



DR. SCHUMACHER
Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt

Projekt SAM-CSO

**Möglichkeiten und Grenzen der Revitalisierung der Stadtpree
als Lebensraum für die Fischfauna**

Projekt SAM-CSO

Möglichkeiten und Grenzen der Revitalisierung der Stadtspreewälder Seen als Lebensraum für die Fischfauna

Auftraggeber: **KompetenzZentrum Wasser Berlin gGmbH**
Cicerostraße 24
10709 Berlin

Fachliche Betreuung: KompetenzZentrum Wasser Berlin
Herr Schroeder
Herr Matzinger

Auftragnehmer: **DR. SCHUMACHER**
Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt
Südwestkorso 70
12161 Berlin

Bearbeitung: Marc Leszinski
Dr. Frank Schumacher

Berlin, Mai 2009

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	1
2	Die gegenwärtige Fischfauna der Berliner Stadtspreewälder Kanäle – funktionelle Zusammenhänge zur Habitatqualität	3
3	Der Flussbarsch als Indikator für den Ausbaugrad von Wasserstraßen – Zusammenwirken von Uferbefestigung und schiffsinduzierten Wellenschlag	6
4	Strukturelle Maßnahmen zur Revitalisierung der Berliner Stadtspreewälder Kanäle unter Berücksichtigung der Gütekriterien für die Mischwasserentlastung	8
5	Literaturverzeichnis	12

1 Einleitung

Eine optimierte Abwasserbehandlung führte seit den 1990er Jahren zu stark abnehmenden, kontinuierlich aus Punktquellen in die Vorfluter eingeleiteten Nährstofffrachten (HEINZMANN, 1998, SENSTADT, 2001), wodurch sich die Wasserqualität der aufnehmenden Gewässer Berlins merklich verbesserte. Episodische Belastungen durch Mischwasserentlastungen stellen jedoch weiterhin eine bedeutende Ursache einer herabgesetzten Wasser- und Sedimentqualität und eine der wichtigsten Managementaufgaben für die Berliner Stadtspreewasser und der Kanäle dar (vgl. LESZINSKI ET AL., 2006, RIECHEL 2009).

Hinsichtlich des von der EU-WRRL geforderten guten ökologischen und chemischen Zustandes der Binnengewässer bzw. des guten ökologischen Potenzials für stark veränderte und künstliche Gewässer, stellt die Lebensraumfunktion für die aquatischen Lebensgemeinschaften der Berliner Gewässer das wesentliche gewässerinterne Schutzziel dar.

Neben dem erheblichem ökologischen Gefährdungspotenzial, das insbesondere von extremen Ereignissen der Mischwasserentlastung ausgeht, reduzieren vorrangig hydromorphologische Defizite (Stauhaltung, Uferbefestigung, Sohlintiefung, etc.) die Lebensraumqualität für die aquatischen Lebensgemeinschaften. Aufgrund der Schifffahrtsnutzung der Berliner Spree und der Kanäle stellen Wellenschlag und Sunk- und Schwalleffekte während Schiffspassagen eine zusätzliche, bedeutende Belastung dar (vgl. LESZINSKI ET AL., 2006).

Wie in der Studie „Immissionsorientierte Bewertung von Mischwasserentlastungen in Tieflandflüssen“ (LESZINSKI ET AL., 2007) dargelegt, liegen die in Laboruntersuchungen ermittelten Ansprüche bzw. Toleranzen hinsichtlich der Wasserqualität für die Fischarten und Arten wirbelloser Bodenorganismen der Berliner Spree und der Kanäle in einem vergleichbaren Bereich (JACOB ET AL., 1984, LAMMERSEN, 1997). Die Herleitung von Gütestandards hinsichtlich der Wasserqualität für die Fischfauna schließt somit den Schutz der Lebensgemeinschaft der wirbellosen Bodenorganismen mit ein. Ebenso besteht bei beiden Organismengruppen ein grundsätzlicher, vergleichbarer funktioneller Zusammenhang zwischen der Ausprägung der Lebensgemeinschaft und der hydromorphologischen und strukturellen Lebensraumausstattung des Gewässers (z.B. SHELDON, 1968, KARR & SCHLOSSER, 1978, MINSHALL, 1984; MINSHALL & ROBINSON, 1998, TANIGUCHI & TOKESHI, 2004). So korrelieren Artenzahl und Diversität beider Organismengruppen höchst signifikant negativ mit dem Ausbaugrad der Ufer. Als Resultat der verschiedenen Belastungen findet sich in der Berliner Stadtspreewasser eine extreme Dominanz von wenigen sehr anspruchslosen, toleranten Arten.

Folglich sind Verbesserungen des ökologischen Zustandes und des Besiedlungspotenzials für wirbellose Bodenorganismen und Fische neben der Reduzierung der negativen Auswirkungen der Mischwasserentlastung, vorrangig durch Aufwertung der Uferstrukturen zu erreichen. Strukturelle Aufwertungen der Ufer müssen zusätzlich die hydrodynamische Belastung durch den schiffsinduzierten Wellenschlag berücksichtigen, um einerseits das Besiedlungspotenzial zu erhöhen, andererseits die Ufer vor Erosion zu schützen.

Die vorliegende Studie gibt Hinweise auf die Möglichkeiten und Grenzen einer Revitalisierung der Berliner Stadtspreewasser und der Kanäle am Beispiel der Fischfauna, indem sie die wesentlichen Belastungen und deren Auswirkungen skizziert. Potenzielle Maßnahmen zur Aufwertung der Uferstruktur sollten aufgrund der oben angesprochenen sehr ähnlichen Wirkmechanismen zwischen

Umweltausprägungen und Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften beider, wirbellosen Bodenorganismen und Fischen, zu Gute kommen. Zur Beurteilung möglicher struktureller Maßnahmen wird zunächst davon ausgegangen, dass die negativen Auswirkungen der Mischwasserentlastung derart minimiert werden können, dass sie keine akute Beeinträchtigung der Wasserqualität und der aquatischen Lebensgemeinschaften mehr verursacht. Des Weiteren soll beurteilt werden, ob durch solche Maßnahmen ein Lebensraum für Fischarten geschaffen werden kann, die höhere Ansprüche an die Sauerstoffbedingungen im Gewässer haben als die aktuelle Lebensgemeinschaft.

2 Die gegenwärtige Fischfauna der Berliner Stadtspreewasserstraßen und der Kanäle – funktionelle Zusammenhänge zur Habitatqualität

Im gesamten Berliner Stadtgebiet konnten gegenwärtig insgesamt 29 autochthone und 7 neueingebürgerte Arten nachgewiesen werden, von denen 23 in der innerstädtischen Spree und den Kanälen festgestellt wurden (vgl. LESZINSKI ET AL., 2006, WOLTER ET AL., 2003), wobei die Fischfauna durch wenige euryöke, anspruchslose Arten dominiert wird. Die Dominanz von Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) und Plötze (*Rutilus rutilus*) ist ein Charakteristikum der Fischzönosen der Wasserstraßen des Nordostdeutschen Tieflandes, in denen beide Arten im Durchschnitt mehr als 70 % der Gesamtabundanz ausmachen (WOLTER & VILCINSKAS, 1997b). Dem entsprechend haben mehr als die Hälfte der in Berliner Gewässern erbrachten 29 Nachweise autochthoner Arten lediglich mit weniger als 1 % zur Gesamtabundanz beigetragen (WOLTER ET AL., 2003).

Die häufigsten Arten der Stadtspreewasserstraßen und der Kanäle sind also der Flussbarsch und die Plötze, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in den Flusseen haben, gefolgt von Blei (*Abramis brama*), Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) und Aal (*Anguilla anguilla*). Diese stellen, neben Ukelei (*Alburnus alburnus*), Güster (*Abramis bjoerkna*), Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) und Aland (*Leuciscus idus*), Charakterarten der nordostdeutschen Wasserstraßen dar, kommen also in mehr als 90 % der untersuchten Gewässer vor (WOLTER & VILCINSKAS, 2000).

Die weite Verbreitung des Aals stellt in diesem Zusammenhang eine Ausnahme da, da sie nicht auf die Umweltausprägungen der Berliner Gewässer zurückzuführen ist. Der katadrome Aal wäre aufgrund der fehlenden longitudinalen Durchgängigkeit (vgl. Kapitel 3) der Stadtspreewasserstraßen und der Kanäle bereits ausgestorben, wenn er nicht aufgrund seiner wirtschaftlichen Bedeutung durch umfangreiche Besatzmaßnahmen erhalten würde.

Auch wenn seit den 1990er Jahren aufgrund verbesserter Abwasserbehandlung eine Oligotrophierung zu beobachten ist, kann angenommen werden, dass die Plötze, wie generell alle Karpfenfische, nach wie vor durch die eutrophen Bedingungen in der Berliner Stadtspreewasserstraßen und den Kanälen gefördert wird (PERSSON, 1991, 1994, PERSSON ET AL., 1991). Aufgrund anderer Wirkmechanismen ist der Flussbarsch gegenüber der Plötze konkurrenzstärker und dominiert die Fischlebensgemeinschaft (siehe Kapitel 3).

Die **Plötze** gehört aufgrund ihres starken Anpassungsvermögens an ein breites Spektrum an Umweltbedingungen zu den häufigsten und am weitesten verbreiteten Fischarten in mitteleuropäischen Binnengewässern. Hinsichtlich der registrierten Vorkommen stellt die Plötze auch in den Berliner Gewässern die häufigste Fischart dar. Plötzen sind Schwarmfische, die bevorzugt die Uferregion der Gewässer besiedeln. Als eurytope Fischart zeigt sie keine Präferenzen für Stand- oder Fließgewässer. Abhängig von der Witterung laichen Plötzen bei einer Wassertemperatur von über 10°C von April bis Mai an flachen Uferregionen, wobei die Eier an Wasserpflanzen, Wurzeln oder Steinen gelegt werden (phyto-lithophil). Zur Fortpflanzung werden bevorzugt verkrautete Uferbereiche aufgesucht. Die nach ca. 4 – 10 Tagen schlüpfenden Larven heften sich mittels Klebedrüsen bis zur Aufzehrung ihres Dottervorrates an diese Substrate. Die Brut ernährt sich von Plankton, adulte Fische von größerem Zooplankton, wirbellosen Bodenorganismen und Anflugsnahrung. In anthropogen veränderten Gewässern neigt die Plötze aufgrund ihres hohen Vermehrungs- und Anpassungspotenzials bezüglich des Nahrungsspektrums und der Wassergüte zur Massenvermehrung.

Auch der **Flussbarsch** ist in Mitteleuropa bis Asien weit verbreitet und häufig und gehört in Kanälen und Stauseen zu den Hauptfischarten. In den Berliner Gewässern ist der Flussbarsch die zweithäufigste Fischart. Er lebt in Stand- und Fließgewässern und ist im Hinblick auf Wasserqualität, Strömungsverhältnisse, Nahrungsangebot und Laichsubstrat - vergleichbar mit der Plötze - ausgesprochen anpassungsfähig. Als Jungfische bis zu einer Körperlänge von 15 cm ernährt sich der Flussbarsch von wirbellosen Bodenorganismen, Adulte fressen in erster Linie Fische, wobei sie auch zum Kannibalismus neigen. Witterungsabhängig kann sich die Laichzeit von März bis Juni erstrecken, in Berlin früher im Jahr von Februar bis März, wobei die Laichbänder an ufernahe Wasserpflanzen, Wurzeln und Steinen abgelegt werden. Die Larven schlüpfen nach ca. drei Wochen und leben zunächst von ihrem Dottervorrat.

Der Flussbarsch ist im Vergleich zur Plötze stärker anpassungsfähig und zeigt in anthropogen beeinträchtigten Gewässern ebenfalls Massenaufkommen. In den Wasserstraßen des Nordostdeutschen Tieflandes ist seine Häufigkeit vom Anteil der künstlich angelegten, mit Steinschüttungen oder Spundwänden befestigten Uferabschnitten beeinflusst. Je monotoner und strukturärmer ein Gewässer ausgebaut ist, desto höher ist sein Anteil am Gesamtfischbestand.

In den extrem monoton verbauten innerstädtischen Abschnitten der Berliner Spree oder den Kanälen wie z.B. dem Teltowkanal entfielen bei den Befischungen bis 50 % des Gesamtfanges auf den Flussbarsch (WOLTER ET AL., 2003). In kanalartig ausgebauten und mit Stahlspundwänden befestigten Wasserstraßen können mehr als 90 % der gefangenen Fische auf diese Art entfallen (WOLTER & VILCINSKAS, 1997b). Aufgrund dieses sehr starken Zusammenhangs zwischen seinem Anteil am Gesamtfischbestand und dem Ausbaugrad der Gewässerufer, gilt er auch als Indikator für degradierte, strukturarme Fließgewässer (WOLTER & VILCINSKAS, 1997a, DUBLING ET AL., 2004).

Da für Fische infolge des naturfernen Ausbaus durch Spundwände wichtige Strukturen, wie Laichplätze, Unterstände und Weidegründe fehlen, dienen ihnen die Stadtsprees und Kanäle zur Zeit vornehmlich saisonal als Aufenthaltsorte oder Wanderwege.

So ist auch für den Rummelsburger See anzunehmen, dass die 14 dort vorgefundenen Arten den ehemaligen Spreealtarm lediglich als Nahrungs- oder Rückzugsrefugium nutzen, da dessen Ufer fast vollständig mit Spundwänden versehen ist, wodurch höhere Wasserpflanzen weitgehend fehlen und die Uferstruktur äußerst monoton ist (WOLTER ET AL., 2003). Im Gegensatz zu den Steinschüttungen an anderen Kanaluferräumen ist der Uferverbau durch senkrechte Spundwände nicht einmal mehr für Hartsubstratlaicher, wie z. B. den Kaulbarsch nutzbar (WOLTER, pers. Mitt., 2006).

Die Zahl der Fischarten in der Stadtsprees und den Kanälen ist daher von der Fauna der mit ihnen in Verbindung stehenden Gewässer abhängig. Ein Hauptlaichgebiet für diese Arten ist der Müggelsee, was auf die besondere Bedeutung der Flusseen für die in den kanalisierten Spreeabschnitten vorkommenden Arten hindeutet. Im Vergleich zu den kanalisierten Flussabschnitten zeichnet sich der Müggelsee durch ausgedehnte Zonen mit Schwimmblattpflanzen und großräumig unverbaute, naturnahe Ufer aus, so dass die Lebensraumdiversität wesentlich höher ist. Durchflossene Seen verfügen sowohl über strömende als auch über nichtströmende Bereiche. Sie bieten damit rheophilen und limnophilen Fischarten geeignete Lebensbedingungen und beherbergen daher i.d.R. ein vielfältiges Fischartenspektrum.

Bei einigen für die Flussecken und Flussunterläufe natürlicherweise typischen strömungsliebenden Arten wurde in den vergangenen zehn Jahren eine positive Bestandsentwicklung beobachtet, die sich in zunehmenden Nachweiszahlen und gestiegenen Dominanzanteilen von Aland, Rapfen (*Aspius aspius*), Quappe (*Lota lota*) und Steinbeißer (*Cobitis taenia*) widerspiegelt (WOLTER ET AL., 2003). Da die Uferstrukturen der Stadtspreewälder und Kanäle während der letzten Jahre keine ökologisch aufwertende Änderungen erfahren, muss die beobachtete Zunahme der genannten flusstypischen Fischarten auf die reduzierte Nährstoffbelastung und eine verminderte Eutrophierung zurückzuführen sein (WOLTER ET AL., 2003).

Die anspruchslosen, euryöken Fischarten, die indifferent bezüglich der Strömung sind, reproduzieren sich also auch in den innerstädtischen Gewässerabschnitten, solange die Ufer geeignete Strukturen aufweisen. Blocksteinschüttungen können Laich- und Brutaufwuchshabitate darstellen, sind die Ufer jedoch mit Spundwänden verbaut, kann sich auch die anspruchsloseste Fischart nicht reproduzieren. Flusstypische Fischarten sind hinsichtlich ihrer Reproduktion auf das Vorhandensein von überströmten kiesigen Substraten angewiesen, die innerhalb von Berlin ausschließlich in den Nebengewässern wie z.B. dem Westlichen Abzugsgraben vorzufinden sind. Für den Fortbestand dieser Arten kommt dementsprechend der Durchgängigkeit des Gewässersystems eine entscheidende Bedeutung zu.

3 Der Flussbarsch als Indikator für den Ausbaugrad von Wasserstraßen – Zusammenwirken von Uferbefestigung und schiffsinduzierten Wellenschlag

Im vorhergehenden Kapitel wurde dargelegt, dass das Hauptlaichgebiet der Berliner Fischfauna in den Flusseen und Nebengewässern gelegen ist, da dort geeignete Strukturen vorhanden sind, die in den kanalartig ausgebauten Gewässerabschnitten weitgehend fehlen. Dennoch sind zumindest obligate oder fakultative Hartsubstratlaicher, wie die häufigeren Fischarten Berlins auch in der Lage, sich in der Stadtspreet und den Kanälen zu vermehren, wenn die Ufer nicht durch Spundwände, sondern bspw. durch Steinschüttungen verbaut sind.

Der Anteil des Flussbarsches am Gesamtfischbestand durch den Grad des Uferverbaus gefördert wird, lässt sich hauptsächlich durch das Zusammenwirken von starker Lebensraumdegradation bzw. monotoner Struktur und der schiffsinduzierten hydrodynamischen Belastung zurückführen (WOLTER & VILCINSKAS, 1997a). Die hydrodynamische Belastung der flachen Uferzonen übt einen starken artspezifisch variierenden Einfluss auf den Bruterfolg aus.

Im deutschen Tiefland laicht der Flussbarsch typischerweise im März oder frühen April (WOLTER ET AL., 1999). Im Zusammenhang mit der **hydrodynamischen Belastung** ist es von entscheidender Bedeutung, dass der larvale Flussbarsch ontogenetische Lebensraumwechsel vom ufernahen Brutplatz ins Freiwasser zeigt, um einige Zeit später wieder in flache Uferzonen zurückzukehren (THORPE, 1977, URHO, 1996). Diese Rückkehr in die Uferzone war im Oder-Havel-Kanal wahrscheinlich im Juli abgeschlossen, da im Freiwasser keine Flussbarsche mehr nachgewiesen werden konnten (ARLINGHAUS ET AL., 2002). In frühen Entwicklungsstadien, in denen der Flussbarsch nur eine geringe Resistenz gegenüber hydraulischem Stress aufweist, hält er sich also im weniger exponierten Freiwasser auf. Zu der Zeit in der er später wieder die stärker strömungsexponierten Flachwasserzonen aufsucht, weist er eine wesentlich größere Schwimmleistung und Strömungsresistenz auf als in früheren Entwicklungsstadien. Durch diesen relativ frühzeitigen Lebensraumwechsel in tiefere Wasserzonen ist der postlarvale Flussbarsch weniger vom schiffsinduzierten Wellenschlag am Ufer beeinträchtigt, als das für die Plötze der Fall ist, die eine längere Zeit in ihrer Entwicklung auf strömungsberuhigte Flachwasserzonen angewiesen ist (COPP ET AL., 1994, GARNER, 1996).

Somit erklärt sich die hohe Konkurrenzstärke des Flussbarsches dadurch, dass er der hydrodynamischen Belastung weniger als Jungfische anderer Arten ausgesetzt ist und eine kürzere Zeitspanne seines frühen postlarvalen Lebens strukturierte Flachwasserzonen besiedelt.

Dies wird von WOLTER & VILCINSKAS (1997b) bestätigt, die in den Wasserstraßen des Norddeutschen Tieflandes beobachteten, dass insbesondere Larven der Plötze aber auch anderer Karpfenfische durch starken Wellenschlag am Ufer strandeten. Die Gefahr des Strandens von Jungfischen ist insbesondere in den ersten 10 bis 14 Tagen nach dem Schlupf besonders hoch (HOLLAND, 1987, ADAMS ET AL., 1999). Erst ab einer Länge von 25 mm scheinen Larven karpfenartiger Fische nicht mehr von schiffsinduzierten Strömungen gefährdet zu sein (WOLTER & VILCINSKAS, 1997b). Larven der Plötze werden bei einer Größe von 7,5 mm bereits von einer Strömung von 6,9 cm/s verdriftet, da sie nur eine sehr geringe Strömungsresistenz aufweist. Diese geringe Toleranz gegenüber einer höheren hydraulischen Belastung erklärte die Individuenverteilung der Plötze im Oder-Havel-Kanal. So beobachteten ARLINGHAUS ET AL. (2002) eine starke Abundanzabnahme der

Plötze im Mai und Juni, die wahrscheinlich auf eine erhöhte strömungsinduzierte Mortalität zurückzuführen war, während die Abundanzen des Flussbarsches zunahmen.

Generell führt die Beeinträchtigung der ufernahen Lebensräume durch die hydrodynamische Belastung für alle vorkommenden Fischarten zu einer stark verminderten Lebensraumqualität und ist im besonderen Maße für den Bruterfolg und das Überleben der Jungfische verantwortlich.

Es ist bekannt, dass Jungfische desselben Jahres in Fließgewässern strömungsberuhigte Uferbereiche bevorzugen (FLOYD ET AL., 1984). Dies trifft insbesondere auf die ersten Tage nach dem Schlupf zu, da die Schwimmleistung und Strömungswiderstandsfähigkeit nicht nur artspezifisch (GARNER, 1999), sondern auch längenspezifisch ist (MANN & BASS, 1997). Jungfische desselben Jahres meiden Bereiche mit Fließgeschwindigkeiten > 20 cm/s (DUNCAN ET AL., 2001). Generell sind ältere und größere Jungfische desselben Jahres in Abhängigkeit zur Substratraugigkeit resistenter gegen hydrodynamische Belastungen und können Strömungsgeschwindigkeiten von bis zu 60 cm/s widerstehen (MANN, 1996). Im Oder-Havel-Kanal war in Buchten, die schiffsinduzierten Strömungsgeschwindigkeiten von weniger als 20 cm/s ausgesetzt waren, die Dichte an Jungfischen desselben Jahres signifikant höher als in langgestreckten Kanalabschnitten, an den Strömungsgeschwindigkeiten von bis zu 80 cm/s gemessen wurden (ARLINGHAUS ET AL., 2002). Diese Dichteunterschiede könnten auf eine Präferenz der Jungfische desselben Jahres für Buchten mit flachen Uferzonen, passive Drift der Larven oder eine erhöhte schiffahrtsinduzierte Mortalität in den langgestreckten Kanalabschnitten zurückzuführen sein.

Synergetische Effekte zwischen einer stark reduzierten **Lebensraumheterogenität des Ufers**, das keine Refugialräume bereitstellt und dem Wellenschlag verursachen eine hohe Mortalität der Fischbrut und der Jungfische. Die wellenschlagsinduzierte Beeinträchtigung der Fischzönose ist dementsprechend vom Grad der Kanalisierung und dem Grad der Homogenisierung der Uferstrukturen abhängig und ist maximal und drückt sich in einer stark reduzierten Fischartendiversität aus, wenn keinerlei Refugien vorhanden sind (WOLTER & VILCINSKAS, 2000, WOLTER, 2001a). Andererseits wird das Ausmaß der hydraulischen Störungen auf die Fischzönose durch den Grad der Lebensraumheterogenität bestimmt und nimmt mit zunehmender Komplexität ab (GABEL ET AL. 2008, PEARSON ET AL., 1992). Da der Ausbaugrad in urbanen Gewässern besonders hoch ist, ist die durch die verringerte Lebensraumverfügbarkeit verursachte hydrodynamische Beeinträchtigung in diesen Gewässern besonders groß (WOLTER & VILCINSKAS 2000, WOLTER ET AL., 2003).

In ihrem Review zu den Effekten schiffsinduzierter hydrodynamischer Belastungen schlussfolgerten WOLTER & ARLINGHAUS (2003), dass die Strömungsgeschwindigkeit die höchste Erklärungskraft für eine limitierte Lebensraumverfügbarkeit durch Fische hat. Unter der Annahme von schiffsinduzierten Strömungsgeschwindigkeiten von 0,7 bis 1,0 m/s, die mit vergleichbarer Intensität auch in der Berliner Stadtspreet auftreten (FRANKE, 2006), ist das Überleben der Fische unter 14,7 cm Körperlänge aufgrund ihrer zu geringen Schwimmleistung stark eingeschränkt.

Generell zeigen die Jungfische aller in Berlin vorkommenden Fischarten, mit Ausnahme von Ukelei, Flussbarsch und Zander eine Präferenz für flache Uferzonen (< 1 m Wassertiefe) in einem ca. 6 m breiten makrophytenbestandenen Uferstreifen (GARNER, 1996). Diese Flachwasserzonen sind auch die am stärksten durch den schiffahrtsinduzierten Wellenschlag belasteten Bereiche im Querprofil und werden folglich hinsichtlich ihrer Funktion als Brut- und Aufwuchslebensraum für Fische stark entwertet.

4 Strukturelle Maßnahmen zur Revitalisierung der Berliner Stadtspreewald und der Kanäle unter Berücksichtigung der Gütekriterien für die Mischwasserentlastung

Für eine detaillierte Diskussion des ökologischen Potenzials der Berliner Stadtspreewald und der Kanäle wird auf den Endbericht Pewa II – „Das gute ökologische Potenzial: Methodische Herleitung und Beschreibung“ (SENSTADT, 2008) hingewiesen.

Nach WOLTER (in: SENSTADT, 2008) könnte die durchschnittliche Fischzönose der regulierten Flüsse im ländlichen Raum insbesondere hinsichtlich der Artenzahl und dem Vorhandensein typischer Flussfischarten als Referenz für das gute ökologische Potenzial von Wasserstraßen dienen. Letztere können auch in erheblich beeinträchtigten Wasserstraßen wie die Berliner Stadtspreewald sich selbst erhaltene Populationen bilden, wenn zur Fortpflanzung und zum Aufwachsen der Brut geeignete Strukturen vorhanden bzw. in Nebengewässern oder benachbarten Flussabschnitten erreichbar sind.

Es wurde argumentiert, dass es in stark veränderten Gewässern sehr unwahrscheinlich ist den ökologischen Zustand durch Revitalisierungsmaßnahmen zu verbessern (BOOTH ET AL., 2004). Die oben bereits erwähnten Untersuchungsergebnisse zur Fischfauna in urbanen Wasserstraßen (WOLTER, 2008) legen jedoch den gegenteiligen Schluss nahe. In Wasserstraßen wurde insbesondere die Verfügbarkeit von flachen Uferzonen, die vor anthropogenen Wellenschlag geschützt sind, als entscheidender Faktor für die Lebensraumqualität hinsichtlich der Nutzung als Laich- und Fischeaufwuchsgebiete identifiziert (WOLTER & ARLINGHAUS, 2003, WOLTER & VILCINSKAS, 1997b). Dabei kamen bis zu einem Grenzwert von ca. 80 % Uferverbau die meisten zu erwartenden Fischarten vor, während mit einem graduellen Anstieg bis zu einem vollständigen Verbau der Uferlinie die Fischfauna signifikant geschädigt wurde.

In Wasserstraßen, deren Uferlinie lediglich zu 90 % verbaut war, wurden generell höhere Fischartenzahlen, Fischdiversität, Verhältnis von rheophilen zu limnophilen Fischarten und Zahl bedrohter Fischarten nachgewiesen, als in vollständig verbauten Wasserstraßen.

Eine weitere Reduktion von verbliebenen 10 % strukturierter Uferlebensräume in einer ansonsten verbauten Uferlinie führt also zu einer zusätzlichen Beeinträchtigung der Fischfauna. Umgekehrt lässt sich schlussfolgern, dass die strukturelle Aufwertung von 10 – 20 % der Uferlinie stark veränderter bzw. vollständig verbauter Fließgewässer die Dominanzverhältnisse und die Diversität der Fischfauna signifikant verbessern (WOLTER ET AL., 2009).

Dementsprechend ist zu erwarten, dass es für Erfolgsaussichten von Revitalisierungsmaßnahmen bedeutender ist, einen bestimmten Anteil des Wasserkörpers zu berücksichtigen, als eine Mischung verschiedener Maßnahmen anzuwenden.

Nicht zuletzt kommt der **longitudinalen Durchgängigkeit** insbesondere in stark beeinträchtigten Gewässern erhebliche Bedeutung zu. Fische führen im Laufe ihrer Entwicklung obligate Wanderungen und Lebensraumwechsel durch, da verschiedene Entwicklungs- und Altersstadien unterschiedliche Lebensraumanprüche haben. Da in Wasserstraßen aufgrund anderer prioritärer Nutzungen (z.B. Schifffahrt) das Potenzial naturraumtypische Strukturvielfalt zu entwickeln begrenzt ist, müssen Fische in die Lage versetzt werden, Wasserstraßen als Nahrungsrefugium zu nutzen und strukturiertere Lebensräume der Nebengewässer zu erschließen.

Die Bedeutung dieses Zusammenhangs für das Erreichen eines guten ökologischen Potenzials hat WOLTER ET AL. (2007) für die Untere Havel aufgezeigt. Die Verbindung zu Nebengewässern oder auch nur größeren Ausbuchtungen wurde auch für andere Gewässer der Region als sehr bedeutsam für die Fischgemeinschaft identifiziert (WOLTER, 2001a). Nebengewässer, Buchten und Aufweitungen u.ä. stellen Sonderstrukturen dar, die insbesondere Jungfischen in Wasserstraßen als Aufwuchsgebiete dienen (ARLINGHAUS ET AL., 2002). Auch die Neuanlage solcher Lebensräume trägt unmittelbar zu Förderung der Fischbestandes und insbesondere zur Förderung der natürlichen Reproduktion der Fischarten im Gewässer bei (WOLTER ET AL., 2004b, 2006).

Die ökologische Bedeutung von **Flachuferbereichen** kann nicht überbewertet werden (WARD ET AL., 1999, SCHIEMER ET AL., 2001). Fische nutzen generell bevorzugt ufernahe Lebensräume, nicht zuletzt aufgrund der dort substanziell höheren Nährtierdichte. Oft steigen Nachts Artenzahl und Fischdichte am Ufer signifikant an, da viele Fischarten tagesperiodische Wanderungen unternehmen (WOLTER & FREYHOF, 2004). Von wenigen Ausnahmen abgesehen, nutzen alle Fischarten die flachen Uferzonen zur Eiablage. Wie in Kapitel 3 ausgeführt, ist die frisch geschlüpfte Brut der meisten Fischarten aufgrund ihrer geringen absoluten Schwimmleistung auf strömungsberuhigte ufernahe Flachwasserbereiche als Aufwuchsgebiet angewiesen (WOLTER & ARLINGHAUS, 2003, 2004).

Flachwasserbereiche sind darüber hinaus bedeutsam für die Ansiedlung submerser und emerser Wasserpflanzen, von denen wiederum Fische profitieren, da sie Unterstände, Versteckmöglichkeiten vor Fressfeinden, Schutz vor Strömung und Wellenschlag sowie Laichsubstrat bieten (WOLTER, 2001b). Von höchster ökologischer Wertigkeit sind unverbaute, gut strukturierte Flachufer, weshalb dem partiellen Rückbau von Uferbefestigung eine große Bedeutung für die Entwicklung von artenreichen aquatischen Lebensgemeinschaften zukommt. Dabei stellen etwa 80 % Uferverbauung einen Schwellenwert dar, bei dessen Überschreitung sich die Abnahme der Fischartenzahl und Diversität und die Zunahme des Anteils störungsanzeigender Indikatorarten (Flussbarsch und Plötze, vgl. oben) exponentiell verstärken.

Dies deutet darauf hin, dass zum Erreichen eines guten ökologischen Potenzials nur ein verhältnismäßig kleiner Teil der Uferlinie ensiegelt und strukturiert werden muss, was ohne Beeinträchtigung prioritärer Nutzungen möglich sein sollte. Flussinterne Maßnahmen benötigen kein zusätzliches, angrenzendes Land für die Durchführung und können daher insbesondere im urbanen Raum als leichter realisierbar angesehen werden.

Hinsichtlich Maßnahmen zur Aufwertung der Uferstruktur muss für die stark verbauten Abschnitte der Berliner Stadtspreewälder Kanäle angenommen werden, dass sich flusstypische Fischarten, die auf überströmte Kieslaichplätze angewiesen sind, dort auch mittelfristig nicht reproduzieren können. Daher kommt der Durchgängigkeit des Gewässersystems für den Schutz und der Förderung dieser Fischarten (z.B. Rapfen) eine übergeordnete Bedeutung zu. Dem gegenüber können die Bestände der Fischarten, die im Hinblick auf das Laichhabitat anspruchsloser sind, auch durch flussinterne Maßnahmen gefördert werden.

Unterhalb der Schleuse Charlottenburg weist die Stadtspreewälder Kanäle rechtsseitig künstlich angelegte flache Uferbereiche auf. Diese Uferbereiche sind durch Blocksteinschüttung gesichert und vor dem schiffsinduzierten Wellenschlag durch vorgelagerte Stahlpundwände geschützt.

Untersuchungen der Fischfauna ergaben im Jahre 2006 eine außergewöhnlich hohe Jungfischdichte, die insbesondere von Plötze, Flussbarsch und Aland gestellt wurde. Qualitative Veränderungen der Zusammensetzung der Fischgemeinschaft wurden nicht festgestellt, da geeignete gut mit Sauerstoff versorgte kiesige Laichsubstrate, die von den meisten flusstypischen Fischarten benötigt werden, nicht vorkamen. So wurde bspw. auch der kieslaichende Rapfen nachgewiesen, da Verbindungen zum Westlichen Abzugsgraben und Bereichen unterhalb des Alten Wehres bestehen, wo er geeignete Laichhabitats vorfindet (WOLTER, PERS. MITT. 2009).

Es zeigt sich also, dass strukturelle Aufwertungen der Ufer der Berliner Stadtsprees und der Kanäle erst einmal die häufigen, euryöken Fischarten fördert.

Eine strukturelle Aufwertung der Ufer, die eine Minimierung der schiffahrtsinduzierten hydrodynamischen Belastungen einschließen, sollte sich somit in erster Linie in veränderten Dominanzverhältnissen der rezenten Fischarten widerspiegeln. Der Erfolg solcher Maßnahmen sollte sich längerfristig auch in einem reduzierten Anteil des Flussbarsches am Gesamtfischbestand zeigen.

An den künstlichen Flachufeln unterhalb der Schleuse Charlottenburg war eine starke Sedimentation von organischem Material in den wellenschlagsgeschützten Uferbereichen auffallend. Es muss angenommen werden, dass diese Verschlammung die Sauerstoffkonzentrationen durch Zehrung minimiert, auch wenn derzeit noch keine spezielle Studie zu den Sauerstoffverhältnissen vorliegt (WOLTER, PERS. MITT. 2009).

Da die frisch geschlüpften Fischlarven karpfenartiger Fischarten im Vergleich zu den adulten Tieren einen höheren Sauerstoffbedarf aufweisen und über keine Adaptionsmechanismen verfügen, kommt diesem erhöhten sedimentbürtigen Sauerstoffbedarf eine besondere Bedeutung zu.

Bei der Anlage wellenschlagsgeschützter, strukturierter Flachufer ist demnach im besonderen Maße darauf zu achten, dass trotz Strömungsberuhigung ein stetiger Austausch an Wasser zwischen Freiwasser und Uferzone stattfinden kann.

Da die **Sauerstoffgütekriterien für Mischwasserentlastungen** auf der Grundlage von den Ansprüchen bzw. Toleranzen von adulten Fischen entwickelt wurden (vgl. LESZINSKI ET AL., 2007), ist es bei derzeitigem Kenntnisstand unsicher, ob die Gütekriterien für die Fischbrut verschärft werden müssten.

Unter der Annahme, dass die Sauerstoffkonzentrationen an den künstlichen Flachufeln mit denen des freien Wasserkörpers vergleichbar sind, erscheinen die Gütekriterien jedoch für die Fischbrut der euryöken Fischarten ausreichend, da sie auch auf den Minimalansprüchen von anspruchsvolleren, flusstypischen Fischarten wie dem Rapfen basieren. Für die Fischbrut von kieslaichenden Fischarten müssten die Sauerstoffgütekriterien für Mischwasserentlastungen in die innerstädtischen Spree- und Kanalabschnitte verschärft werden.

Jedoch ist nicht zu erwarten, dass sich die innerstädtischen Spree- und Kanalabschnitte kurz- bis mittelfristig zu Reproduktionsgewässern für diese Fischarten entwickeln lassen.

Zusammenfassend versprechen folgende Revitalisierungs-Maßnahmen die Lebensraumfunktion der Berliner Stadtspreewälder Kanäle für Fische nachhaltig zu verbessern:

- Bereits bestehende Flachufer, die mittels Steinschüttung befestigt sind und potenzielle Laich- und Brutrefugien darstellen, müssen vor dem schiffsinduzierten Wellenschlag geschützt werden.
- Neuanlage von Flachufern und Buchten zur Förderung einer diverseren Lebensraumausstattung, erhöhten Substratheterogenität und potenziellen Standorten für Wasserpflanzen. Dabei ist die Belastung durch schiffsinduzierten Wellenschlag durch die Errichtung von Palisaden oder vorgelagerten Spundwänden zu minimieren. Der „Grenzwert“ von 10 bis 20 % nicht verbauter bzw. entsiegelter Uferlinie sollte angestrebt werden.
- Schaffung von Durchgängigkeit durch Anlage von Fischtreppen bzw. Umgehungsgerinnen an den Berliner Wehren, so dass Fische Nebengewässer mit besserer Lebensraumausstattung erreichen können. Dies betrifft insbesondere lithophile Arten, die kiesiges gut mit Sauerstoff versorgtes Laichsubstrat benötigen und auch als Larven benthisch orientiert sind.
- Einhaltung der Gütekriterien für die Mischwasserentlastung bzw. qualitative und quantitative Minimierung extremer Sauerstoffdepressionen.

5 Literaturverzeichnis

- ADAMS, S. R., KEEVIN, T. M., KILLGORE, K. J. & HOOVER, J. J. (1999): *Stranding potential of young fishes subjected to simulated vessel-induced drawdown*. Transactions of the American Fisheries Society **128**, 1230-1234.
- ARLINGHAUS, R., ENGELHARDT, C., SUKHODOLOV, A. & WOLTER, C. (2002): *Fish recruitment in a canal with intensive navigation: implications for ecosystem management*. Journal of Fish Biology **61**, 1386-1402.
- BOOTH, D. B., KARR, J. R., SCHAUMANN, S., KONRAD, C. P., MORLAY, S. A., LARSON, M. G. & BURGESS, S. J. (2004): *Reviving urban streams: land use, hydrology, biology, and human behavior*. Journal of the American Water Resources Association **40**, S. 1351-1364.
- COPP, G. H., GUTI, G., ROVNY, B. & CERNY, J. (1994): *Hierarchical Analysis of Habitat Use by 0+ Juvenile Fish in Hungarian/Slovak Flood-Plain of the Danube River*. Environmental Biology of Fishes **40**, 329-348.
- DUNCAN, A., KUBECKA, J., KETT, S., HANNA, N. & SKELDON, J. (2001): *Habitats of 0+ fry in a English lowland river*. Archiv für Hydrobiologie Supplement 135/2 Large Rivers **12**, 153-171.
- DÜBLING, U., BERG, R., KLINGER, H. & WOLTER, C. (2004): *Assessing the ecological status of river systems using fish assemblages*. In: STEINBERG, C., CALMANO, W., KLAPPER, H. & WILKEN, R.-D. (Hrsg.): Handbuch angewandte Limnologie VIII-7.4, 20, Erg.Lfg. 12/04, 1-84.
- FLOYD, K. B., HOYT, R. D. & TIMBROOK, S. (1984): *Chronology of Appearance and Habitat Partitioning by Stream Larval Fishes*. Transactions of the American Fisheries Society **113**, 217-223.
- FRANKE, D. (2006): *Auswirkung von Schiffahrtswellen auf die Binnenwasserstraßen von Berlin*. Studienarbeit, Technische Universität Bergakademie Freiberg. 60 S.
- GABEL, F., GARCIA, X. -F., BRAUNS, M., SUKHODOLOV, A., LESZINSKI, M. & PUSCH, M. T. (2008): *Resistance to ship-induced waves of benthic invertebrates in various littoral habitats*. Freshwater Biology **53**, 1567-1578.
- GARNER, P. (1996): *Microhabitat use and diet of 0+ cyprinid fishes in a lentic, regulated reach of the River Great Ouse, England*. Journal of Fish Biology **48**, 367-382.
- GARNER, P. (1999): *Swimming ability and differential use of velocity patches by 0+ cyprinids*. Ecology of Freshwater Fish **8**, 55-58.
- HEINZMANN, B. (1998): *Improvement of the surface water quality in the Berlin region*. Water Science and Technology **38**, 191-200.
- HOLLAND, L. E. (1987): *Effect of Brief Navigation-Related Dewaterings on Fish Eggs and Larvae*. North American Journal of Fisheries Management **7**, 145-147.
- JACOB, U., WALTER, H. & KLENKE, R. (1984): *Aquatic insect larvae as indicators of limiting minimal contents of dissolved oxygen – Part II*. Aquatic Insects **6**, 185-190.

- KARR J. R. & SCHLOSSER, I. J. (1978): *Water resources and the land-water interface*. Science **201**, 229-234.
- LAMMERSEN, R. (1997): *Die Auswirkungen der Stadtentwässerung auf den Stoffhaushalt von Fließgewässern*. In: Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz des Institutes für Wasserwirtschaft der Universität Hannover, Heft 15.
- LESZINSKI, M., SCHUMACHER, F., SCHROEDER, K., PAWLOWSKY-REUSING, E. & HEINZMANN, B. (2006): *Integrated Sewage Management, Project acronym: ISM. Teilstudie: Auswirkungen urbaner Nutzungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönosen von Tieflandflüssen unter besonderer Berücksichtigung der Mischwasserentlastung*. KompetenzZentrum Wasser Berlin gGmbH (Hrsg.). 149 S.
- LESZINSKI, M., SCHUMACHER, F., SCHROEDER, K., PAWLOWSKY-REUSING, E. & HEINZMANN, B. (2007): *Integrated Sewage Management, Project acronym: ISM. Teilstudie: Immissionsorientierte Bewertung von Mischwasserentlastungen in Tieflandflüssen*. Studie i.A. des Kompetenz-Zentrum Wasser Berlin gGmbH und den Berliner Wasserbetrieben. 41 S.
- MANN, R. H. K. & BASS, J. A. B. (1997): *The critical water velocities of larval roach (*Rutilus rutilus*) and dace (*Leuciscus leuciscus*) and implications for river management*. Regulated Rivers – Research & Management **13**, 295-301.
- MANN, R. H. K. (1996): *Environmental requirements of European non-salmonid fish in rivers*. Hydrobiologia **323**, 223-235.
- MINSHALL, G.W. & ROBINSON, C.T. (1998): *Macroinvertebrate community structure in relation to measures of lotic habitat heterogeneity*. Archiv für Hydrobiologie **141**, 129-151.
- MINSHALL, G.W. (1984): *Aquatic insect-substratum relationships*. In: The Ecology of Aquatic Insects (Hrsg. V.H. Resh & D.M. Rosenberg), S. 358-400. Praeger Publishing, New York, USA.
- PEARSON, T. N., LI, H. W. & LAMBERTI, G. A. (1992): *Influence of Habitat Complexity on Resistance to Flooding and Resilience of Stream Fish Assemblages*. Transactions of the American Fisheries Society **121**, 427-436.
- PERSSON, L. (1991): *Interspecific interactions*. In: Cyprinid fishes: systematics, biology and exploitation, 530-551, Chapman & Hall, London.
- PERSSON, L. (1994): *Natural shifts in the structure of fish communities: mechanisms and constraints on perturbation sustenance*. In: Rehabilitation of freshwater fisheries, 421-433, Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- PERSSON, L., DIEHL, S., JOHANSSON, L., ANDERSSON, G. & HAMRIN, S. F. (1991): *Shifts in Fish Communities Along the Productivity Gradient of Temperate Lakes - Patterns and the Importance of Size-Structured Interactions*. Journal of Fish Biology **38**, 281-293.
- RIEHEL, M., (2009): *Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf die Berliner Stadtspre*. Diplomarbeit an der Technische Universität Berlin Fakultät für Prozesswissenschaften. Institut für Technischen Umweltschutz und Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH. 129 S.

- SCHIEMER, F., KECKEIS, H., WINKLER, G. & FLORE, L. (2001): *Large rivers: the relevance of ecotonal structure and hydrological properties for the fish fauna*. Archiv für Hydrobiologie, Suppl. **135**, 487-502.
- SENSTADT (2001): *Abwasserbeseitigungsplan Berlin unter besonderer Berücksichtigung der Immissionszielplanung*. Senatverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (Hrsg.). 110 S.
- SENSTADT (2008): *Endbericht Pewa II. Das gute ökologische Potenzial: Methodische Herleitung und Beschreibung. Morphologische und biologische Entwicklungspotenziale der Landes- und Bundeswasserstraßen im Elbegebiet*. Autoren: HALLE, M., KAIL, J., MISCHKE, U., MÜLLER, A., POTTGIESER, T., SEUTER, S., VAN DE WEYER, K. & WOLTER, C.. Senatverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (Hrsg.) 251 S.
- SHELDON, A. L. (1968): *Species diversity and longitudinal succession in stream fish*. Ecology **49**, 193-198.
- TANIGUCHI, H. & TOKESHI, M. (2004): *Effects of habitat complexity on benthic assemblages in a variable environment*. Freshwater Biology **49**, 1164-1178.
- THORPE, J. (1977): *Synopsis of biological data on the perch *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 and *Perca flavescens* Mitchill, 1814*. FAO Fisheries Synopsis **113**, 1-138.
- URHO, L. (1996): *Habitat shifts of perch larvae as survival strategy*. Annales Zoologici Fennici **33**, 329-340.
- WARD, J. V., TOCKNER, K. & SCHIEMER, F. (1999) *Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity*. Regulated Rivers: Research and Management, **15**, 125-139.
- WOLTER, C. & ARLINGHAUS, R. (2003): *Navigation impacts on freshwater fish assemblages: the ecological relevance of swimming performance*. Reviews in Fish Biology and Fisheries **13**, 63-89.
- WOLTER, C. & ARLINGHAUS, R. (2004): *Burst and critical swimming speeds of fish and their ecological relevance in water-ways*. Berichte des IGB **20**, 77-93.
- WOLTER, C. & FREYHOF, J. (2004): *Diel distribution patterns of fishes in a temperate large lowland river*. Journal of Fish Biology **64**, 632-642.
- WOLTER, C. & VILCINSKAS, A. (1997a): *Perch (*Perca fluviatilis*) as an indicator species for structural degradation in regulated rivers and canals in the lowlands of Germany*. Ecology of Freshwater Fish **6**, 174-181.
- WOLTER, C. & VILCINSKAS, A. (1997b): *Characterization of the typical fish community of inland waterways of the north-eastern lowlands in Germany*. Regulated Rivers – Research & Management **13**, 335-343.
- WOLTER, C. & VILCINSKAS, A. (2000): *Characterisation of fish species diversity in waterways and urban waters*. Wasser & Boden **52**, 14-18.
- WOLTER, C. (2001a): *Conservation of fish species diversity in navigable waterways*. Landscape und Urban Planning **53**, 135-144.
- WOLTER, C. (2001b): *Rapid changes of fish assemblages in artificial lowland waterways*. Limnologica **31**, 27-35.

- WOLTER, C. (2006): *Fischerfassung in ausgewählten Bundeswasserstraßenabschnitten im Land Berlin*. Studie im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung. Berlin.
- WOLTER, C. (2008): *Towards a mechanistic understanding of urbanization's impacts on fish*. In: Urban Ecology. An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature. MARZLUFF, J., SHULENBERGER, E., ENDLICHER, W., ALBERTI, M., BRADLEY, G., RYAN, C., SIMON, U., & ZUMBRUNNEN, C. (Eds.), New York, Springer, S. 425-436.
- WOLTER, C., ARLINGHAUS, R., GROSCH, U. A. & VILCINSKAS, A. (2003): *Fische & Fischerei in Berlin*. Zeitschrift für Fischkunde Supplement **2**, 1-156.
- WOLTER, C., BISCHOFF, A. & WYSUJACK, K. (2004): *Ascertaining fish-faunistic references for large rivers of the central plains*. In: STEINBERG, C., CALMANO, W., KLAPPER, H. & WILKEN, R.-D. (Hrsg.): Handbuch angewandte Limnologie VIII-7.4, 20, Erg.Lfg. 12/04, 22-27.
- WOLTER, C., BISCHOFF, A., TAUTENHAHN, M., VILCINSKAS, A. (1999): *Die Fischfauna des Unteren Odertals: Arteninventar, Abundanzen, Bestandsentwicklung und fischökologische Bedeutung der Polderflächen*. In: Das untere Odertal: Auswirkungen der periodischen Überschwemmungen auf Biozöosen und Arten, 369-386, E. Schweizbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- WOLTER, C., MISCHKE, U., POTTGIESSER, T., KAIL, J., HALLE, M., VAN DE WEYER, K. & REHFELD-KLEIN, M. (2009): *A framework to derive most efficient restoration measures for human modified large rivers*, 7, ISE & 8. HIC, Chile.
- WOLTER, C., SCHOMAKER, C. & FREDRICH, F. (2007): *Indikation des ökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Fischerfassung im Rahmen des PEWA-Projekt begleitenden Monitorings*. Studie im Auftrag der Senatsverwaltung Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz. Berlin.