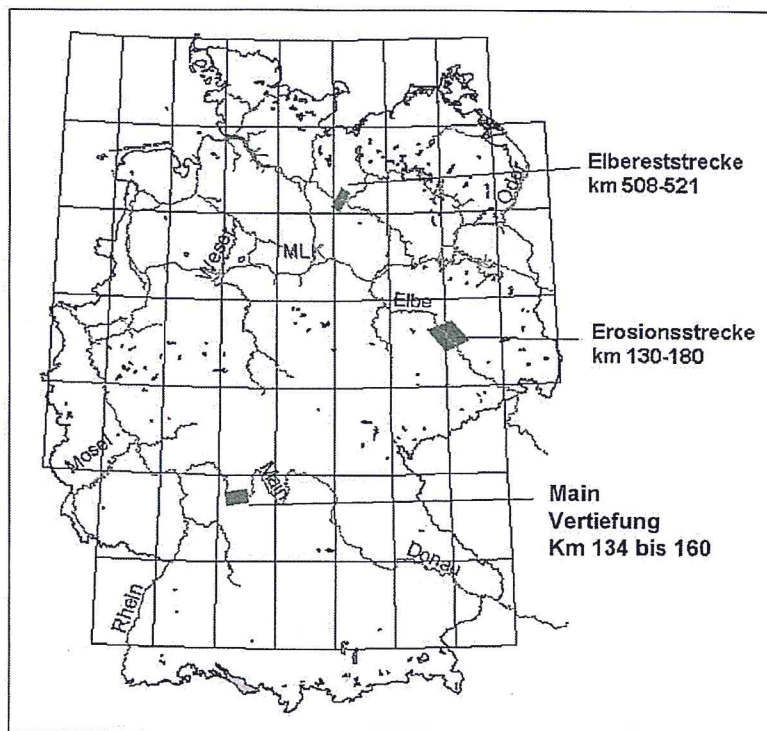


Abbildung 1

Bundeswasserstraßenkarte Deutschlands. Die in diesem Bericht vorgestellten Untersuchungsgebiete sind mit roten Balken gekennzeichnet.

Federal waterways in Germany. These river stretches considered in the present paper are marked with red bars.

521) und zwei Main-Stauhaltungen (Stauhaltung Faulbach; Main-km 147,12-160,6, sowie Stauhaltung Freudenberg; Main-km 134,05-147,12) dar (Abb. 1). Die Fragestellung an die Elbe-Daten war, ob sich ein Zusammenhang zwischen den räumlich begrenzten, aber immer wieder durchgeführten Maßnahmen der Geschiebemanagement und der Makrozoobenthos-Besiedlung, beispielhaft für das Jahr 2004 zeigen würde. Die Fragestellung an die Main-Daten war, wie gut sich die Makrozoobenthos-Besiedlung nach einem zeitlich begrenzten, aber sehr intensiven Eingriff (flächenhafte Ufer-Rücknahme) erholen würde. Um die ökologischen Auswirkungen der Geschiebemanagement bewerten zu können, wurden die Biozönosen von Bereichen mit und ohne Baggerungen bzw. Sedimentverbringung verglichen. Bei einem Einfluss von Baggerung/Sediment-Verbringung müssten sich die Besiedlungen der beiden Bereiche deutlich unterscheiden.

2 Material und Methoden

Probenahmen Elbe

Die Untersuchungen an der Elbe wurden im April 2004 im Bereich der Zugabestrecke und der Reststrecke (Abb. 1) durchgeführt. Die Probenahmen erfolgten in Bereichen, welche sich durch einen Übergang von intensiver zu weniger intensiver

Baggerung bzw. Sedimentzugabe auszeichneten. Hierbei wurden 9 Querprofile mit je 3-5 Proben im Querprofil der Elbe in der Zugabestrecke und 7 Querprofile mit je 4-5 Proben im Querprofil der Reststrecke der Elbe entnommen. Im Jahr 2004 wurden Maßnahmen in weiten Teilen der Erosionsstrecke durchgeführt, jedoch blieb die Strecke km 160 bis 180 ausgespart (Abb. 2), so dass diese hier als unbeeinflusste Referenz herangezogen wird. Zusätzlich wurden Daten des regulären Elbe-Monitoring-Programms vom Juli 2004 in die Analyse mit einbezogen.

Probenahmen Main

Am Main wurden die Auswirkungen von zeitlich und räumlich begrenzten Unterhaltungsmaßnahmen am Beispiel zweier Stauhaltungen über 7 Jahre hinweg untersucht. Betrachtet wurde die Entwicklung des Makrozoobenthos in der Stauhaltung Faulbach (Main-km 147,12-160,6) und der Stauhaltung Freudenberg (Main-km 134,05-147,12; Abb. 3). Die Wahl fiel auf diese Stauhaltungen, da dort großflächige Baggararbeiten zur Vertiefung der Fahrrinne von umfangreichen faunistischen Untersuchungen zum Besiedlungsverhalten von Makrozoobenthos begleitet wurden (WOLTERS 1995, 1996, 1997, 1998, 1999). Für die beiden untersuchten Stauhaltungen konnten sowohl Daten aus dem unbeeinflussten Zeitraum als auch Daten aus dem Zeitraum während und nach den Maßnahmen betrachtet werden.

Die Stauhaltung Faulbach wurde von Juni 1995 bis Juni 1997, die Stauhaltung Freudenberg von 5.7.1993 bis 20.9.1994 vertieft.

Für die Stauhaltung Freudenberg lagen vor Beginn der Maßnahme ältere Daten aus den 1980er Jahren vor. Die Stauhaltung Faulbach wurde vor und nach der Vertiefung untersucht. Wegen des zeitlich gestreckten Ausbaus lagen unterschiedliche Zeiten zwischen Eingriff und der jeweiligen Untersu-

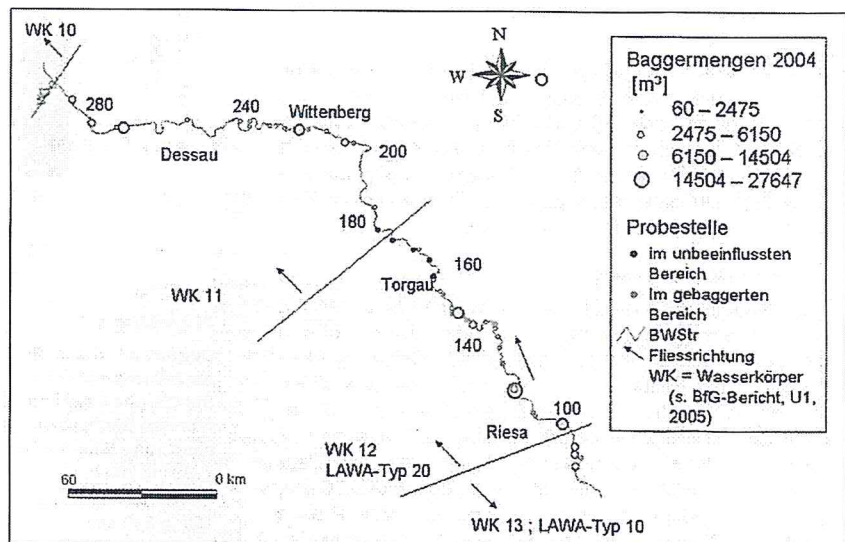


Abbildung 2

Sedimentmanagement entlang der Elbe im Jahr 2004 zwischen Strom-km 80 und 300. Sediment management along the River Elbe in the year 2004 between river-km 80 and 300.