

7.3 Auswirkungen von wasserbaulichen Veränderungen

Helmut Fischer und Martin Pusch (Kapitel 7.3.1); Xavier-François Garcia, Mario Brauns und Martin Pusch (Kapitel 7.3.2); Matthias Brunke, Eva Grafahrend-Belau und Martin Pusch (Kapitel 7.3.3)

7.3.1 Auswirkungen wasserbaulicher Eingriffe auf das Zoobenthos und die mikrobiellen Stoffumsetzungen

Bedeutung der Uferbereiche für die Elbfauna

Obwohl die Bühnenfelder am Gewässerquerschnitt der Elbe nur einen kleinen Anteil haben, ist ihre Bedeutung für die Lebensraumqualität der Elbe ungleich höher. Die Stromsohle der Elbe ist im Zentrum durch ständigen Sandtransport gekennzeichnet, so dass dort nur wenige spezialisierte Arten benthischer Wirbelloser in geringer Dichte siedeln (SCHÖLL und BALZER 1998, HAYBACH et al. 2005, siehe Kapitel 5.3.2), wie etwa der Wenigborstige Wurm *Propappus volki* und die Zuckmücke *Robackia demeijerei*. An den Seiten des Hauptstroms können jedoch bereits wirbellose Tiere, die kleiner als 1 mm sind (Meiofauna), in einer Dichte von mehreren Zehntausend Individuen pro Quadratmeter auftreten, wie etwa Wenigborstige Würmer (Oligochaeta) und Hüpferlinge (Cyclopidae) (siehe Kapitel 5.3.2). Auch in den strömungsberuhigten Bühnenfeldern wird die Zusammensetzung des Zoobenthos von der Strömung, der Sedimentzusammensetzung und durch die Nahrungsverfügbarkeit bestimmt (siehe Kapitel 4.3.2). Alle diese Faktoren werden durch den Bühnenbau in starkem Maße beeinflusst. Ein direkter Nachweis der Wirkung der Bühnen ist jedoch nicht möglich, da es entlang des Stroms keinen Uferbereich gibt, der sich nur durch fehlenden Uferverbau von den Regelbühnenfeldern unterscheidet. Zudem werden alle Uferbereiche zusätzlich durch den Wellenschlag der Schiffe überprägt (siehe Kapitel 7.4), was eine eindeutige Analyse der Lebensraumfaktoren erschwert. Allerdings geben Untersuchungen an alternativen Bauformen (siehe unten und Kapitel 7.3.2) bereits deutliche Hinweise auf die Wirkungen des Uferverbaus.



Abb. 7-26: Bühnenfeld bei Elbe-km 418 bis 420 (Juni 2002) mit kleiner Sandbank, auf der sich Wat- und Wasservögel niedergelassen haben. Der auf Vorrat abgesetzte Haufen mit Wasserbausteinen ist zum Aufbau einer neuen Buhne auf der rechten Seite bestimmt, wodurch die Struktur der Lebensräume tendenziell vereinheitlicht wird (Foto: X.-F. GARCIA).

Eine ebenso große Bedeutung besitzen die Bühnenfelder für die Fischfauna der Elbe (FREDRICH 2002, SCHOLTEN et al. 2003). Auch ausgesprochene Flussfische wie Rapfen halten sich zumeist in einem bestimmten „heimatlichen“ Bühnenfeld auf, einschließlich der hinter den Bühnenköpfen ausgewaschenen Kolke. Aufgrund der Vereinheitlichung der Ufer der Elbe müssen Rapfen im Fluss 30 km weit wandern, bis sie einen geeigneten Überwinterungseinstand finden. Diese Tiere reagieren daher bereits auf kleinere Unregelmäßigkeiten des Uferverbaus mit erhöhter Siedlungsdichte. Ähnliches gilt für die an der Elbe vorkommenden Wat- und Wasservögel (siehe Abbildung 7-26).

Auswirkungen des Bühnenbaus auf das Zoobenthos

Die Ufer der Elbe wurden in den 1930er-Jahren im Zuge des Mittelwasserausbaus zumeist mit Bühnen verbaut. Kürzere Abschnitte, insbesondere an den Prallufeln der Flusskrümmungen, wurden stärker befestigt. Hierzu wurden teils hakenförmige Bühnen gebaut (siehe Abbildung 4-1), deren stromparallele Abschnitte oft verbunden wurden, so dass Parallelwerke entstanden, die auf der Rückseite häufig verfüllt wurden. Die als gepflasterte oder geschüttete Steinriegel ausgeführten Ausbaumaßnahmen führten zu einer künstlichen Überprägung und Monotonisierung der Ufer (siehe Abbildung 7-27 links), die in den Bühnenfeldern durch starke Sedimentationsprozesse geprägt werden (CARLING et al. 1996; siehe Kapitel 4.2). Infolge jahrzehntelanger geringer Unterhaltung wurden die Bühnen bis 1990 teilweise beschädigt oder gar zerstört, so dass im Uferbereich örtlich wieder eine deutliche Sedimentdynamik auftrat. Insgesamt waren 1.068 Bühnen und 53 km Deck- und Parallelwerk geschädigt (UBA 2005). Bei Bühnendurchrissen entwickelten sich ufernahe Sekundärgerinne, die zwei oder mehrere Bühnenfelder verbinden (siehe Abbildung 7-28). Da heute die beschädigten Bühnen nach und nach instand gesetzt werden, wird auch die damalige Monotonie der Uferstruktur wiederhergestellt. Dazu kommt, dass die Lebensraumqualität der Bühnenfelder durch die Wellenwirkung vorbeifahrender Schiffe erheblich entwertet wird (siehe Kapitel 7.4).



Abb. 7-27: Monotoner Verbau des Elbufers durch Bühnenfelder bei Wittenberge (links) (Foto: R. SCHWARTZ). Versuchsweise erstellte Absenkungsbühnen (Mai 2003) mit dem beabsichtigten ufernahen Nebengerinne (rechts) (Foto: X.-F. GARCIA)

Es werden daher Möglichkeiten gesucht, die Funktionen des Uferverbaus, d. h. Uferschutz und Strömungskonzentration, ökologisch zu optimieren. Hierzu wurden im Rahmen eines Pilotprojekts der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) und der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) bei Schönberg (Elbe-km 439 bis 446) einige zerstörte Bühnen in Form so genannter Knick- und Absenkungsbühnen instand gesetzt (ANLAUF 2002). Knickbühnen sind uferseits um 18° gegenüber

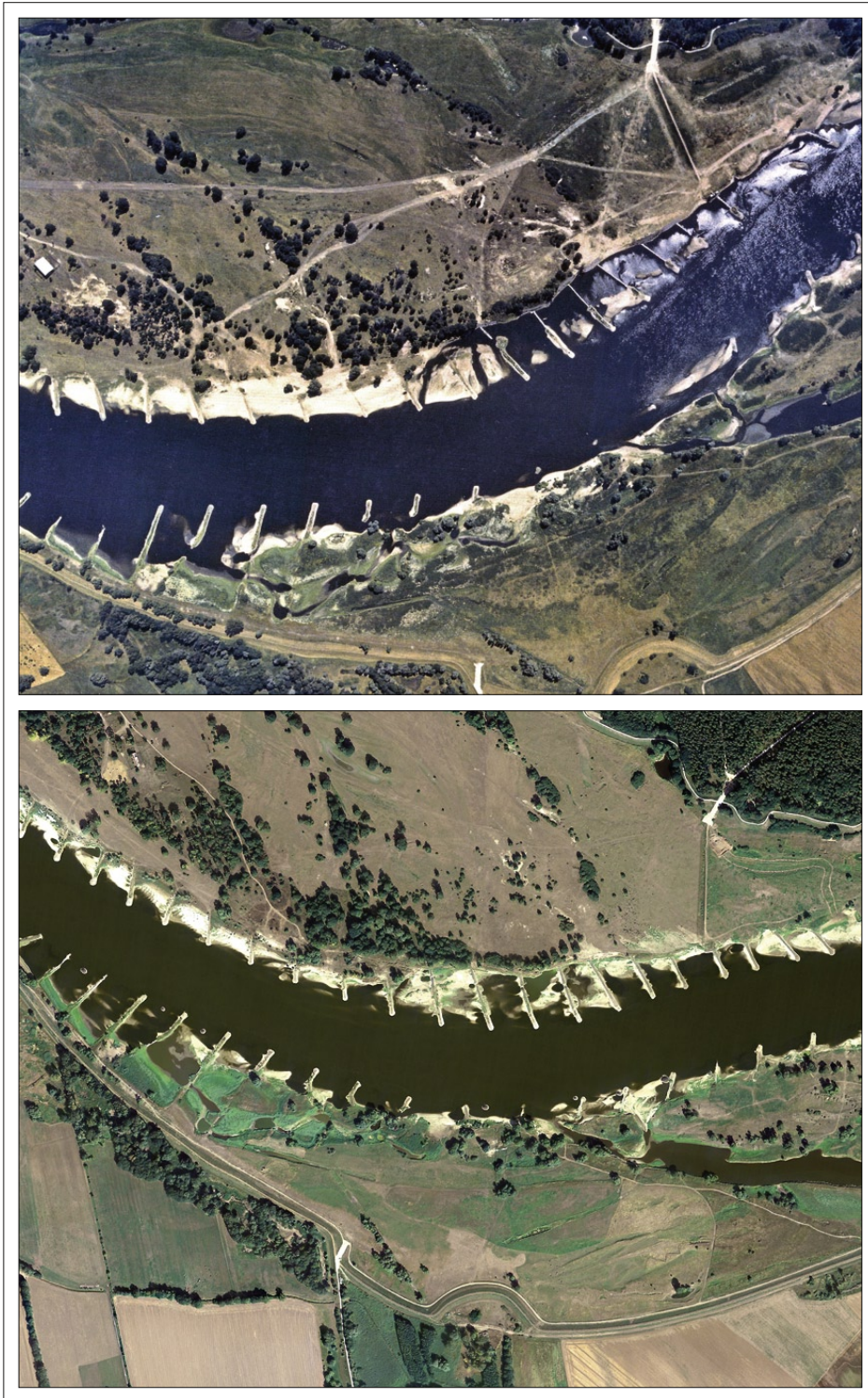


Abb. 7-28: Luftbild des Elbabschnittes von Elbe-km 418 bis 420 im Jahr 1992 (oben). Fließrichtung von rechts nach links. Am oberen (rechten) Ufer sind rechts durchgerissene Buhnen zu erkennen, die provisorisch mit Sandsackbarrieren geschlossen wurden. In den Buhnenfeldern hatte sich ein Nebengerinne entwickelt. Am unteren (linken) Ufer im Bereich eines Nebenarms sind einige stark zerstörte Buhnen sowie die halbkreisförmige Reparaturstelle eines früheren Deichbruchs erkennbar. Luftbild des selben Elbabschnittes im Jahr 2003 (unten). Die durchgerissenen Buhnen auf der rechten Elbeseite sind repariert. Einige von ihnen sind mit Absenkungen versehen, so dass weiterhin Sekundärgerinne entstehen können, allerdings schwächer ausgeprägt. Auf der linken Seite befinden sich noch einige durchbrochene Buhnen, sowie in den Buhnenfeldern Steinhaufen für die Reparatur der Buhnen (Fotos: BfG).

einer Stromtransekten stromauf geneigt (wie die Regelbuhnen) und knicken mit ihrem stromwärtigen Teil um 36° in Strömungsrichtung ab (siehe Abbildung 7-29). Die Absenkungsbuhnen weisen im mittleren Drittel Absenkungen von 12 bis 36 m Breite auf (BAW 2004) und simulieren damit Buhnendurchrisse (siehe Abbildung 7-27, rechts). Beide Buhnenformen bewirken, dass bei Überströmung der Buhnen die Strömung im Mittelteil der Buhne konzentriert wird, so dass das Buhnenfeld dort dynamisiert wird und auch deutlichere Gradienten der Wassertiefe, Korngrößenzusammensetzung und Strömungsgeschwindigkeit entstehen. Dieses Pilotprojekt wird wissenschaftlich intensiv begleitet.



Abb. 7-29: Luftbild der versuchsweise erstellten Knickbuhnen am Elbe-km 440 und 441 (August 2003); Fließrichtung von rechts nach links (Foto: BfG)

Sowohl unbeabsichtigte Buhnendurchrisse als auch bautechnisch realisierte Absenkungen im Mittelbereich von Buhnen führen zu einer messbar größeren Lebensraumvielfalt im Vergleich zur Regelbuhne. So stellt sich beispielsweise eine engere Verzahnung zwischen Land und Wasser ein, zudem scheinen die Muddeablagerungen flächen- und volumenmäßig geringer auszufallen (WIRTZ 2004); damit steht hier ein höherer Anteil hochwertiger, flusstypischer Lebensräume zur Verfügung, die beispielsweise durch die für Tieflandflüsse charakteristischen Kennarten Asiatische Keiljungfer (*Gomphus flavipes*) und Kleine Faltenerbsenmuschel (*Pisidium henslowanum*) besiedelt werden können (KLEINWÄCHTER et al. 2005). Insbesondere die Libellenfamilie der Flussjungfern (Gomphidae) stellt mit ihren spezialisierten Lebensraumsansprüchen wichtige Indikatorarten für die Qualität der Naturausstattung (MÜLLER 1999). Sandig-kiesige Bereiche in Buhnenfeldern können für diese Arten wichtige Ersatzlebensräume an Stelle von teilweise verloren gegangenen Lebensräumen natürlicher Flussufer bilden. Die bei den Durchrissen als Inseln zurückbleibenden Buhnenköpfe übernehmen Funktionen der nicht mehr existierenden Elbinseln, zum Beispiel als Brutplätze für Flusseeeschwalben, die hier vor Landraubtieren wie Fuchs und Marderhund geschützt sind. Insgesamt bleibt jedoch festzuhalten, dass die Lebensraumvielfalt der heutigen Elbe gegenüber dem früheren, durch Inseln und zahlreiche Fließwege strukturierten Fluss erheblich reduziert ist (siehe Band 4 dieser Reihe: „Lebensräume der Elbe und ihrer Auen“, Kapitel 5.1, BRUNKE et al.).

Im Sinne der Lebensraumvielfalt ist es daher wünschenswert, Regelbuhnen in ökologisch optimierte Buhnentypen wie Knick- und Absenkbuhnen umzubauen sowie von einer Instandsetzung verfallender Buhnenbauwerke abzusehen, solange nicht erhebliche Nachteile für die Schifffahrt entstehen. Hier besteht allerdings ein Zielkonflikt, da im Falle der Absenkungsbuhnen eine durchgehende Nebenströmung – und damit deutliche hydrodynamische und ökologische Wirkungen – vermutlich erst bei einem Durchfluss im Nebengerinne in einer Größenordnung von $20 \text{ m}^3/\text{s}$ entstehen (BAW 2004, KARG 2005). Andererseits werden Nebengerinne mit mehr als etwa $5 \text{ m}^3/\text{s}$ (bei einem Mittelwasserabfluss von mehr als $500 \text{ m}^3/\text{s}$) von der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung nicht toleriert, da Nachteile für die Schifffahrt befürchtet werden. Infolge der etwas geringeren Strömungsgeschwindigkeiten im Hauptstrom im Bereich eines Nebengerinnes wird eine Sohlaufhöhung erwartet; allerdings erhöht sich dort wegen der geringeren Strömung auch der Wasserspiegel im Zentimeterbereich (KARG 2005).

„Hot Spots“ biologischer Stoffumsetzungen an der Stromsohle

Biologische Umsetzungen des Stickstoffs und Kohlenstoffs führen zu einer Speicherung dieser Stoffe in Biomasse, oder zu ihrer Eliminierung aus dem Gewässer durch Atmungsprozesse. Stoffumsetzungen tragen somit überwiegend das so genannte Selbstreinigungspotenzial der Elbe. Diese Prozesse sind daher von erheblichem Interesse, zumal sie nicht nur den Nährstoffhaushalt des betrachteten Flussabschnitts selbst beeinflussen sondern auch die unterliegenden Flussabschnitte, das Ästuar (Mündungsbereich) und die Küstengewässer.

Die Intensität und der Gesamtumfang der Stoffumsetzungsprozesse werden durch die Flussmorphologie und durch damit zusammenhängende Austauschprozesse zwischen den verschiedenen Wasserkörpern des Flussökosystems beeinflusst. Quantitativ sind diese Wechselwirkungen bislang in größeren Flachlandflüssen auch im internationalen Kontext nahezu unbekannt und werden in diesem Buch erstmals präsentiert.

Im Laufe der Untersuchungen kristallisierten sich in mehreren Kompartimenten der Elbe Schwerpunkte – „Hot Spots“ – der Stoffumsetzungen heraus. Dies sind zum einen Exfiltrationszonen von nährstoffreichem, oberflächennahem Grundwasser aus der Aue in die Elbe (siehe Kapitel 5.4.2 und 6.2). Hier kommen oxidativ wirkende gelöste Stoffe wie Nitrat sowie mineralische Nährstoffe mit dem Oberflächenwasser zusammen, welches reich an leicht abbaubarem organischem Material ist. Dadurch wird das Nitrat in diesen Bereichen unter Mineralisierung des organischen Materials aus der fließenden Welle zu Stickstoff denitrifiziert und freigesetzt (PUSCH et al. 1998). Ein anderer typischer „Hot Spot“ der Stoffumsetzungen findet sich an naturnahen gewässermorphologischen Strukturen wie Unterwasserdünen (siehe Abbildung 7-27 und Kapitel 5.4). Hier ist es das Zusammentreffen der auf Sedimentkörnern im Biofilm gebundenen Mikroorganismen mit den heran transportierten organischen und anorganischen Nährstoffen, das eine besonders hohe Stoffumsatzrate bewirkt. Im Anströmbereich (Luv) der Dünen finden sich Bedingungen vergleichbar denen in einem Festbettreaktor, in welchem die Mikroorganismen ständig mit Nährstoffen, Sauerstoff und organischem Material versorgt werden. Daher wurde an einer stationären Düne (Elbe-km 232,5) die höchsten Stoffumsatzraten im Luvbereich gefunden (WILCZEK et al. 2004). Auch in permanent durchströmten oder umgelagerten Sedimenten in der Flussmitte finden sich diese für den Stoffumsatz förderlichen Bedingungen, obwohl hier kaum organisches Material akkumulieren kann (siehe Kapitel 5.4, FISCHER et al. im Druck).



Abb. 7-30: Luftbild des Elbabschnittes bei Elbe-km 518 bis 520 (südlich von Hitzacker) mit großen Transportkörpern (Sandbänken und -dünen) (Foto: BfG)

Ansatz zur Bewertung der mikrobiellen Stoffumsetzungen in der Elbe

Die beschriebenen Lebensräume in der Flussmitte sind sehr schwer zugänglich, und die hier vorgestellten Stoffumsatzmessungen sind in diesem Umfang die weltweit ersten, die in solchen Lebensräumen vorgenommen wurden. Entsprechend konnten nicht alle Fragen abschließend beantwortet werden. Aufgrund der Ausdehnung des untersuchten Flussökosystems ergeben sich Probleme der Verallgemeinerung von Befunden sowie bei der skalenübergreifenden Abschätzung der ablaufenden Prozesse. So konnten beispielsweise die Sedimenttransportkörper in der Flussmitte nur beispielhaft beprobt werden. Eine Extrapolation auf den gesamten Flusslauf und über einen Jahreslauf wird zwar angestrebt, ist jedoch mit den vorliegenden Daten noch nicht möglich. Erste Abschätzungen zum Kohlenstoffumsatz über eine längere Fließstrecke wurden in den Kapiteln 4.4, 5.1, 5.4.1 und 6.2 vorgenommen. Hierbei wurden Diskrepanzen zwischen den Stoffumsatzmodellierungen aus gemessenen Nährstoffkonzentrationen im Sediment und Labormessungen zum heterotrophen Stoffumsatz festgestellt (siehe Tabelle 5-5). Die Unterschiede beruhen einerseits auf verschiedenen methodischen Ansätzen und andererseits auf der Tatsache, dass die Ergebnisse kleinräumiger Messungen infolge der strukturellen Heterogenitäten stärker variieren als großskalige Berechnungen oder Modellierungen. Diese wiederum gründen auf lokal gemessene Umsatzkoeffizienten, deren räumliche und zeitliche Extrapolierung Unsicherheiten hervorruft.

Aus den gemessenen und den modellierten Kohlenstoffumsatzraten wurden theoretische Umsatzlängen des organischen Kohlenstoffs im Fluss berechnet. Als Umsatzlänge wird hierbei die durchschnittliche Strecke bezeichnet, die ein Kohlenstoffatom in der Elbe zurücklegt, bis es in Biomasse gebunden oder veratmet wird. Die aus Respirationsmessungen ermittelten Daten (siehe Kapitel 5.4.1) sowie die aus Sauerstoffkonzentrationen im Interstitial ermittelten Werte (siehe Ka-

pitel 6.2 und Tabelle 6-1) wurden in solche Umsatzlängen umgerechnet und in Abbildung 7-31 integriert. Es zeigte sich, dass der Kohlenstoffumsatz in der Elbe im Vergleich zu zahlreichen anderen Fließgewässern hoch und damit die Umsatzlängen relativ kurz sind.

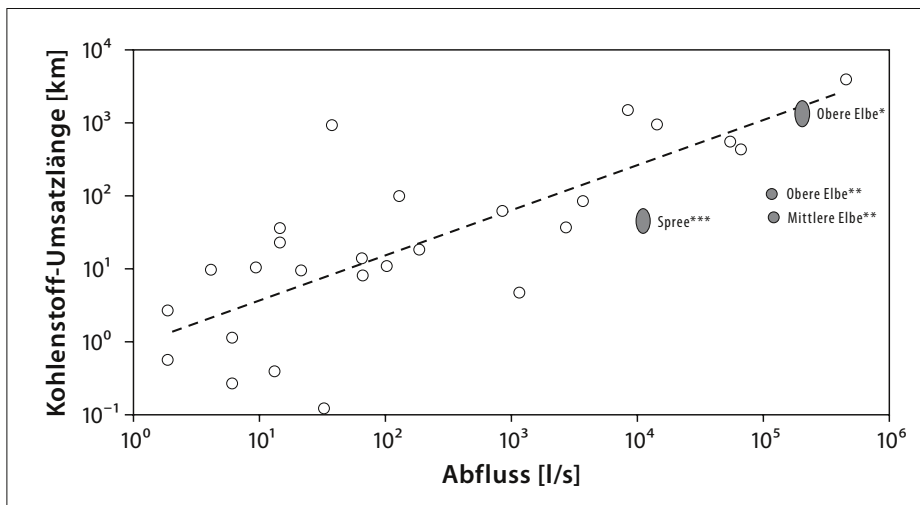


Abb. 7-31: Zusammenhang zwischen Abfluss und Kohlenstoff-Umsatzlängen in 26 Fließgewässern (Daten aus WEBSTER und MEYER 1997) sowie in Spree und Elbe (Obere Elbe bei Elbe-km 62, Mittlere Elbe bei Elbe-km 233). * = Sommer, mittlerer Sommerabfluss (ca. 250 m³/s), Kohlenstoffumsatz modelliert (siehe Kapitel 5.1); ** = Sommer, niedriger Abfluss (ca. 130 m³/s), Kohlenstoffumsatz im Labor gemessen (siehe Kapitel 5.4.1); *** = Situation in 2 Abschnitten der Unteren Spree (Müggelspree und Krumme Spree; Daten für die Spree aus FISCHER et al. 2002, WANNER et al. 2002)

Es ist bekannt, dass der Stoffumsatz in Fließgewässern zu einem erheblichen Anteil im Sediment stattfindet (FISCHER und PUSCH 2001). Eine hohe morphologische Vielfalt, hydraulische Retentionszonen im Uferbereich sowie ein guter hydrologischer Austausch zwischen Sediment und Freiwasser fördern diese Prozesse (PUSCH et al. 1998). In kleinen Fließgewässern wurden beispielsweise deutliche Zusammenhänge zwischen der Bachmorphologie und dem Stoffrückhalt und -umsatz gefunden (GÜCKER und BÖCHAT 2004). Hierüber ist aus großen Flüssen jedoch wenig bekannt, da es kaum Vergleichsmöglichkeiten innerhalb ähnlicher Naturräume gibt und insbesondere für Tieflandflüsse der naturnahe Zustand in Mitteleuropa nahezu fehlt. An einem mit der Elbe vergleichbaren Flussabschnitt des Mississippi wurden Altarme und andere Auengewässer als besonders wirksames Gewässerkompartiment für den Stickstoffumsatz erkannt. Dort wird aufgrund erhöhter Gehalte an organischem Material insbesondere die Denitrifikation gefördert (RICHARDSON et al. 2004). Solche Nebengewässer sind jedoch nur noch in geringem Maße an der Elbe vorhanden. Um einen wirksamen Effekt für die Nährstoffelimination zu erlangen, müssten sie zudem in engem hydraulischen Austausch mit dem Hauptfluss stehen, was in schiffbaren Flüssen meist nicht mehr der Fall ist.

Der Stickstoffrückhalt durch Denitrifikation kann für die Elbe aufgrund von Bilanzmodellierungen (mit Hilfe des Flussgebietsmodells MONERIS) sowie durch Modellierung der Stoffumsätze im Interstitial mit etwa 10 t NO₃-N pro Stromkilometer und Jahr abgeschätzt werden (persönliche Mitteilung H. BEHRENDT, IGB; siehe Tabelle 6-1). Dieser an sich beeindruckende Wert ist allerdings, verglichen mit der in der Elbe transportierten hohen Fracht von größenordnungsmäßig 100.000 t Stickstoff (siehe Band 1 dieser Reihe: „Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet ...“, Kapitel 5.3), relativ gering. Man kann dies so deuten, dass das Flussökosystem der Elbe, obwohl organische Substrate zur Denitrifikation ebenfalls reichlich vorhanden sind, offenbar mit der „Selbstreinigung“

hinsichtlich der hohen Stickstoffbelastung überfordert ist. Die Frage, wie stark die Retentionsleistung in Flüssen durch wasserbauliche Eingriffe in die Flussmorphologie beeinflusst wird, ist noch Gegenstand aktueller Forschungen. Die Stickstoffbilanz der Elbe wird jedoch noch dadurch erheblich verbessert, dass die Nebenflüsse und -bäche der Elbe mit ihrer insgesamt größeren Fließlänge ein Mehrfaches der Retentionsleistung der Elbe erbringen (persönliche Mitteilung H. BEHRENDT, IGB; ALEXANDER et al. 2000).

Auswirkungen morphologischer Veränderungen auf den Stoffhaushalt

Veränderungen der Gewässermorphologie wirken sich in vielfacher, zum Teil gegenläufiger Weise auf den Stoffhaushalt aus. Eine Verringerung der Profiltiefe, z. B. durch Sandablagerungen nach Entfernung der Uferbefestigungen, bewirkt primär ein verstärktes Wachstum der Planktonalgen, da sich bei geringerer Tiefe die Lichtverhältnisse für die Algen verbessern (siehe Kapitel 6.1). Der erhöhten Nettowachstumsrate können aber Verluste durch erhöhte Turbulenz und durch verstärkten Kontakt der Algen mit dem Sediment gegenüberstehen. Dort können kleine Schwebeteilchen (wie Algen) im Bereich von Sohlunebenheiten (wie Transportkörpern) in das Sediment eingeschwemmt werden (WILCZEK et al. 2004). Sie unterliegen dann dem mikrobiellen Abbau, was dort eine verstärkte Respirationsaktivität bewirkt, also erhöhte Sauerstoffzehrung. Dies wäre unproblematisch, da in dem flacheren Gewässer (bei gleich bleibenden sonstigen Bedingungen) der physikalische Sauerstoffeintrag aus der Atmosphäre erhöht ist. Annahmen über eine zukünftige Entwicklung bei wasserbaulichen Veränderungen sind zudem von einer Vielzahl von Randbedingungen wie Klimafaktoren oder Nährstoffeintrag abhängig. Gewässergütemodelle wie QSim (siehe Kapitel 7.1) können die Prognose erleichtern und dadurch eine Entscheidungshilfe geben (KIRCHESCH et al. 2005).

Die Bühnenfelder der Elbe wirken als effektive Sedimentationsräume für die von der Elbe transportierte hohe Fracht an Schwebstoffen. Es wurde ein durchschnittlicher Schwebstoffeintrag in einem Bühnenfeld von 170 kg/d bestimmt, der im Sommer auf 684 kg/d ansteigen kann. In allen Bühnenfeldern werden größenordnungsmäßig 10% der Schwebstofffracht der Elbe zurückgehalten (SCHWARTZ und KOZERSKI 2003a,b, SCHWARTZ et al. 2004). Dabei ist zu berücksichtigen, dass diese Sedimente bei Hochwässern teilweise wieder ausgeschwemmt werden und daher ein erhebliches Gefahrenpotenzial für die Wasserqualität der Elbe darstellen (SCHWARTZ und KOZERSKI 2005).

Ebenfalls gering sind die Änderungen der Stoffkonzentrationen im Hauptstrom, die vom Gewässergütemodell QSim auf die in den Bühnenfeldern ablaufenden Prozesse zurückgeführt werden (siehe Kapitel 7.2). Gemäß dieser Modellierungsergebnisse ergeben sich beispielsweise leicht erhöhte Chlorophyllkonzentrationen, da die Bühnenfelder aufgrund ihrer besseren Wachstumsbedingungen für Planktonalgen den Hauptstrom animpfen (siehe Abbildung 7-23) (SCHIEMER et al. 2001). Gleichzeitig wächst in den Bühnenfeldern aber auch das Zooplankton etwas schneller, durch dessen Fraßleistung die Algenkonzentration reduziert wird, so dass der Gesamteffekt relativ gering ist (siehe Kapitel 7-2). Das Algenwachstum führt zu einem deutlichen Rückgang gelöster Nährstoffe (siehe Abbildung 7-25) und in geringerem Maße auch zu einem Rückgang des Gesamtnährstoffgehaltes durch Retention und Abbau der Algen am Sediment. Bei der durchgängigen Verwendung der neuartigen Bühnentypen „Knickbühne“ und „Absenkungsbühne“ würden die Austauschraten des Bühnenfeldwassers mit dem Flusswasser gegenüber den Verhältnissen bei Regelbühnen erhöht werden (WIRTZ 2004). Somit würden die ohnehin geringen Unterschiede in den Stoffkonzentrationen zwischen Bühnenfeldern und Hauptstrom nivelliert werden (siehe Abbildung 7-23 bis 7-25). Negative Auswirkungen auf die Wasserqualität der Elbe wären daher keinesfalls zu erwarten.

Es ist aber dabei zu berücksichtigen, dass die heutigen Buhnenfeld-Ablagerungen hohe Schadstoffmengen enthalten, die bei Eingriffen in die Buhnenfelder direkt oder indirekt mobilisiert werden können (SCHWARTZ und KOZERSKI 2005).

Die Frage nach dem Einfluss des Uferverbaus durch Buhnen auf den Stoffumsatz stellt sich noch in einem anderen Licht dar, wenn man den jetzigen morphologischen Zustand der Elbe mit demjenigen vor dem Buhnenbau vergleicht, als das Mittelwasserbett mindestens doppelt so breit und dafür weniger tief war. In einem solchen Gewässerbett stehen, wie oben beschrieben, das Flusswasser und die Flusssedimente in noch engerem Kontakt (so genannte benthisch-pelagische Koppelung); hierdurch wird sowohl das Potenzial der Primärproduktion als auch das Potenzial zum Rückhalt von Stoffen deutlich erhöht. Bei Hochwasser finden in den überschwemmten Auen weitere bilanzmäßig erhebliche Retentions- und Stoffumsatzprozesse statt. Während der durchschnittlich wenigen Wochen pro Jahr, in denen die der Elbe zugängliche Aue überschwemmt wird, werden dort über die Hälfte der im gesamten Jahresverlauf in der Elbe zurückgehaltenen Schwebstoffe abgelagert (SCHWARTZ et al. 2004). Auch in diesem Zusammenhang ist es daher bedauerlich, dass 86 % der ehemaligen Aue der Elbe abgedämmt sind (SCHWARTZ et al. 2004).

7.3.2 Makrozoobenthos-Besiedlung in unterschiedlichen Buhnenfeldtypen

Untersuchungsansatz

Die Ufer der Elbe sind seit dem Mittelwasserausbau in den 1930er-Jahren vor allem durch rund 6.900 Buhnen befestigt. Die zwischen ihnen liegenden Buhnenfelder stellen dabei jeweils Uferabschnitte dar, deren natürliche Dynamik durch den Buhnenbau deutlich verringert und in den ablaufenden Prozessen verändert wurde. Die Buhnenfelder werden zusätzlich durch Wellenschlag beeinträchtigt, den vorbeifahrende Schiffe verursachen (siehe Kapitel 7.4). Im Gegensatz zu den Regel-Buhnenfeldern zeigen Uferabschnitte mit zerstörten Buhnen (siehe Abbildung 7-32) eine weit größere Vielfalt an Kleinlebensräumen und dies nicht nur für wirbellose Tiere. Es ist daher zu überlegen, ob die wasserbaulichen Funktionen von Buhnen nicht durch bauliche Alternativen abgelöst werden sollten, die eine größere Vielfalt an Kleinlebensräumen bieten (ANLAUF 2002).



Abb. 7-32: Von Weiden bewachsene und landseitig durchgerissene Buhne (links) (Elbe-km 425, April 2003). Durchgerissene Buhne (rechts) (Elbe-km 424 rechtes Ufer, Juni 2003), deren Reste links und rechts von Weiden bewachsen sind. Ein Kolk stromab des Buhnendurchrisses bildet bei Niedrigwasser einen Tümpel (Fotos: X.-F. GARCIA).

Eine hierfür im Grundsatz geeignete Bauform ist das „Offene Parallelwerk“, ein längs des Stroms aus Wasserbausteinen geschütteter Damm. Das Parallelwerk weist Öffnungen am oberen und unteren Ende auf, so dass die Bühnenfelder auf seiner Rückseite bei hohen Wasserständen durchströmt werden und deren Wasserstand demjenigen der Elbe folgt (bis hin zur Austrocknung). Ein solches Parallelwerk mit 800 m Länge wurde im Jahr 2000 bei dem Dorf Gallin (stromauf von Wittenberg, Elbe-km 204 rechts) errichtet. Es schließt dabei Überreste von Bühnen ein, die durch Militärübungen der Roten Armee weitgehend zerstört sind (siehe Abbildungen 7-33 und 7-34). Da das Parallelwerk einen Schutz gegen den Wellenschlag vorbei fahrender Schiffe bietet und außerdem bei höheren Wasserständen ein ufernahes Nebengerinne entsteht, besteht dort ein Potenzial zur Entstehung wertvoller Lebensräume für Zoobenthos.



Abb. 7-33: Luftbild eines Parallelwerks, erkennbar als grün bewachsene geschwungene Linie am oberen Ufer; Fließrichtung von rechts nach links. Die Einstromöffnung befindet sich am rechten Ende des Parallelwerks, die zwei Ausströmöffnungen im linken Bereich (August 2003). (Foto: BfG)

Vor diesem Hintergrund wurde im Zeitraum 2003 bis 2004 die Makrozoobenthos-Besiedlung im Bereich des Parallelwerks verglichen mit der im Bereich von durchgerissenen Bühnen sowie mit der in Standardbühnenfeldern (GARCIA et al. 2005). Es wurden hierzu in der Unteren Mittelbe drei Referenzbühnenfelder zwischen Bühnen in Standardform (Elbe-km 424 rechts bei Havelberg) sowie benachbarte Bühnenfelder untersucht, die von durchgerissenen Bühnen begrenzt wurden (Elbe-km 425 rechts, siehe Abbildung 7-32). In gleicher Weise wurden in der Oberen Mittelbe die Restbühnenfelder hinter dem Parallelwerk bei Gallin (Elbe-km 204 rechts) mit benachbarten Standardbühnenfeldern (Elbe-km 207 rechts) verglichen, die als Referenz dienten. Die erheblichen jahreszeitlichen Schwankungen des Wasserstands führten dazu, dass die Bühnenfelder jahreszeitliche Phasen mit weitgehender Wasserbedeckung und solche mit weitgehendem Trockenfallen zeigten. Bei Trockenfallen der Bühnenfelder fand sich Makrozoobenthos manchmal noch in isolierten, wassergefüllten Kolkümpeln. Die sich in diesen ephemeren Gewässern einstellende Fauna wurde zusätzlich mit derjenigen von angrenzenden Auengewässern (Elbe-km 447 links und 459 links) verglichen (GARCIA et al. 2005).

Die saisonale Dynamik der Abundanz und Biomasse des Makrozoobenthos wurde durch replizierte und quantitative bzw. semi-quantitative Beprobungen im Mai, Juni, August und Oktober 2003 sowie im April 2004 erfasst. Es wurden dabei sieben Substrattypen (Steine, Kies, Sand, Schlamm, Wurzeln, Makrophyten, Totholz), sofern vorhanden, getrennt besammelt und dies für

bis zu drei Strömungsklassen (0 bis 0,2, 0,2 bis 0,6 und >0,6 m/s). Insgesamt wurden in 274 Proben 381.449 Individuen gesammelt. Die faunistischen Ergebnisse wurden für die hier dargestellten Auswertungen um Taxa, die nur an einer Probestelle gefunden wurden, und um die nicht näher bestimmten Wenigborstigen Würmer (Oligochaeta) und Zuckmücken (Chironomidae) bereinigt sowie für die Ordinationsstatistik standardisiert. Es wurde die nicht- und multimetrische Skalierungsanalyse (NMDS) verwendet, die auch nichtlineare Beziehungen zwischen Variablen erlaubt (CLARKE 1993). Für die einzelnen Verbauungstypen charakteristische Arten wurden erkannt, indem die Beiträge aller Arten zum Gesamtunterschied jeweils zweier Probestellen analysiert wurden (Statistiksoftware PRIMER, SIMPER-Routine; CLARKE und GORLEY 2001).



Abb. 7-34: Parallelwerk bei Gallin (stromauf von Lutherstadt Wittenberg am Elbe-km 204 rechtes Ufer, Juni 2003) in Blickrichtung stromabwärts. Im Vordergrund ist die Einstromöffnung aus dem Hauptstrom (links) zu sehen. Die Verengung der Wasserfläche im Mittelgrund ist durch die Überreste einer zerstörten Buhne verursacht. (Foto: X.-F. GARCIA)

Vergleich der Buhnenfeldtypen

Das NMDS-Ordinationsdiagramm der Zoobenthos-Proben (siehe Abbildung 7-35) zeigt in horizontaler Richtung eine klare Gliederung in die wasserbedeckte Phase der Buhnenfelder (links), die trockengefallene Phase der Buhnenfelder (Mitte) und die Auengewässer (rechts). Diese Sequenz bildet einen Gradienten der Verknüpfung mit dem Hauptstrom ab. Probestellen, die an verschiedenen Elbabschnitten liegen, sind vertikal getrennt. Interessanterweise unterscheiden sich während der Wasserphase die Zoobenthosgemeinschaften des Parallelwerks nicht von denjenigen der zugehörigen Referenz-Standardbuhnenfelder, und auch bei den durchgerissenen Buhnen ist entsprechend kein großer Unterschied erkennbar. Allerdings wurden bei den durchgerissenen Buhnen pro Fläche viel mehr Arten gefunden, die nur dort vorkamen, im Vergleich zu den zugehörigen Referenz-Standardbuhnenfeldern (0,78 gegenüber 0,03 Arten/m²), was auf die reiche Tierwelt der dort auftretenden Kolk-tümpel zurückzuführen war. Das Parallelwerk zeigte hier einen wesentlich geringeren Unterschied zu den Standardbuhnen (0,48 gegenüber 0,35 Arten/m²).

Für die Kolk­tümpel bei den durchgerissenen Bühnen wurden mit der Statistik 7 kennzeichnende Arten identifiziert, darunter die spezialisierten (stenöken) Arten *Cloeon dipterum* (Eintagsfliege), *Sigara striata* und *S. lateralis* (Wasserwanzen), die in Makrophytenbeständen und Wurzelfächern leben, sowie *Caenis pseudorivulorum* (Eintagsfliege) als typische potamobionte Art, die sich auch nach einer Isolierung des Kolkes vom Hauptstrom weiterentwickeln konnten (siehe Tabelle 7-7). Im Gegensatz dazu wiesen die benachbarten Standardbuhnen gemäß der SIMPER-Routine nur eine charakteristische Art auf, nämlich den eingewanderten Süßwasser-Röhrenkrebs *Chelicorophium curvispinum*. Für die Kolk­tümpel hinter dem Parallelwerk wurden nur 3 Taxa als charakteristisch identifiziert, während es in den benachbarten Standardbuhnen 7 Taxa waren, darunter die zwei Neozoen Großer Höckerflohkrebs (*Dikerogammarus tigrinus*) und Donau-Assel (*Jaera istri*). Insgesamt lag der Neozoen-Anteil in den Kolk­tümpeln bei den Bühnen-Bauvarianten niedriger als während der wasserbedeckten Phase, in der sich die Besiedlung der Bühnenfelder zwischen den Bauvarianten nicht von derjenigen zwischen den Standardbuhnen unterschied.

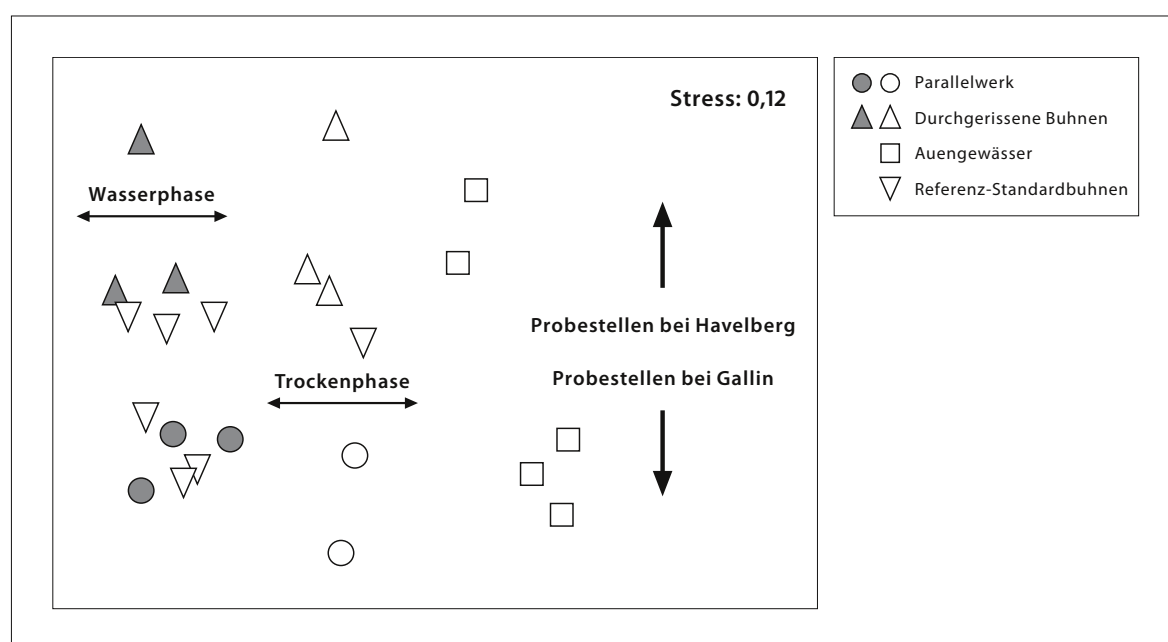


Abb. 7-35: Ordinationsdiagramm der Makrozoobenthos-Abundanzen in den Bühnenfeldern anhand einer NMDS-Analyse; leere Symbole = Trockenphase, gefüllte Symbole = Wasserphase der Bühnenfelder

Die Artendiversität (Log-Serie α -Diversitätsindex nach FISHER et al. 1943) war an der Probestelle der Unteren Mittel­elbe bei Havelberg deutlich geringer als in der Oberen Mittel­elbe bei Gallin (siehe Abbildung 7-36, oben), was den Befunden anderer Elbuntersuchungen entspricht (SCHÖLL und BALZER 1998). Bei den durchgerissenen Bühnen stellen allerdings die Kolk­tümpel Zentren der Artendiversität dar, die wesentlich zur dortigen Gesamtdiversität beitragen, die fast doppelt so hoch liegt wie in den benachbarten Standardbuhnen. Während der wasserbedeckten Phase waren die Bühnenfelder hinter dem Parallelwerk etwas diverser besiedelt als in der trocken­gefallenen Phase, jedoch blieb die Gesamtdiversität etwas unter derjenigen in den benachbarten Standardbuhnen. Die Biomasse war in den Kolk­tümpeln weit höher als während der wasserbedeckten Phase (siehe Abbildung 7-36, unten). In den Bühnenfeldern bei den durchgerissenen Bühnen war die Biomasse in der wasserbedeckten Phase etwas geringer als in den Standardbuhnenfeldern, während sie hinter dem Parallelwerk immer höher war als im benachbarten Standardbuhnenfeld.

Tab. 7-7: Charakteristische Arten (identifiziert durch die SIMPER-Routine) und ihre Anteile an der Gesamtbesiedlungsdichte des Makrozoobenthos in den verschiedenen Bühnenfeldtypen während einer Niedrigwasserphase (trockengefallene Bühnenfelder); unterstrichen = eingewanderte Arten

Bühnenfeldtyp	Art	Anteil
Kolk­tümpel – Durchgerissene Bühnen	<u>Gammarus tigrinus</u>	14,1 %
	<i>Cloeon dipterum</i>	10,8 %
	<i>Sigara striata</i>	8,4 %
	<i>Sigara lateralis</i>	4,3 %
	<i>Caenis pseudorivulorum</i>	2,7 %
	<u>Physella acuta</u>	2,2 %
	<i>Helophorus</i> sp.	1,8 %
Kolk­tümpel – Parallelwerk	Ceratopogonidae	20,5 %
	<u>Physella acuta</u>	19,0 %
	<i>Cloeon dipterum</i>	13,6 %
Referenz-Standardbühnen für die durchgerissenen Bühnen	<u>Chelicorophium curvispinum</u>	21,0 %
Referenz-Standardbühne für das Parallelwerk	<u>Dikerogammarus villosus</u>	32,9 %
	<i>Helobdella stagnalis</i>	13,7 %
	<u>Jaera istri</u>	4,2 %
	<i>Micronecta minutissima</i>	2,5 %
	<i>Hydropsyche contubernalis</i>	2,8 %
	<i>Procloeon bifidum</i>	2,1 %
	<i>Baetis fuscatus</i>	1,4 %

Schlussfolgerungen

Im Gegensatz zu den benachbarten Standardbühnen waren in den Bühnenfeldern zwischen den durchgerissenen Bühnen und hinter dem Parallelwerk während der Niedrigwasserphase Kolk­tümpel ausgebildet, die dicht besiedelt waren. Die Kolk­tümpel bei den durchgerissenen Bühnen waren ebenfalls besonders artenreich besiedelt, insbesondere durch Wasserkäferarten. Die weniger reichhaltige Besiedlung in den Kolk­tümpeln hinter dem Parallelwerk kann auf das geringe Alter des Parallelwerks, das andere Durchflussregime oder auf ein unterschiedliches Kolonisierungspotenzial zurückzuführen sein. Dabei ist möglicherweise von Bedeutung, dass die Bühnenfelder hinter dem Parallelwerk aufgrund der wasserbaulichen Gestaltung bereits im Frühjahr vom Hauptstrom abgetrennt wurden. Wie das Luftbild zeigt, ist der Einstrombereich relativ klein und durch eine Bühne geschützt (siehe Abbildung 7-33). Bei einer besseren Anbindung an den Hauptstrom würde das Sediment hinter dem Parallelwerk stärker umgelagert und sortiert, was möglicherweise zu einer reichhaltigeren Besiedlung führen würde. Die Ergebnisse deuten auch darauf hin, dass dynamische benthische Lebensräume der Elbe weniger durch Neozoen besiedelt werden. Weitere Verbesserungen wären zu erwarten, wenn Totholz mit seinen Funktionen als Hartsubstrat und Lebensraum-Strukturierer am Elbufer toleriert würde (siehe Kapitel 7.3.3).

Insgesamt wurde deutlich, dass die Besiedlung der Uferzonen der Elbe durch benthische wirbellose Tiere durch Umgestaltung des Uferverbaus hinsichtlich der Diversität, Biomasse und des

Neozoen-Anteils deutlich verbessert werden kann. Im Umkehrschluss kann gefolgert werden, dass die stromtypischen Zoobenthosgemeinschaften der Elbe durch den herkömmlichen Uferverbau deutlich beeinträchtigt wurden. Ebenso wie an den experimentellen Absenkungsbuhnen (siehe Kapitel 7.3.1) erscheint es bei ökologischen Optimierungsansätzen jedoch erforderlich, dass durch entsprechend großzügige wasserbauliche Dimensionierung der Durchflussöffnungen die ufernahen Nebenströmungen eine ausreichende Durchflussmenge aufweisen. Unter dieser Voraussetzung können im Uferbereich dynamische und – falls geschützt durch ein Parallelwerk – auch vor dem Wellenschlag vorbeifahrender Schiffe geschützte Lebensräume für das Zoobenthos der Elbe entstehen. Eine ökologische Optimierung des Uferverbaus scheint daher ohne große Einbußen für die Schifffahrt möglich.

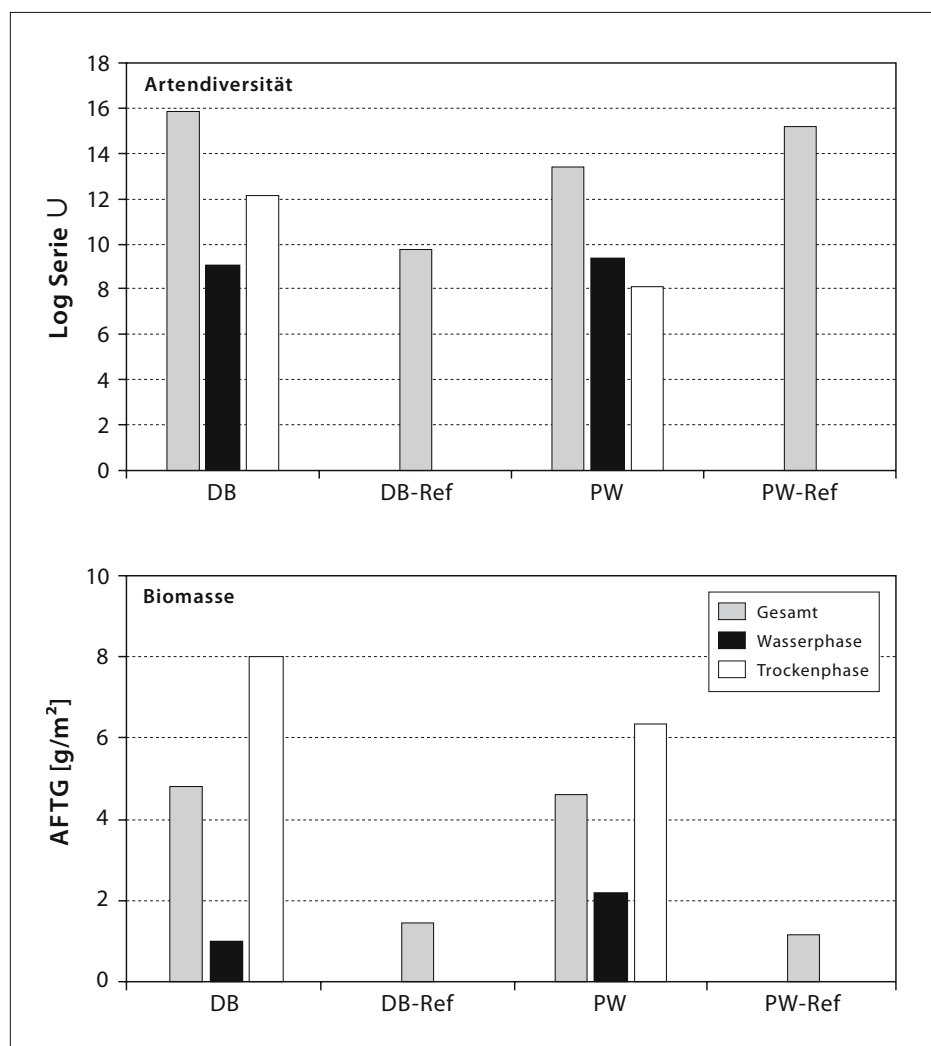


Abb. 7-36: Artendiversität (oben) und Biomasse (unten) des Makrozoobenthos in den verschiedenen Buhnenfeldtypen. Bei den Buhnenfeldern bei den durchgerissenen Buhnen und dem Parallelwerk zusätzlich für die wasserbedeckte Phase (Wasserphase) und trockenengefallene Phase (Kolkfümpel) getrennt dargestellt. DB = durchgerissene Buhnen, DB-Ref = Referenz-Standardbuhnen für die durchgerissenen Buhnen, PW = Parallelwerk, PW-Ref = Referenz-Standardbuhnen für das Parallelwerk; AFTG = aschfreies Trockengewicht (Gramm pro Quadratmeter Sedimentoberfläche)

7.3.3 Bedeutung von Totholz für das Makrozoobenthos

Bedeutung von Totholz in Flachlandflüssen

An den Ufern der Elbe ist wie in anderen mitteleuropäischen Flüssen derzeit nur wenig Totholz anzutreffen (siehe Abbildung 7-37) (HERING et al. 2000). Dies war vor dem Ausbau der Elbe anders. Infolge der Laufverlagerungen des Flusses wurden fortlaufend Ufer und Inseln erodiert, die mit Gebüsch oder ausgewachsenen Bäumen der Arten der Weichholzaue (Weidenarten, Erlen, Schwarzpappel) bestanden waren (siehe Abbildungen 7-38). An den Erosionsufern, von denen bei Winterhochwasser bis zu mehrere Meter weggerodiert wurden, fielen dabei regelmäßig starke Bäume auch der Hartholzaue (Eschen, Ulmen, Stieleichen) einschließlich ihrer Wurzelteller in den Strom. Bei Eisgang wurde an den Außenufern der Flussmäander die Rinde von Uferbäumen abgeschert, so dass diese abstarben und bei einem der folgenden Hochwässer mitgeschwemmt wurden. Die mitgeschwemmten großen Baumstämme blieben mit ihrem Wurzelteller in flachen Fließabschnitten am Gewässergrund hängen. Äste verhakten sich bei Hochwasser mit flachgedrückten Strauchweiden oder sammelten sich in Totwasserzonen. Wo ein Baum oder Ast festsaß, blieben andere hängen, kleinere Zweige verfangen sich in dem komplexen Totholzhaufen, so dass sich über die Jahre an entsprechenden Stellen meterhohe und viele Meter lange und tiefe Totholzansammlungen bildeten (HARMON 1986, MASER und SEDELL 1994, PUSCH et al. 1999). Da sie vor allem bei Hochwasser gebildet wurden, erstreckten sie sich einerseits bis in die entsprechende Höhenlage, wurden durch ihr Eigengewicht bei fallendem Wasserstand jedoch auch unter das Niedrigwasserniveau gedrückt.



Abb. 7-37: Nahezu von Totholz freier Elbstrand bei Elbe-km 425, Juni 2003 (Foto: X.-F. GARCIA)

Entsprechend diesen Verhältnissen findet man noch heute in Kiesgruben, die in den Auen großer Flüsse angelegt werden, regelmäßig Jahrhunderte bis Jahrtausende alte, mächtige Eichenstämme, die in die Flusssedimente eingeschwemmt wurden (BECKER 1993). Entsprechendes wurde von der Oder aus neuerer Zeit berichtet: Zu Anfang des 19. Jahrhunderts lag die Oder „wie mit Eichen beflastet voll“, und, wie es heißt, lagen „alte Hölzer ... in Nestern kreuz und quer“. Im Zuge der Schiffbarmachung wurden beispielsweise in Breslau im Jahre 1790 „336 Eichen, 1204 Stöcke und 509 abgeschnittene Pfähle“ aus der Oder geräumt (HERRMANN 1930). Heute wird die Elbe wie die anderen Bundeswasserstraßen und viele andere Flüsse von größerem Totholz beräumt (HERING et al. 2000), da größere Äste und Baumstämme als Risiken für die Schifffahrt gesehen werden. An Stauhaltungen wird das angetriebene Schwemmgut regelmäßig herausgenommen (PUSCH 1998, TOCKNER und LANGHANS 2003), so dass die Elbe aus ihrem oberen Einzugsgebiet kein Totholz mehr bezieht. Außerdem werden Bäume von den Bühnen und dem Deichfuß entfernt, damit diese Bauwerke durch das Wurzelwerk nicht gefährdet werden.



Abb. 7-38: Kleiner Fallbaum am Elbe-km 425 – in der Elbe ein seltenes Bild, Mai 2003 (links). Solche Fallbäume bilden nicht nur wichtige Kleinlebensräume für Wirbellose, sondern auch wichtige Unterstände für Fische fast aller in der Elbe vorkommenden Arten, insbesondere auch Döbel und Alande (persönliche Mitteilung F. FREDRICH). Dicht am Ufer stehendes Weidengebüsch (rechts), das auch noch bei Niedrigwasser teilweise mit seinem Wurzelwerk und Totholz Lebensraum für wasserlebende Wirbellose und auch Jungfische bietet – eine Seltenheit an den Elbeufern (am Elbe-km 425) (Fotos: X.-F. GARCIA).

Andererseits hat Totholz – und daneben auch die sich ins Wasser erstreckenden Wurzelfächer von am Ufer stehenden Weiden und Erlen – vor allem in Flachlandflüssen eine besondere ökologische Bedeutung. Es bildet dort das einzige natürliche harte Siedlungssubstrat für wirbellose Tiere, so dass Hartsubstrat besiedelnde Arten unmittelbar auf die Präsenz von Totholz angewiesen sind (DUDLEY und ANDERSON 1982, HAX und GOLLADAY 1997, PUSCH et al. 1999, HOFFMANN und HERING 2000, GREGORY et al. 2003). Künstliche Steinschüttungen zum Uferschutz bzw. Bühnen bieten zwar dafür teilweise Ersatz als ebenfalls lagestabiles Substrat, jedoch verfügt es über eine andere Oberflächenstruktur und dient auch Neozoen-Arten als ein geeignetes Siedlungssubstrat, die zumeist konkurrenzstärker als einheimischen Arten sind (HAAS et al. 2001). Auch Fische, speziell Jungfische, suchen sehr gerne dreidimensional komplexe Totholzablagerungen als Unterstand auf, wo sie Strömungsschatten und Schutz vor Fressfeinden finden (SCHOLTEN 2002, GREGORY et al. 2003, PETER 2003). Darüber hinaus erhöht die Präsenz von Totholz im Fluss den Rückhalt transportierter Stoffe und verursacht zudem aufgrund seines Strömungswiderstands Veränderungen der umgebenden Strömungs- und Sedimentverhältnisse, wodurch auch in der Umgebung die Habitatvielfalt deutlich erhöht wird (SPEAKER et al. 1984, SMOCK et al. 1989, LEMLY und HILDEBRAND 2000).

Untersuchungsansatz

Es ist schwierig, die Funktionen von Totholz für das Zoobenthos in der Elbe festzustellen, da hier kaum Totholz vorkommt und somit vermutlich auch die darauf vorzugsweise lebenden Zoobenthosarten relativ selten sind. Es wurde daher in den hier berichteten Untersuchungen (GRAFAHREND-BELAU 2003) nicht nur im Fluss gefundene Totholzstücke untersucht, sondern es wurde Totholz auch experimentell ausgebracht. Hierzu wurde im Bereich des Biosphärenreservates „Flusslandschaft Mittlere Elbe“ stromauf von Coswig bei Fluss-km 232,5 nahe des Bühnenkopfes auf einer Fläche von ca. 3 m² abgelagertes Totholz untersucht. Außerdem wurden Expositionskörbe aus Maschendraht (40 × 15 × 10 cm) mit 12 Weidenästen (*Salix* sp.) gleichen Zersetzungsgrades aus dem terrestrischen Uferbereich bestückt, die vor der Exposition zwei Wochen gewässert wurden (FELD 1998). Zum Vergleich wurden daneben mit U-förmigen Eternitplatten bestückte Stein-Expositionskörbe ausgebracht, die durch eine dem Totholz ähnliche Oberflächenstruktur und Lagestabilität charakterisiert waren und ebenso jeweils eine besiedelbare Oberfläche von etwa 4.800 cm² aufwiesen. Nach achtwöchiger Besiedlungszeit im Fluss wurden die Expositionskörbe mit Hilfe eines Keschers (Öffnung: 40 × 50 cm, Maschenweite 250 µm) geborgen, der auch für die Beprobung der natürlichen Totholzbestände und Steine eingesetzt wurde.

Um die Besiedlung auf Totholz in der Elbe vergleichend bewerten zu können, wurde auch die Fauna auf dem übrigen Gewässergrund (Kies, Sand) mit Hilfe eines Stechrohrs auf insgesamt einer Fläche in der Größe der Grundfläche der Substratkörbe beprobt (509 cm²). Zusätzlich wurde die Totholzfauna in einem benachbarten, ausreichend Totholz führenden Nebenfluss, der Mulde, vergleichend untersucht. Die Mulde ist ein kiesgeprägter Tieflandfluss und wurde zum einen etwa 1 km oberhalb der Mündung in die Elbe (nördlich der Stadt Dessau) beprobt, wo das Totholzvorkommen auf kleinere und mittlere Totholzansammlungen in lenitischen Uferbereichen beschränkt war. Zum anderen wurde die Mulde etwa 14 km flussaufwärts von Dessau beprobt (in der Nähe der Stadt Raguhn), wo Totholz in Form von ins Wasser gestürzten Bäumen und ufernahen Totholzansammlungen unterschiedlicher Größe vorkam. Es sollte mit dieser Kombination von Feldaufsammlungen und Experimenten geprüft werden, ob sich die Totholz besiedelnde Wirbellosenfauna von der Besiedlungsgemeinschaft anderer Sohlsubstrate (Steine, Kies, Sand) unterscheidet, und ob sich die Totholz besiedelnde Fauna zwischen Gewässerabschnitten der Elbe, also einem von Holz frei gehaltenem Fluss, und der Mulde, einem Fluss mit naturnahem Totholzbestand, unterscheidet.

Besiedlung verschiedener Siedlungsstrate

In der Elbe wurden insgesamt 92 Taxa nachgewiesen, wobei die höchste Taxazahl aller Substrate auf dem natürlichen Totholz verzeichnet wurde (46 Taxa) und die bei weitem niedrigste auf Sand (siehe Abbildung 7-39). Die Kies- und Sandflächen waren dabei signifikant artenärmer besiedelt als Totholz und Steine (einfaktorielle ANOVA, Tukey, $p < 0,001$). Das Artenspektrum der in der Mulde bei Dessau nachgewiesenen Wirbellosen umfasste 81 Taxa. Die meisten (50 Taxa bzw. 62%) wurden auf den Holzexponaten nachgewiesen. Die Steinexponate und die natürlichen Hartsubstrate waren gleichermaßen artenreich besiedelt (Steinexponate: 40 Taxa, natürliches Totholz: 43 Taxa; Steinschüttung: 39 Taxa). Sandflächen wiesen mit nur 13 Taxa eine signifikant geringere Diversität (Diversitätsindex α , KREBS 1989) als die Kies- und Hartsubstratflächen, auf (H-Test, U-Test, $p < 0,001$). Die Mulde bei Raguhn war mit 95 Taxa reicher besiedelt. Davon wurden 71% auf den Totholzexponaten (natürliches Totholz: 69,5%) und 62 Taxa (65%) auf den Steinexponaten nachgewiesen: Die Sohlsubstrate Kies und Sand wiesen mit 44 bzw. 21 Taxa deutlich geringere Taxazahlen auf.

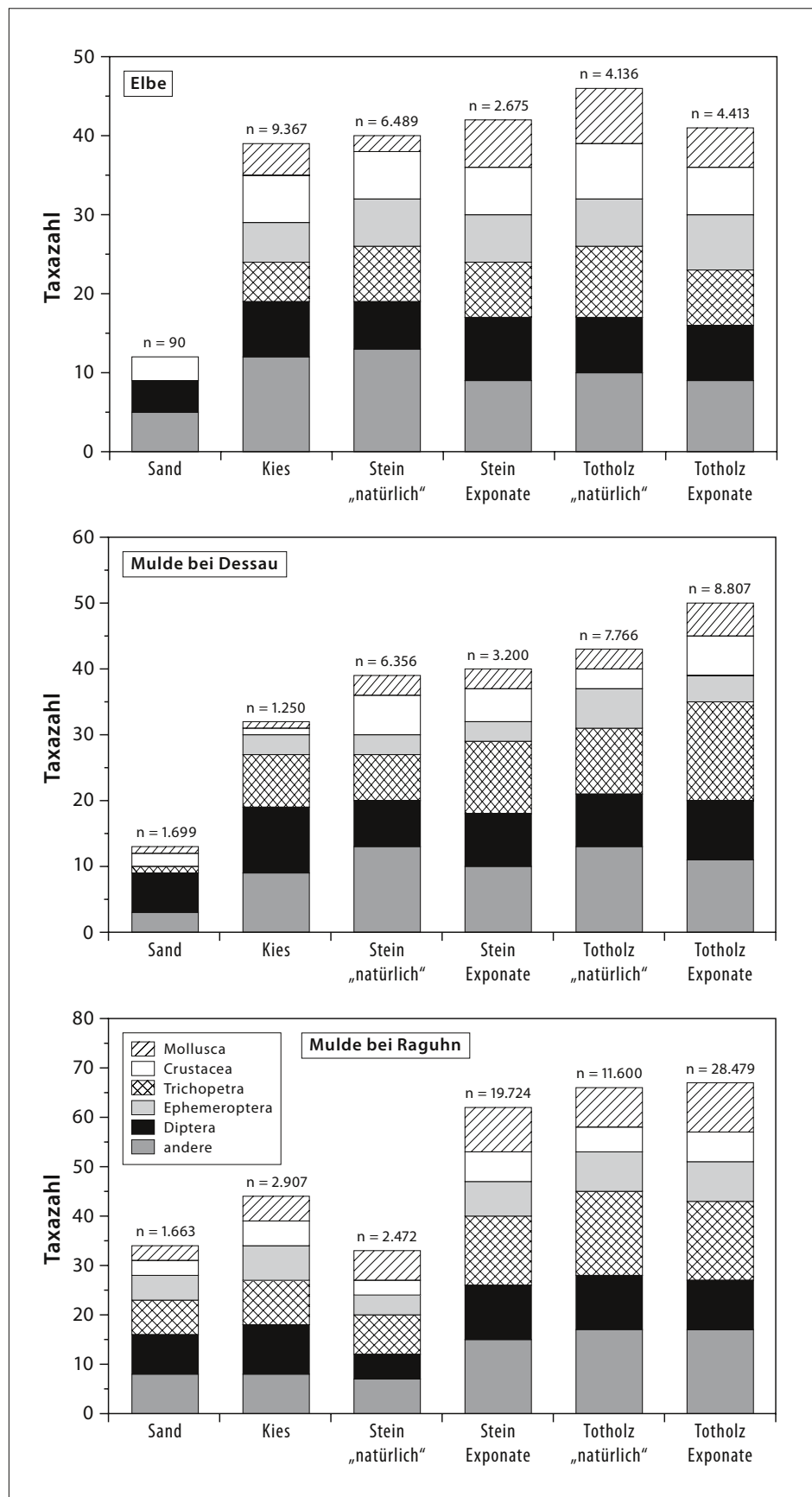


Abb. 7-39: Anzahl der Taxa, die an den einzelnen Standorten auf den untersuchten natürlichen und exponierten Siedlungssubstraten nachgewiesen wurden (n = Individuenanzahl).

In der Elbe waren die Holzexponate (3.126 Individuen/m²) im Mittel etwa doppelt so dicht besiedelt wie die Steinexponate (1.873 Ind./m²). Die Besiedlungsgemeinschaft der Holzexponate wurde von Wenigborstigen Würmern (Oligochaeten; 25,9%), Zuckmückenlarven (Chironomiden; 24,4%), der Köcherfliege *Hydropsyche* sp. (12,8%) und der Eintagsfliege *Heptagenia* sp. (15,3%) dominiert. Die Steinexponate wiesen eine ähnliche Dominanzstruktur auf, was sich in einem hohen Ähnlichkeitsindex nach WAINSTEIN (K_w : 59,3) widerspiegelt. Detritusfresser (55%), Weidegänger (16%) und Räuber (11%) dominierten die Ernährungstypen der Totholzzönose. Allerdings unterschied sich die Ernährungstypenverteilung der anderen Substrate nicht signifikant davon.

In der Mulde bei Dessau waren die Holzexponate signifikant (t-Test, $p < 0,05$) individuen- und artenreicher besiedelt als die Steinexponate. Die Besiedlungsgemeinschaft der Holzexponate wurde hier von Köcherfliegen (Trichopteren; Holz: 38%), Zuckmückenlarven (Chironomiden; 28%), Muschelkrebse (Ostracoden; 9%) und Wenigborstigen Würmern (Oligochaeten; 8%) dominiert. Dabei unterschieden sich auch hier Totholz- und Steinexponate hinsichtlich der Dominanzstruktur mit Ausnahme weniger Arten nicht signifikant. Die Totholzzönose wurde hier von Detritusfressern (33%), Räubern (21%), passiven Filtrierer (19%) und Weidegängern (15%) dominiert. Mit *Lype reducta* und *L. phaeopa* konnten 2 holzfressende Köcherfliegenarten nachgewiesen werden.

In der Mulde bei Raguhn wurden die höchsten Abundanz- und Taxazahlen gefunden, wobei wie bei Dessau die Holzexponate deutlich dichter und artenreicher besiedelt waren als die Steinexponate. Ebenso wie dort bildeten auch bei Raguhn die Köcherfliegen (Trichopteren) die individuen- und artenreichste Gruppe der beiden Hartsubstratzönosen (Holz: 16, Stein: 14 Arten). Insgesamt waren die Zuckmücken (Chironomiden), Köcherfliegen (Trichopteren) und Eintagsfliegen (Ephemeropteren) deutlich stärker auf Totholz vertreten. Die Ephemeropteren-Gattung *Heptagenia*, die Trichopteren-Gattungen *Ceraclea* und *Lype* sowie die Wasserassel *Asellus aquaticus* (Crustacea) wiesen auf den Holzexponaten signifikant höhere Dominanzwerte auf (t-Test, $p < 0,05$). Hingegen waren Wasserschnecken (Mollusca) und Strudelwürmer (Turbellarien) auf Stein deutlich stärker vertreten.

Unter den das Totholz besiedelnden Wirbellosenarten sind über ein Fünftel in der bundesdeutschen sowie der sachsen-anhaltinischen Roten Liste (RL) eingestuft (Elbe: 24%, an beiden Mulde-Stellen 22%). So wurde die vom Aussterben bedrohte Grüne Flussjungfer *Ophiogomphus cecilia* (Odonata) an allen Standorten stetig auf Totholz nachgewiesen (siehe auch FELD und PUSCH 1998). Weitere als „vom Aussterben bedroht“ eingestufte Arten waren die Eintagsfliegen *Heptagenia sulphurea* (an allen 3 Probestellen) und *Heptagenia 119% coeruleans* (Elbe). Erwähnenswert ist, dass mit *Heptagenia coeruleans*, *Oligoneuriella rhenana* (RL BRD: 2) und *Potamathus luteus* (RL BRD: 3) drei potamophile Eintagsfliegen auf den Totholzbeständen der Elbe nachgewiesen werden konnten, die erst seit etwa 2000 den Tieflandstrom wiederbesiedelt haben (SCHÖLL 1998, MÜLLER et. al. 1999, HOHMANN 2000). Aus der Ordnung der Köcherfliegen konnten mit *Brachycentrus subnubilus* (RL BRD: 3), *Ceraclea nigronervosa* (RL BRD: 3) und *Oecetis testacea* (RL BRD: 3) drei als „gefährdet“ eingestufte Arten auf Totholz nachgewiesen werden. Die genannten Arten nutzen Totholz überwiegend als Siedlungssubstrat.

Vergleich der Wirbellosenbesiedlung auf Totholz in Elbe und Mulde

Kombiniert man die Ergebnisse von natürlichem und exponiertem Totholz, so wurden in der Elbe auf Totholz insgesamt 75 Taxa nachgewiesen und in der Mulde bei Dessau 70 Taxa. In der Mulde bei Raguhn wurden mit 80 Taxa eine im Vergleich zu beiden anderen Stellen signifikant diversere und dichtere Besiedlung festgestellt (einfaktorielle ANOVA; Tukey: $p < 0,05$ bzw. $p < 0,001$).

Dabei wiesen die Insektenordnungen der Köcherfliegen (Trichoptera), Fliegen und Mücken (Diptera), Käfer (Coleoptera) und Libellen (Odonata) in der Mulde insgesamt deutlich höhere Artenzahlen auf. Nur die Krebse (Makrocrustaceen) waren in der Elbe artenreicher vertreten.

Mehrere der gefundenen Arten zeigen eine deutliche Präferenz für Totholz als Siedlungssubstrat, so in der Elbe die Gemeine Schnauzenschnecke (*Bithynia tentaculata*, Gastropoda) und die Grüne Flussjungfer (*Ophiogomphus cecilia*, Odonata) sowie die fünf Totholz liebenden (xylophilen) Köcherfliegenarten *Anabolia furcata*, *A. nervosa*, *Halesus radiatus*, *H. digitatus*, *Brachycentrus subnubilus* (alle Trichoptera). In der Mulde bei Dessau präferierten folgende Arten Totholz: *Lype reducta*, *L. phaeopa*, *Brachycentrus subnubilus*, *Hydroptila* sp. (alle Trichoptera), *Bithynia tentaculata*, *Ophiogomphus cecilia* und die Wasserassel *Asellus aquaticus* (Crustacea), und in Mulde bei Raguhn *Lype reducta*, *L. phaeopa*, *Anabolia furcata*, *Halesus digitatus*, *Brachycentrus subnubilus* (alle Trichoptera), *Bithynia tentaculata*, die Spitze Blasenschnecke (*Physella acuta*) und *Asellus aquaticus*. Die überwiegende Mehrheit dieser Arten wird als eng mit Totholz assoziiert und als wahrscheinlich bzw. fakultativ Totholz fressend (xylophag) eingestuft. Mit *Lype reducta* und *Lype phaeopa* konnten in der Mulde zwei obligat xylophage Arten nachgewiesen werden. Hervorzuheben ist, dass auch die räuberischen Larven von *O. cecilia* häufiger in Totholzablagerungen als im anorganischen Substrat vorkamen.

Die Besiedlung der einzelnen Substrate konnte dabei durch Indikatororganismen (berechnet mit dem INDVAL Index) charakterisiert werden (DUFRÈNE und LEGENDRE 1997). Kennzeichnend für die stark umströmten lagestabilen Hartsubstrate der Elbe waren strömungsliebende Arten, wie *Hydropsyche bulgaromanorum*, eine typische rheophile Köcherfliegenart des Potamals. Die Totholzhabitate der Elbe wurden durch die von HOFFMANN und HERING (2000) als wahrscheinlich bzw. fakultativ xylophag eingestufte Köcherfliege *Halesus radiatus* und die Schnecke *Bithynia tentaculata* charakterisiert. In der Mulde bei Dessau wurde die strömungsexponierte Lage der Hartsubstrate ebenfalls durch *Hydropsyche bulgaromanorum* angezeigt. Die Charakterisierung der beiden Sedi- menthabitate durch die Zuckmücke *Robackia* sp. weist darauf hin, dass dort die Kies- und Sandhabitate sehr beweglich sind. Die obligat xylophagen Köcherfliegenarten *L. reducta* und *L. phaeopa* waren typische Indikatorarten für Totholzhabitate. In der Mulde bei Raguhn, der Probestelle mit der geringsten Strömungsgeschwindigkeit, waren die Besiedlungsgemeinschaften von limno- bis limnorheopilen Arten, wie der Köcherfliege *Mystazides azureus* oder den individuen- und artenreichen Schnecken geprägt. Kennzeichnend für die Totholzhabitate waren als Totholz bewohnend (xylobiont) oder Totholz bevorzugend (xylophile) bekannte Arten wie beispielsweise *Lype* spp., *Anabolia furcata* und *Physella acuta*.

Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen, dass den lagestabilen Hartsubstraten eine besondere Bedeutung für das Makrozoobenthos sandgeprägter Tieflandflüsse zukommt, wie dies in den wenigen vergleichbaren Studien ebenfalls dargestellt wurde (WALLACE und BENKE 1984, FELD und PUSCH 1998, BRUNKE et al. 2002b).

Dabei zeigten sich zwischen den organischen und anorganischen Hartsubstraten hinsichtlich der Besiedlungsdichte, Biomasse, Artenvielfalt und der Substratpräferenz Unterschiede. An allen Standorten war Totholz durchgehend individuen- und artenreicher besiedelt als Steinsubstrat (FELD und PUSCH 1998). Mehrere Arten ließen eine deutliche Totholzpräferenz erkennen. Dies ist wohl mit der raueren Oberflächenstruktur, der damit verbundenen besseren Fängigkeit für treibendes organisches Material (Retentionsfähigkeit), und durch sein Potenzial als Nahrungsquelle

zu erklären, wobei der Biofilm wohl für die Nahrungsqualität von Weidegängern, Zerkleinerern und Detritusfressern entscheidend ist. Die raue, oft zerfasernde oder Risse bildende Holzoberfläche eignet sich für mehrere Köcherfliegenarten zur Fixierung ihrer Netze (u. a. Hydropsychidae, Polycentropodidae) und Köcher (u. a. Brachycentridae, Leptoceridae), während Kriebelmücken (Simuliiden) und koloniebildende Moostierchen (Bryozoa) und Schwämme (Porifera) zur Anheftung in geeigneter Weise umströmte Kleinstlebensräume finden. Die auf dem Totholz gefundene hohe Dichte an Eigelegen (FELD 1998) und Junglarven von Insekten sowie Puppenköchern von Köcherfliegenarten (u. a. der Gattungen *Oecetis*, *Ceraclea*, *Hydropsyche*, *Hydroptila*, *Mystazides*, *Brachycentrus*) zeigt, dass Totholz im Lebenszyklus dieser Arten eine zentrale Rolle spielt (PUSCH et al. 1999, HOFFMANN und HERING 2000).

Allerdings unterschieden die meisten Taxa, darunter sehr individuenreiche, offenbar nicht zwischen den beiden Hartsubstraten. Dies weist darauf hin, dass viele der gefundenen Totholzbesiedler nur fakultative Nutzer dieses Substrats sind.

Die auf Totholz lebenden Wirbelosengemeinschaften waren in der Elbe signifikant arten- und individuenärmer als in der Mulde. Diese Unterschiede können zum Teil auf unterschiedliche hydromorphologische Bedingungen der Probenahmestandorte zurückgeführt werden. Der Einfluss der gewässerinternen Totholzausstattung zeigte sich daran, dass Totholz fressende (xylophage) Arten ausschließlich in Gewässerabschnitten mit naturnahem Totholzbestand in der Mulde angetroffen wurden. Die in der Elbe gefundenen Totholzbesiedler waren dagegen alle nicht obligatorisch auf Totholz angewiesen, so dass sie bei einer verringerten Verfügbarkeit von Totholzstrukturen auch auf andere Substrate ausweichen können. Vermutlich erschwert die geringe Dichte an Totholz in der Elbe die Besiedlung durch darauf spezialisiert (xylobionte) Tierarten, so dass darin eine Auswirkung der Totholzräumung gesehen werden kann. Angesichts der heute stark verbesserten Wasserqualität der Elbe, die bis Ende der 1990er-Jahre die Wirbellosen-Besiedlung beeinträchtigte (PETERMEIER et al. 1994, DREYER 1996), rücken strukturelle Defizite heute in den Vordergrund (Brunke et al. 2005). Da eine zeitgemäße Gewässerunterhaltung zum Ziel haben muss, ein naturnahes Erscheinungsbild und die ökologischen Funktionen der Gewässer zu entwickeln, um die Qualitätsziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie zu erreichen, müssen Wege gefunden werden, Totholz in der Elbe zu belassen und möglicherweise unter kontrollierten Bedingungen lokal einzubringen und gegebenenfalls zu bewirtschaften, wie es auch an anderen Gewässern ökologisch richtungsweisend ist (BEZZOLA und LANGE 2003, GREGORY et al. 2003, KAIL 2004). Lokale Gewässerbereiche mit einer intakten Struktur aus Totholz und anderen Substraten können großräumig die Funktion von Trittsteinbiotopen erfüllen und so auch in genutzten und insgesamt erheblich veränderten Flüssen die Populationen von seltenen flusstypischen Arten stabilisieren, die erst den guten ökologischen Zustand anzeigen.