

Auswirkungen von Querbauwerken in Fließgewässern am Beispiel von Fischen und Rundmäulern und Ansätze zur Konfliktlösung

Arno WATERSTRAAT

1. Einleitung

Fließgewässer sind in ihrer ökologischen Funktionsfähigkeit, wie auch fast alle terrestrischen Lebensräume, in erheblichem Maße von anthropogenen Veränderungen betroffen. Besonders schwerwiegend wirken sich hierbei die Errichtung von Querbauwerken, die Kanalisierung, d. Verbau von Längsprofil und Sohle sowie Unterhaltungsmaßnahmen aus. Stoffliche Belastungen (Einleitung toxischer und zehrender Stoffe) haben in der Vergangenheit ebenfalls schwere Schäden an Fließgewässerszönosen verursacht.

Ein Großteil dieser Prozesse führen zur Fragmentierung der Lebensräume und zu Störungen der Organismen. Daher soll zunächst kurz auf einige theoretische Grundlagen in diesem Zusammenhang verwiesen werden.

In der Tierökologie wird der Fragmentierungsbegriff konsequent in Verbindung mit den Habitaten der Organismen verwendet. Dabei bedeutet Fragmentierung sowohl das räumliche Muster der Habitatverteilung (hier als Fragmentiertheit) als auch den Prozeß, der solche Muster erzeugt (WIENS, 1994). Der Prozeß der Fragmentierung kann dabei als eine Unterbrechung der Habitatkontinuität (LORD & NORTON, 1990; in WIENS 1994) betrachtet werden. Die aus diesem Prozeß resultierenden Wirkungen können teilweise auch als Störwirkung bezeichnet werden. ERZ (1980) und RIECKEN (1992) umschreiben die Wirkung der Fragmentation von Landschaften und Lebensräumen mit den Begriffen Primärwirkung (Direktwirkungen), Sekundärwirkung (im wesentlichen Distanzwirkung und Randeffect) und Tertiärwirkung (im wesentlichen Isolation und Verinselung).

Primärwirkungen sind dabei die aus der Veränderung der Habitat- bzw. Landschaftsstruktur und von den technischen Bauwerken ausgehenden Verluste und Änderungen der Raumnutzung der die Habitate bewohnenden Organismen.

Sekundärwirkungen sind die Reaktionen und Konsequenzen, die von Emissionen (Licht, Lärm, Schadstoffe) der technischer Infrastruktur verursacht werden

Tertiärwirkungen sind Folgewirkungen, die erst durch die weitere Erschließung der Landschaft entstehen. Dabei nehmen sie wiederum den Charakter von Primär- und Sekundärwirkungen an.

Unschwer kann man sich die von errichteten Bauwerken im Gewässerbereich ausgehenden Primärwirkungen vorstellen, deren mögliche Konsequenzen weiter unten erläutert werden. Sekundär- und Tertiärwirkungen wirken grundsätzlich zunächst auf physiologischer und ethologischer Ebene der

Organismen, können jedoch auch Konsequenzen für die Populationen haben (STOCK et al. 1994).

RIECKEN (1992) umschreibt die Tertiärwirkungen mit der Veränderung der Durchdringbarkeit der Landschaft durch zerschneidende Elemente wie Straßen. Betroffen sind davon besonders langlebige, an konstante Umweltbedingungen angepaßte Arten (K-Strategen), die ohnehin nur eine geringe Abwanderungsneigung haben und Arten mit geringer Mobilität (Urwaldarten und viele Gewässerarten). Dagegen sind r-Strategen durch zerschneidende Elemente weniger gefährdet. Sie sind an stark wechselnde Umweltbedingungen angepaßt, sind kurzlebiger, haben eine variable Fruchtbarkeit mit zumeist vielen Nachkommen und variable Populationsdichten. Hierbei handelt es sich dann auch zumeist um weniger gefährdete Arten. Durch ihre höhere Mobilität sind diese Arten allerdings häufig stärker den Primär- und Sekundärwirkungen von Zerschneidungen ausgesetzt.

Damit stellt die Fragmentierung als Prozeß betrachtet, auch eine wichtige Ursache für Störwirkungen dar. Dabei lassen sich eine Fülle von einzelnen Störreizen determinieren, die in diesem Prozeß oder in seiner Folge Reaktionen hervorrufen können (z.B. Licht, Lärm, Schadstoffe, Fließgeschwindigkeit des Wassers). Diese Sekundärwirkungen der Zerschneidung bergen in sich die Potenz als Störreiz Reaktionen von Organismen auszulösen (WATERSTRAAT et al. 1996) (Abbildung 1).

Im allgemeinen werden für aquatische Organismen diese physiologisch oder ethologisch nachweisbaren Störwirkungen von Querbauwerken vernachlässigt. Jedoch gibt es inzwischen genügend Belege für verändertes Raumnutzungs- und Wiederbesiedlungsverhalten (DETENBECK et al. 1992).

OPDAM et al. (1994) zählen am Beispiel der Niederlande die Habitatfragmentierung neben der Eutrophierung von Oberflächen- und Grundwässern, der Ammoniumemission aus landwirtschaftlichen Quellen und der Absenkung des Grundwasserspiegels zu den 4 wichtigsten Faktoren, welche die Biodiversität reduzieren. Die anderen 3 Faktoren verschlechtern die Habitatqualität (teilweise bis zum Verlust), wodurch Reproduktion und Mortalität lokaler Populationen beeinflusst werden. Habitatfragmentierung beeinflusst die Populationen dagegen, indem räumliche Prozesse wie tägliches „home range“ und „dispersal“ verändert werden.

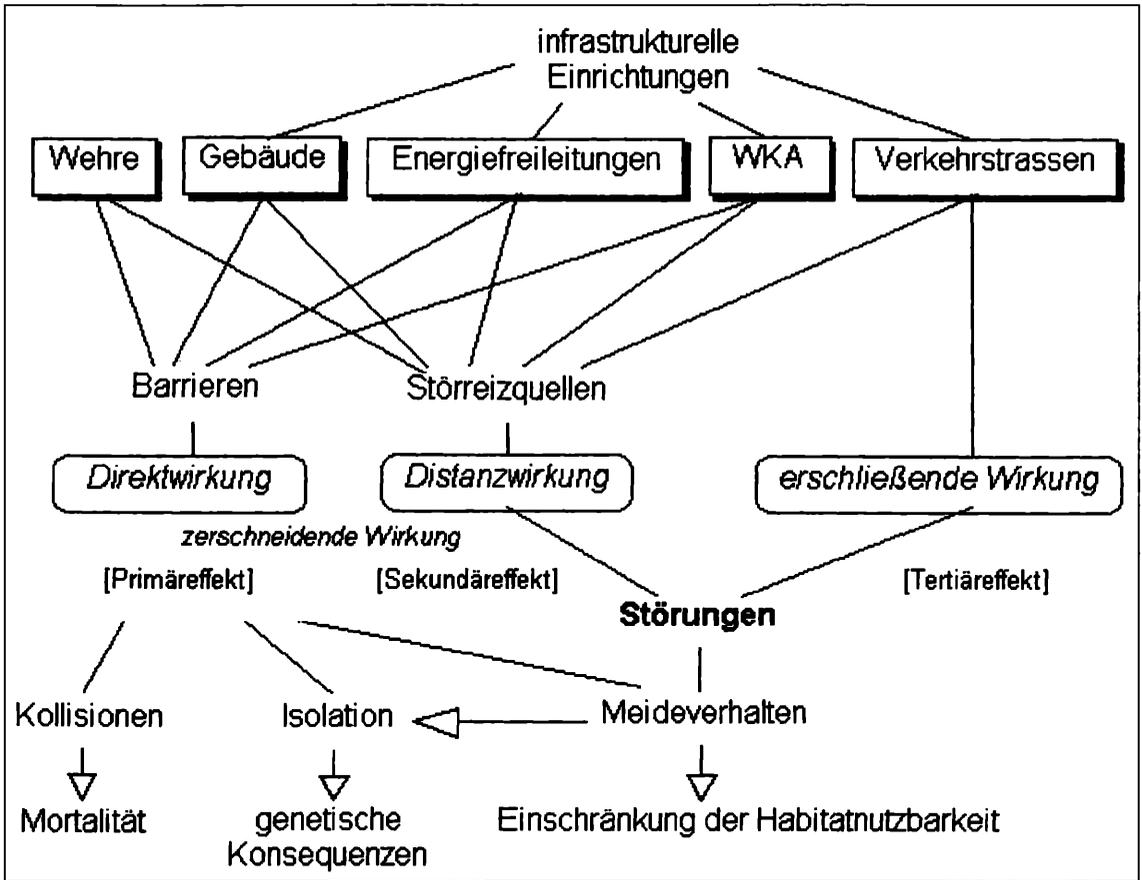


Abbildung 1
Wirkungsebenen von Zerschneidung und Störung auf tierische Organismen

Die gleichen Autoren definieren 4 Komponenten der Habitatfragmentierung, die aber nicht immer zwingend auftreten müssen:

1. Genereller Verlust von Habitatfläche
2. Abnahme der Größe von Habitatresten
3. Zunahme der Distanz zwischen den Flächen
4. Zunahme des Widerstands gegenüber Ausbreitungsbewegungen von Organismen zwischen Habitatfragmenten.

Untersuchungen zum Einfluß der Fragmentierung auf Fische und speziell Rundmäuler waren Gegenstand eines von 1994-1998 vor allem in den Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Projektes, dessen Ergebnisse hier zum Beweis der Wirkungen von Fragmentierungen vorgestellt werden sollen (SPIEB et al. 1998).

2. Überblick über Typen der Querverbauung und allgemeine Wirkungsmechanismen

Bevor im einzelnen auf die Wirkungen der Habitatfragmentierung eingegangen wird, muß zunächst zu den räumlichen Aspekten Stellung genommen werden. Eine Vielzahl von Längs- und Querbauwerken beeinflussen Wasserhaushalt, Güte und ökologische Funktionsfähigkeit der Fließgewässer. Ohne auf die Vielzahl möglicher Bauwerke einzugehen (verwiesen sie hier auf SCHÖNBORN 1992), besteht insbesondere bei den Querverbauungen eine Anpassung der Bauwerke an die Größe der Fließgewässer (Abbildung 2)

Typen von Querverbauungen

Staudämme	Flüsse; Stauseen
Staustufen	große und mittlere Flüsse
Schleusen	Kanäle; Flüsse
Wehre	kleine Flüsse; Bäche
Stau; Überfälle	Bäche; Gräben; Altarme
Verrohrungen; Düker	Bäche; Gräben

Abbildung 2
Grobe Zuordnung von Typen der Querverbauung zur Gewässergröße

Die räumlichen und ökologischen Wirkungen der Verbauungstypen unterscheiden sich wesentlich in ihrer Dimension. Dennoch ist ihnen gemeinsam, daß ihre Auswirkungen jeweils in 3 Wirkungsebenen zu beschreiben sind (Abbildung 3).

Gemeinsam ist allen Bauwerken im Gewässer, daß sie zur Abflußregulierung und besonders zur Verhinderung extremer Abflüsse beitragen. Die weitgehende Beeinträchtigung dynamischer Prozesse wurde durch PLACHTER (1998) beschrieben. Nach PLACHTER zeichnen sich unregulierte Flüsse vor allem durch folgende Merkmale aus:

Auswirkungen von Querbauwerken

Wirkungsebene	Auswirkungen auf
Verhinderung extremer Abflüsse	dynamische Prozesse
Unterbrechung der Habitatkontinuität	Diversität; Standorttypie
Fragmentierung	Austauschprozesse

Abbildung 3

Wirkungsebenen von Gewässerfragmentierungen auf die Ökosysteme und die darin lebenden Organismen

- Unregelmäßigkeit im Auftreten von Hochwässern
- Keine Reduzierung der maximal im Jahr möglichen Hochwässern
- Räumliche Auswirkungen von Hochwässern werden lediglich vom Talrelief begrenzt
- Der Umfang des Geschiebetransportes und die räumliche Verteilung der Sedimente wird nicht anthropogen beeinträchtigt.

PLACHTER (1998) und DIESTER (1998) beschreiben am Beispiel der letzten natürlichen mittel- und westeuropäischen Flüsse die mögliche Dynamik der Flüsse. Allerdings sind nach DYNESIUS UND NIELSSON (1994) in der gesamten Nordhalbkugel kaum noch unregulierte Flüsse außerhalb der Arktis vorhanden. Bei der Analyse aller 139 großen Flüsse mit Abflüssen über 350m³/s im nördlichen Drittel der Erde waren noch 39% nicht durch Regulation beeinträchtigt. Alle diese Gewässersysteme liegen in der arktischen Region bzw. in den Tundren Amerikas und Eurasiens. Zu den durchschnittlich beeinflussten Flüssen dieser Größenordnung (19%) gehören danach der Rhein und die Oder, während Donau und Elbe zu den stark von der Fragmentierung beeinflussten Flüssen (42%) gehören.

Eine weitere generelle Wirkung von Bauwerken an Gewässern ist die Unterbrechung der Habitatkontinuität für die in den Gewässern lebenden Organismen. In Abhängigkeit von Größe und Art des Bauwerkes kommt es im Oberlauf zu erheblichen Veränderungen der ursprünglichen Gewässermorphologie. Das bei der Entstehung von Stauseen und großräumigen Rückstauereichen ehemals den Gewässertyp bewohnende an lotische Bedingungen angepaßte Organismen durch Arten der Stillwässer verdrängt werden ist eine allgemein bekannte Tatsache (siehe SCHIEMER & WAIDBACHER 1992) und SCHÖNBORN (1992). Doch auch bei Querverbauungen mit geringer Rückstauwurzel kommt es sowohl im Ober- als auch Unterlauf zu einer weitgehenden Veränderung ursprünglicher Verhältnisse. In unseren Untersuchungen (SPIESS et al. 1998) wurde die Habitatbesiedlung in der Umgebung eines Wehres im Mittellauf der Nebel, einem Warnowzufluß in Mecklenburg-Vorpommern der mit einem Mittelwasser von 1,2m³/s zur unteren Forellenregion (Äschenregion) zu zählen ist, untersucht (Tabelle 1). Dabei konnte noch 3-4 km oberhalb des Wehres eine signifikante Veränderung der ursprünglichen Fischfauna festgestellt werden. Erst

mit weiterer Zunahme näherte sich die Fischfauna dem in unseren Untersuchungen beschriebenen Leitbild an. Während in dem von uns untersuchten Fluß durch die Querverbauungen nur in größeren Abschnitten des Flusses die Limnofauna sich deutlich veränderte, gibt es viele Gewässer, in der die ursprüngliche Fauna schnellfließender Gewässer durch unspezialisierte oder an langsame Fließgeschwindigkeiten (limnophile) Arten ausgetauscht wurde.

Die dritte Wirkungsebene ist die Verhinderung von Austauschprozessen (Fragmentierung im engeren Sinne) und weiterer daraus folgender Konsequenzen. Die wichtigsten Konsequenzen sind die

- Isolation und Verhinderung der Dismigration von Teilen der Population,
- die Verringerung der Größe und der Dispersion von Populationen,
- die Veränderung von Struktur und Dynamik von Populationen und Gemeinschaften,
- die Einschränkung der Raumnutzung
- und in Verbindung mit dem oben genannten Schwerpunkt die Veränderung der Habitatnutzung in Abhängigkeit vom Habitatangebot.

Im Folgenden sollen die einzelnen Konsequenzen mit Beispielen aus dem genannten Forschungsprojekt unteretzt werden. Neben der bereits vorgestellten Nebel fanden die Untersuchungen im Peenesystem statt. Mit ca. 5.510 km² Einzugsgebiet ist sie nach der Oder der zweitgrößte deutsche Zufluß zur Ostsee. Der durchschnittliche Abfluß der Peene beträgt im Mündungsgebiet zum Stettiner Haff ca. 30 m³/s. Die ca. 100 ganzjährig wasserführenden natürlichen Fließgewässer entwässern die während des Pommerschen Stadiums der Weichseleiszeit entstandene Endmoräne sowie die vorgelagerte Grundmoräne und die Urstromtäler. Die wichtigsten Untersuchungsobjekte waren zwei Rundmäulerarten, das anadrome Flußneunauge und das kleinere stationäre Bachneunauge, sowie die Bachforelle.

3. Beispiele für Wirkungen der Fragmentierung auf die in den Gewässern lebende Fischfauna

3.1 Einfluß auf Isolation und Dismigration von Populationen

Die Isolation von Fisch- und Rundmäulerarten läßt sich am besten an fischereilich nicht genutzten Arten, die ehemals flächendeckend die Fließgewässer bewohnten, gegenwärtig aber nur noch einen Teil des ehemaligen Verbreitungsgebietes besiedeln, untersuchen. Das Bachneunauge bietet sich in verschiedenen Regionen Deutschlands dafür geradezu an (BOHL 1995; KAPPUS & RAHMANN 1995). Im Peenesystem konnten noch 15 Vorkommen nachgewiesen werden. Das sind weniger als 20% der im System vorkommenden und ehemals vermutlich auch besiedelten Bäche. Die gesamte besiedelte Gewässerlänge beträgt sogar nur ca. 6% des für Neunaugen besiedelbaren Flußgebietes. Der starke Rückgang des besiedelten Gebietes ist neben der Querverbauung auch aus der Habitatverschlechterung zu erklären. Eine Analyse der Gewässerhabitats kam zu dem Ergebnis, daß noch 20% der Gewässerlänge für Neunaugen besiedelbar ist.

Tabelle 1

Vergleich der Fischartenzusammensetzung (Dominanz in %) unterhalb und oberhalb des Wehres Güstrow - Gewässertyp: Fließgewässer der Niederung

Arten	bis 300 m oberhalb des Wehres	3 - 4 km oberhalb des Wehres	7 - 8 km oberhalb des Wehres
Bachneunauge			+
Aal		<1	1
Döbel			< 1
Elritze			38
Gründling	2,2	50	14
Plötze	80	22,5	< 1
Schlei		1,2	
Ukelei		1	
Steinbeißer	4,5	2	<1
Schlammpeitzger		<1	
Bachschmerle	4,5	13	12
Hecht		1	
Äsche			< 1
Bachforelle			7
Quappe			
Dreistachl.Stichling	2,2	2	4
Flußbarsch	4,5	5	< 1
Kaulbarsch			< 1
Blei *		<1	
Rotfeder*	2,2	1,2	
Zahl der Arten	7	13	13
davon rheophil	3	3	8

schattiert rheophil * keine Leitarten

+ Art quantitativ nicht erfassbar,

Das Ausmaß der Fragmentierung ist wie in allen deutschen Flußsystemen enorm. Insgesamt konnten 175 künstlich geschaffene Querbauwerke im potentiellen Neunaugenlebensraum innerhalb des Peenesystems gefunden werden, die für diese Tiere nicht passierbar waren (WATERSTRAAT & KRAPPE 1998). Im Ergebnis von Habitaterstörung und Isolation kam es zu einer geklumpten Verteilung der einzelnen Vorkommen in den besiedelbaren Bächen (siehe Clusteranalyse in Abbildung 4).

Da Bachneunaugen durch ihre geringe Mobilität (als Richtwert gelten maximal 10-12km) nur langsam andere Gewässer wieder- oder neu besiedeln, ist die in der Abbildung dargestellte geklumpte Verteilung von eng benachbarten Populationen erklärbar. Bachsysteme die mehr als 15 km von besiedelten Bächen entfernt sind (z.B. Ostpeene, Trebel), haben kaum eine Chance der natürlichen Wiederbesiedlung nach dem die Art erst einmal im System verschwunden ist. Im Gegensatz zu anderen Arten (Wichowski 1992; SCHREIBER & ENGELHORN (1998)) konnten in den Untersuchungen im Warnow- und Peenesystem bisher keine Konsequenzen

auf genetischem Niveau festgestellt werden (WINKLER et al. 1998). Dies ließe sich durch die Austauschprozesse innerhalb der Populations-schwerpunkte, gelegentlich auftretende größere Verdriftungen, den durch SCHREIBER & ENGELHORN (1998) vorgeschlagenen genetischen Effekt von Flußneunaugen auf die Bachneunaugenpopulationen und die Populationsgröße der untersuchten Populationen begründen. Eventuell auftretende Distanzisolierung sollte sich zuerst in kleinen Populationen, die bereits einen „bottleneck“-Prozeß hinter sich haben, manifestieren.

Ein direkter Nachweis von Dismigration bei *Lam-petra planeri* konnte im Rahmen des Projektes nicht erbracht werden. Dem im Peenesystem vorgefundenen Besiedlungsmuster zufolge ist das allgemeine Dismigrationspotential der Art als gering einzuschätzen. Um genetische Isolationseffekte (genetische Drift, Inzuchtdepression) zu verhindern, genügt jedoch bereits ein relativ geringer Individuenaustausch. Eine Wiederbesiedlung von benachbarten Gewässern erfordert hingegen größere Neuansiedlungsraten, die nur durch große Populationsabflüsse gewährleistet werden können. Es ist

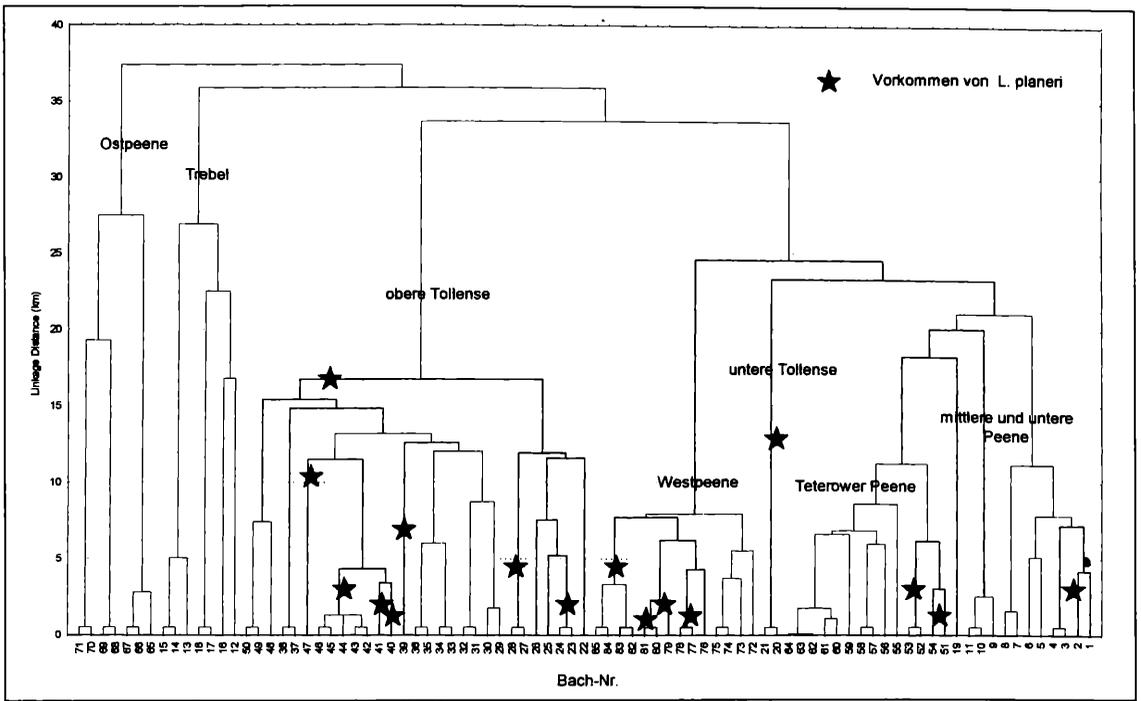


Abbildung 4

Baumdiagramm der Distanzmatrix (single-linkage-Methode) für 85 Quellbäche des Peeneinzugssystems

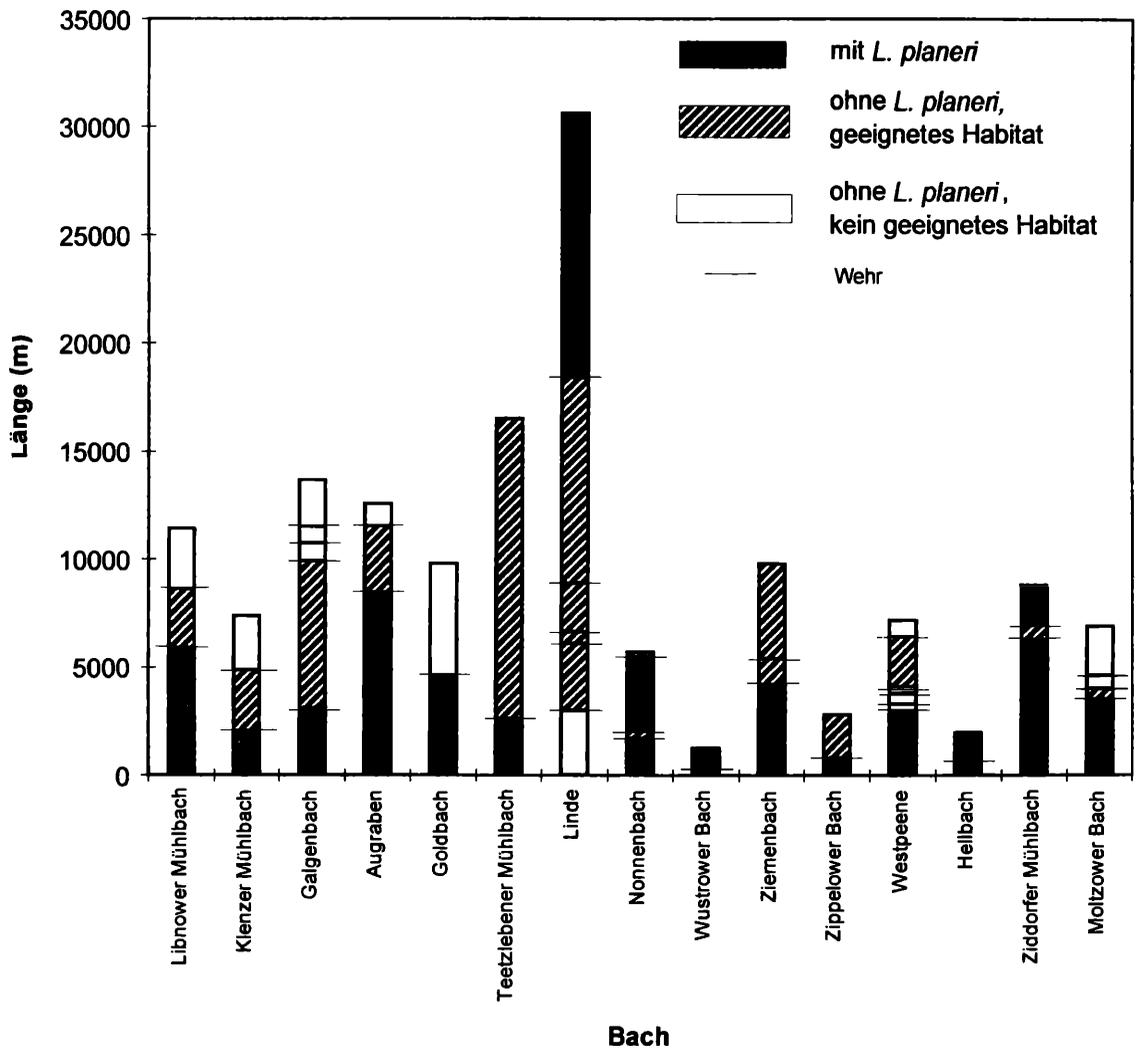


Abbildung 5

Vorkommen von *L. planeri* in den einzelnen Bächen des Peeneinzugssystems in Beziehung zu den vorhandenen Querbauwerken

deshalb mit langen (Wieder)besiedlungszeiträumen zu rechnen.

3.2 Einfluß auf Größe und Dispersion von Populationen

Innerhalb der besiedelten Bäche konnte eine charakteristische Verteilung der Vorkommen festgestellt werden (Abbildung 5), die wesentlich durch viele, das Gewässerkontinuum zerschneidende Querbauwerke zu erklären ist. In nahezu allen Bächen besiedeln die Bachneunaugen die Unterläufe unmittelbar vor der Mündung. Geeignete Habitate in den Mittelläufen sind teilweise ohne Neunaugenvorkommen, da sie durch ein oder mehrere Wehre vom Unterlauf getrennt sind. Dabei ist davon auszugehen, daß diese Bereiche ehemals besiedelt waren, der Bestand aber in der Vergangenheit durch anthropogene Einflüsse beseitigt wurde. Diese Prozesse dürften auch in den Unterläufen stattgefunden haben. Ausbaumaßnahmen und Grundräumungen dürften die zumeist in vermoorten Talniederungen gelegenen Unterläufe sogar stärker als die Ober- und Mittelläufe beeinträchtigt haben. Im Gegensatz zu den Oberläufen kann man hier von Wiederbesiedlungen oder Ergänzungen der Population aus zwei Richtungen ausgehen. Passives Verdriften von Querdern aus dem Oberlauf trägt so lange zum Erhalt der Population bei, wie im Oberlauf noch Bachneunaugen vorkommen. Zusätzlich kann es durch Dismigration aus benachbarten Bächen in den Unterläufen zur Wiederbesiedlung kommen. Zu ähnlichen Schlußfolgerungen kommen auch KAPPUS & RAHMANN (1995), die u.a. in den Unterläufen einiger Donauzuflüsse und im Einlaufbereich in die Donau einen Schwerpunkt der Bachneunaugenverbreitung finden. KIRCHOFFER (1995) begründet dies als einen folgerichtigen Prozeß im Rahmen des Aussterbens einer Metapopulation, deren freier Austausch durch Querbauwerke verhindert wird. Kritisch ist hierbei jedoch anzumerken, daß Bachneunaugenpopulationen durch ihre relativ große Ortstreuung in einem Gewässerabschnitt und dem unter natürlichen Bedingungen nur äußerst seltenen Auftreten des Aussterbens einer lokalen Population nur bedingt durch das Metapopulationskonzept beschrieben werden können. BOHL (1995) kommt dagegen zu der Aussage, daß Bachneunaugenvorkommen vor allem quellnah zu finden sind. Doch einerseits ist die Länge vieler Niederungsbäche im Tiefland geringer als der von ihm angegebene quellnahe Bereich von 20 km, andererseits treten erste Querverbauungen im Mittelgebirge oft in etwas größerer Entfernung zur Quelle auf als im Flachland. Insgesamt ist einzuschätzen, daß eine Wiederbesiedlung nach umfassenden Gewässereingriffen wie Gewässerausbau in Verbindung mit Querverbauungen nur über lange Zeiträume, die oft mehrere Generationen einbeziehen (DETENBECK et al. 1992), möglich sind.

Im Peenesystem konnten in vier Bächen voneinander durch Querbauwerke isolierte Teilpopulationen von *L. planeri* nachgewiesen werden.

Die Bachneunaugenpopulationen bestehen in der Regel aus weniger als 100 Adulten und sind daher als klein zu bewerten. Ihre langfristige Existenz ist bei andauernder Isolation gefährdet.

Eine größere Population existiert noch im Ziemebach, wo in den letzten 10 Jahren Laicherbestände

in Größenordnungen zwischen 400 und 1.500 Adulti vorgefunden wurden (ausgehend von 25%iger Bestandserfassung am Tag des Laichmaximums). Für die Größe des Larvenbestandes (>0+) konnte im Jahr 1994 eine Zahl von ca. 34.000 Querdern ermittelt werden. Zum Zwecke der langfristigen Überwachung von Beständen (Monitoring) ist der Kontrolle der Laicherbestände der Vorrang zu geben, da dies mit deutlich geringerem Aufwand erfolgen kann.

Sowohl die hier vorgefundene Bestandsgröße als auch die Besiedlungsstruktur mit noch großen Larvendichten an der Bachmündung lassen für den Ziemebach gelegentliche Populationsüberschüsse erwarten. Hier könnte demzufolge ein gewisses Dismigrationspotential bestehen, d. h. vom Ziemebach aus wäre am ehesten eine Wiederbesiedlung verwaister Gewässer zu erwarten.

Diese Hypothese befindet sich auch in Übereinstimmung mit dem im oberen Tollensesystem vorgefundenen Besiedlungsmuster. Alle geeigneten Zuflüsse der Lieps und des Tollensesees sind gegenwärtig bis zum ersten Wehr von Bachneunaugen besiedelt. Einige dieser Populationen sind aufgrund geringer Lebensraumgrößen (Wustrower Bach, Müllerbach bei Zippelow) nur sehr klein und möglicherweise ohne gelegentliche Zuwanderung aus benachbarten Populationen langfristig nicht überlebensfähig.

3.3 Einfluß auf Struktur und Dynamik von Populationen und Gemeinschaften

Bereits bei der Betrachtung der Dominanzverhältnisse der für einzelnen Flußabschnitte typischen Fauna werden Auswirkungen von Gewässerzerschneidungen deutlich. Als Beispiel wurde der Mittellauf der Nebel, einem Warnownebenfluß in Mecklenburg-Vorpommern, zwischen Krakower See und Güstrow gewählt (Abbildung 6).

Die Nebel ist das artenreichste Fließgewässer seiner Größenordnung im Warnowsystem. Dies gilt insbesondere auch für den Anteil an rheophilen Arten.

Betrachtet man das gesamte Gewässersystem der Nebel, so ist die Artenvielfalt der natürlichen Fischfauna noch weitgehend vorhanden. Dies ist vor allem auf folgende Faktoren zurückzuführen:

- die Nebel verfügt noch in großen Bereichen über natürliche oder naturnahe ökomorphologische Strukturen,
- die stoffliche Belastung hält in Grenzen, singuläre akute Belastungen beschränkten sich auf enge Gewässerbereiche und wurden offensichtlich vom Gewässer weitgehend ausgeglichen.

Die Analyse der Ichthyozöosen der einzelnen durch Wehre getrennten Abschnitte verdeutlicht jedoch Defizite und Veränderungen in den verschiedenen Parametern (Artenzahl, Dominanz- und Abundanzverhältnisse, Populationsstrukturen). Diese müssen neben teilweise morphologischen Veränderungen durch Ausbau und Unterhaltung zum großen Teil auch auf die Unterbrechung des Gewässerkontinuums durch die Wehre zurückgeführt werden. Diese anthropogene Belastung hinsichtlich der Fischfauna äußert sich in

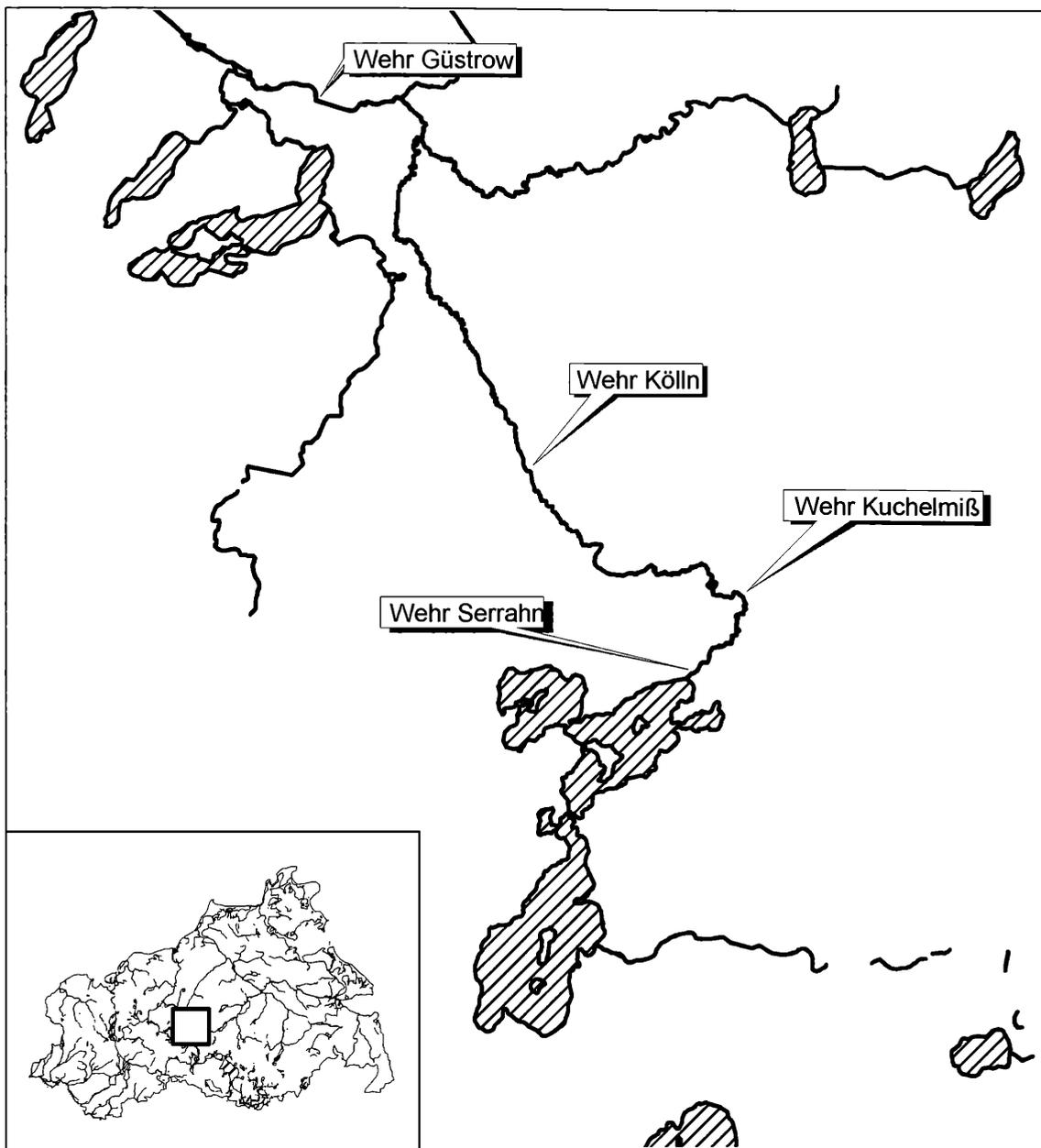


Abbildung 6

Lage des Untersuchungsgewässers in Mecklenburg-Vorpommern

- einer Unterbrechung für anadrome Wanderarten (Meerforelle, Flußneunauge) in Richtung Oberlauf,
- der Störung der Laichwanderungen vor allem für Kieslaicher (Bachforelle, Bachneunauge),
- der Erzeugung von Isolationseffekten aus langfristiger Sicht,
- der Erschwerung der Wiederbesiedlung nach Störungen oder Havarien.

Von den autochthonen Arten der Rundmäuler und Fische Deutschlands, die als ausgestorben, verschollen oder vom Aussterben bedroht gelten, gehört nach BLESS et al. (1994) die überwiegende Mehrheit zu den Wanderfischarten bzw. Kieslaichern. Gerade diese Arten sind besonders auf freie Wandermöglichkeiten in einem Gewässersystem angewiesen, wie z.B. die Langdistanzwanderer

Meerforelle und Flußneunauge oder der momentan noch nicht als gefährdet eingestufte Aal. Daneben gibt es aber eine große Zahl weiterer Arten, die innerhalb ihres Lebenszyklusses sehr verschiedene Habitate benötigen, z.B. Aufwuchsgebiete und Laichgebiete, die häufig sehr verschieden in ihrem biotischen und abiotischen Bedingungsgefüge ausgebildet sind. Dies betrifft in der Regel vor allem Arten wie Bachneunauge, Bachforelle, Döbel oder Quappe.

Im Zusammenhang mit der Errichtung von Wehren und Talsperren wurde bereits sehr frühzeitig auf die damit verbundenen Folgen für wirtschaftlich interessante Fischarten wie Lachs und Aal aufmerksam gemacht (KELLER 1885; GERHARDT 1904). Erst in den letzten Jahren kamen auch Untersuchungen hinsichtlich der Auswirkungen von Querbauwerken auf andere, insbesondere gefährdete Kleinfischarten hinzu (BRUNKEN 1988; GEBLER 1991; SCHIEMER & WAIDBACHER

Tabelle 2

Artenzusammensetzung und Besiedlungsräume der Arten in den einzelnen Abschnitten der Nebel ohne Nebengewässer, die durch Wehre getrennt sind (geordnet nach Grad der Rheophilie)

Art	unterhalb Wehr Lüssow	unterhalb Wehr Güstrow	unterhalb Wehr Kölln	unterhalb Wehr Kuchelmiß	unterhalb Wehr Serrahn
Länge der Bereiche zwischen den Wehren	ca. 15,9 km	ca. 4,5 km	ca. 14,5 km	ca. 8,5 km	4,0 km
Gewässertypanteile in (%)					
Niederungsbach naturfern	100	100	52	15	9
naturnah			36	40	72
Moränenbach			12	5	5
Durchbruchstalbach				40	14
Giebel		*			
Karassche					
Moderlieschen					
Rotfeder					
Schleie					
3-Stichling					
9-Stichling				*	
Aal					
Aland					
Blei					
Güster				*	
Plötze					
Ukelei					
Schlammpeitzger					
Hecht					
Quappe		*			
Barsch					
Kaulbarsch					
Zander	*				
Bachneunauge					
Flußneunauge	*				
Meerforelle	*				
Bachforelle		*			
Äsche		*			
Döbel					
Elritze					
Gründling					
Schmerle					
Steinbeißer					
Summe der Arten	19	16	22	19	14
davon rheophil	5	5	8	8	4

* Einzeltiere

1992; GAUMERT 1986; BARANDUN 1990). Im Zusammenhang mit der Optimierung von Fischaufstiegshilfen bzw. deren Überprüfungen kamen weitere Untersuchungsergebnisse aus der Sicht der Ichthyozönosen hinzu (LABATZKI 1994; LEMCKE 1995).

Unsere Untersuchungsergebnisse machen deutlich, daß die für die gegenwärtige Ichthyofauna der Nebel als Leitarten anzusprechenden Arten Bachneunauge, Bachforelle und Elritze jedoch nur in den Nebelbereichen natürliche Populationsstrukturen aufbauen können, in denen alle benötigten Habitate in ihrer natürlichen Strukturvielfalt vorhanden sind und ausreichend zur Verfügung stehen. Die Laichhabitate dieser Arten befinden sich oberhalb des Hauptwehres Güstrow bis Wehr Serrahn. Obwohl oberhalb des Wehres Kuchelmiß auch alle benötigten Habitate existieren, fehlen hier z.B. die Arten Elritze und Bachneunauge. Wir führen dies auf die bereits seit Jahrhunderten bestehende Zerschneidungswirkung durch das Wehr Kuchelmiß zurück. Da die Elritze im Nebellauf oberhalb des Krakower See nicht vorhanden ist, kann von dort keine Wie-

derbesiedlung mehr erfolgen. Für das dort noch vorhandene Bachneunauge scheint der Krakower See jedoch ein unüberwindbares Hindernis bei der Verdriftung von juvenilen Tieren zu sein.

Die Errichtung von Wehren in der Nebel führte ebenfalls zu einer ungleichen Verteilung von Habitaten für einzelne Arten in den entstandenen drei getrennten Flußabschnitten. Besonders deutlich wird dies an dem Angebot potentieller kiesiger Laichplätze für Kieslaicher (Abbildung 7). In den Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, daß es insbesondere im untersten Nebelabschnitt zu einer Übernutzung der Kiesbänke durch ablaichende Bachforellen kommt, was zu einer erhöhten Eimortalität führte. Erst mit Errichtung einer Fischaufstiegshilfe am Wehr Kölln war es möglich, die vorhandenen Ressourcen besser auszunutzen. Ein größerer Teil (mindestens 50%) der laichwilligen Bachforellen überwand das Wehr und gelang unter optimalen Habitatbedingungen zur Reproduktion. Dies hat mit Sicherheit positive Konsequenzen für die Gesamtpopulation.

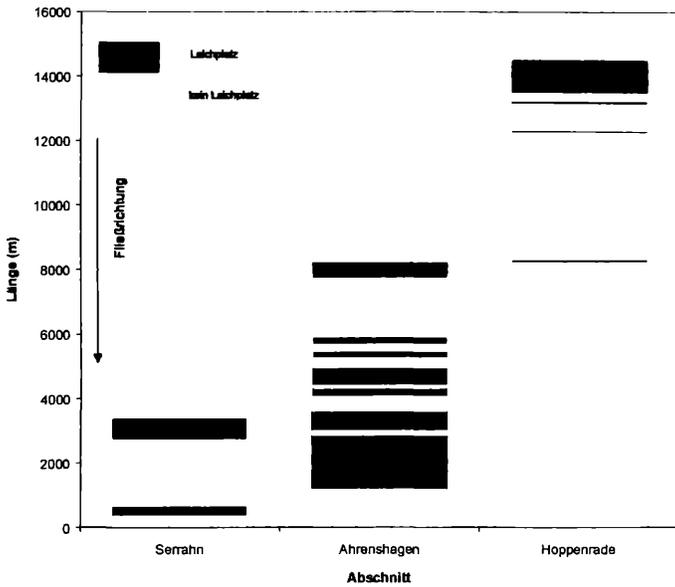


Abbildung 7

Verteilung der als Laichplatz geeigneten Bachbereiche in den drei von Bachforellen besiedelten Nebelabschnitten

3.4 Einfluß auf die Raumnutzung

Beispielhaft wurde die Habitat- und Raumnutzung der Bachforelle in der Nebel untersucht. Die Bachforelle kommt hier im wesentlichen innerhalb eines 25 km langen Flußabschnittes vom Krakower See bis nach Güstrow vor. Insgesamt 3 Wehre liegen innerhalb des besiedelten Gebietes, das Wehr Güstrow stellt die untere Besiedlungsgrenze dar (Abbildung 6).

Um den Einfluß von Wehren und der FAH am Wehr Kölln auf die Raumnutzung zu erfassen, wurden in den Untersuchungsjahren 1996 und 1997/98 insgesamt 14 adulte Bachforellen telemetriert. Die Untersuchungen zur Raumnutzung bezogen sich ausschließlich auf den Erwachsenenanteil der Bachforellenpopulation, da radiotelemetrische Langzeitstudien mit Jungfischen nicht ohne Komplikationen durchzuführen sind. Verschiedene Untersuchungen konnten nachweisen, daß radiotelemetrische Untersuchungen mit implantierten Sendern nicht zu Schädigungen und damit Verhaltensänderungen bei adulten Bachforellen führen (LAUGHTON & SMITH 1992). Adulte Forellen führen im Spätherbst eine ausgedehnte Laichwanderung in die Oberläufe mit anschließender Rückwanderung durch. Residente Forellen (*S. trutta fario*) sind im Vergleich zu den Meerforellen keine Langdistanzwanderer (ELLIOTT 1994). Das Ausmaß der

Laichwanderung ist jedoch auch hier abhängig von der Habitatausstattung. Außerhalb der Reproduktionszeit werden Bachforellen als relativ standorttreu beschrieben, Angaben aus Tieflandbächen liegen jedoch kaum vor. Wenn man residente Bachforellen jedoch in die Unterläufe aussetzt, können die Entfernungen der Laichwanderung durchaus beträchtlich sein und unterscheiden sich nicht von denen der Meerforellen (JONSSON et al. 1995).

Zunächst sollte die Frage geklärt werden, ob die Raumnutzung adulter Bachforellen in der Nebel außerhalb der Reproduktion durch Wehre in der Nebel beeinflusst wird. Grundlage der Ergebnisse sind zwei Peilungen pro Tag an insgesamt 13 Bachforellen in den Monaten Oktober und November 1996 und 1997 (nach Rückkehr vom Laichplatz) sowie sporadische Peilungen in den Monaten Dezember 1997 bis März 1998. Als Aktionsraum wird hier die tägliche Ortsveränderung und als Home Range die räumliche Nutzung des Habitates über eine längere Periode (mindestens eine Woche) bezeichnet.

In unseren Untersuchungen erwiesen sich die Forellen als sehr standorttreu. Zum Teil hielten sich die Forellen über einen langen Zeitraum nur in einem Bereich von 100 m auf.

Wie aus der folgenden Abbildung (Abbildung 8) hervorgeht, konnten zwar unterschiedliche Raum- und Habitatnutzungen bei den einzelnen Forellen

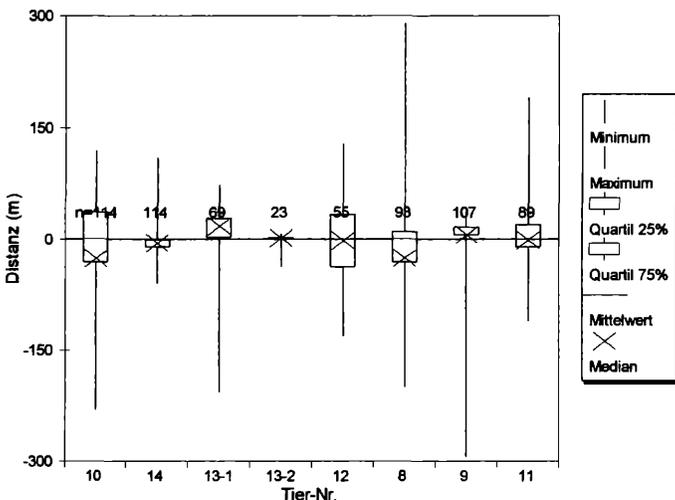


Abbildung 8

Home Range der Bachforellen außerhalb der Laichzeit 1997 (n= Anzahl der Peilungen)

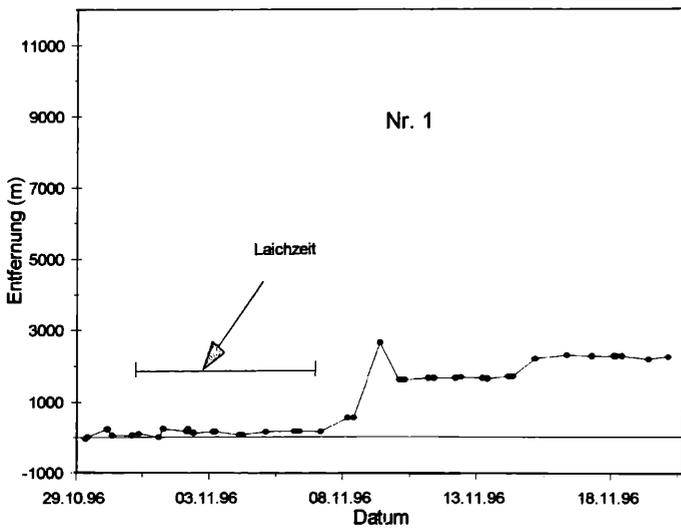


Abbildung 9

Raumnutzung der Bachforelle Nummer 1 im Zeitraum Oktober-November 1996.

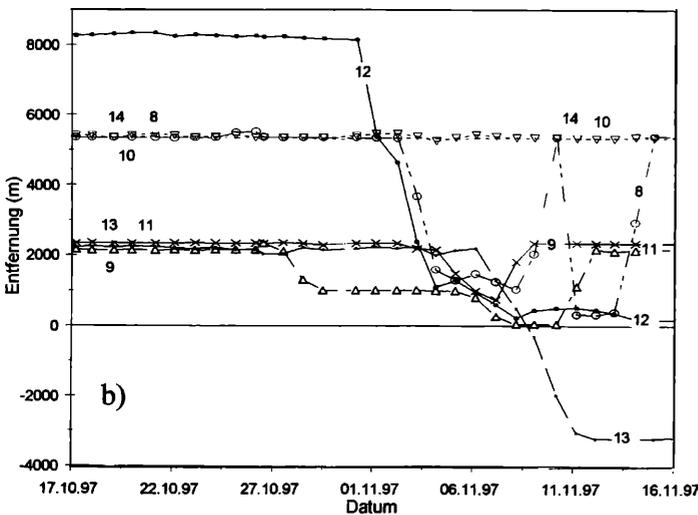


Abbildung 10

Übersicht über die Wanderung aller Forellen und 1997 während der Laichzeit (1 Meßwert pro Tag)

festgestellt werden, insgesamt bewegte sich das Home Range innerhalb eines 500 m -Bereichs mit zumeist deutlich engerer Begrenzung in einem Kernbereich von 100 m. Besonders deutlich wird dies durch die Angabe der Quartile (50% aller Peilungen innerhalb des darin gefaßten Bereichs). In Übereinstimmung mit HESTHAGEN (1988) und auch BRIDCUT & GILLER (1993) muß für das Home Range außerhalb der Reproduktionszeit angenommen werden, daß die vorhandenen Wehre keine Begrenzung darstellen.

In unseren Untersuchungen kam es bei sechs Forellen mindestens einmal innerhalb des Untersuchungszeitraumes zu großräumigeren Ortsveränderungen. Es kann davon ausgegangen werden, daß allein in der mehrjährigen Lebensphase als Adulte mehrere vermutlich zum Teil weit entfernte Standorte besiedelt werden. Im Ergebnis dessen gelangen regelmäßig adulte Bachforellen in einen unterhalb des Hauptwehres Güstrow gelegenen Bachabschnitt und gehen der Population verloren, da dort keine geeigneten Laichhabitate vorhanden sind. Das bedeutet, daß es sehr wahrscheinlich ist, daß auch außerhalb der Reproduktionszeit die Wehre in der Nebel Hindernisse für die Raumnutzung der adulten Bachforellen darstellen. Abbildung 9 zeigt die Raumnutzung einer Bachforelle (Nr. 1/1996) nach der Laichzeit zwischen dem 10. und 20. November

1996 an zwei ca. 750 m von einander entfernten Standorten. Innerhalb der jeweiligen Standortbereiche wird wieder ein kleiner Home-Range-Bereich besiedelt. Für größere Wanderungen unabhängig von der Reproduktionszeit sprechen auch unsere Reusenfänge juveniler und subadulter Forellen. Danach passierten in den Monaten Oktober und November 1995-1997 ca. 125 nicht geschlechtsreife Bachforellen die FAH. Diese Aufwärtswanderung juveniler und subadulter Tiere, die vermutlich im gesamten Jahresverlauf stattfindet, trotz ihres relativ geringen Ausmaßes im Verhältnis zur Bestandsdichte des Oberlaufes positive Konsequenzen für die Population. Im Falle von Katastropheneinflüssen auf die Population des Oberlaufes kann zusätzlich eine Wiederbesiedlung erfolgen. HESTHAGEN (1988) fand in seinen Untersuchungen auch eine mobile (ca. 20% des Bestandes) und eine mehr stationäre Form der Bachforelle.

Ein vollkommen anderes Raum-Zeit-Verhalten weisen die Bachforellen im Zusammenhang mit ihrer Reproduktion auf. Dazu konnte 1996 und 1997 an 12 Bachforellen der Laichaufstieg bzw. die Rückwanderung beobachtet werden.

Insgesamt wurden Wanderungen bis zu 12km bestätigt (Abbildung 10). Nur eine Forelle überwand die Fischeaufstiegshilfe Kölln (Kilometrierung 0 in Abbildung 10), kehrte nach 3 Monaten wie alle an-

deren Tiere, die das Abbläichen überlebten wieder an den ursprünglichen Standort zurück.

Daneben konnte mehrfach auch der letztlich erfolglose Versuch der Wehrpassage registriert werden. Da in den Untersuchungen auch eine geschlechts- und größenabhängige Wanderung der Forellen (s.a. ELLIOTT (1994)) und eine dichteabhängige Regulation der Laicherbestände durch die vorhandenen Wehre festgestellt wurde, muß man zum Ergebnis kommen, daß die Unterschreitung von gewässer-spezifischen Mindestgrößen des Lebensraumes durch die Errichtung von Querbauwerken insbesondere zur Laichzeit sich gravierend auf die Populationen auswirkt.

4. Schlußfolgerungen

Die wichtigsten Konsequenzen für die Fische und Rundmäuler infolge der Querverbauung ihrer Lebensräume sind im folgenden Schema dargestellt. In ihrer Folge führt dies zu einem stetigen Rückgang der besiedelten Fläche und zu Strukturveränderungen in der Population von Arten mit besonderen Raumansprüchen bzw. in der Ichthyozönose. Andere Arten wiederum mit geringeren Raumansprüchen oder weniger speziellen Habitatansprüchen breiten sich dagegen aus. Gemeinsam mit anderen gravierenden Einflüssen auf die Populationen, insbesondere den Habitatveränderungen, den anthropogenen stofflichen Belastungen und den Nutzungseinflüssen stellt die Fragmentierung der Lebensräume damit eine wichtige Einflußgröße dar.

Konsequenzen der Fragmentierung für Fische und Rundmäuler

- Verhinderung der Rückwanderung anadromer und Katadromer Langdistanzwanderer
- Verringerung der Lebensraumgröße bis zur Unterschreitung der minimalen Lebensraumgröße
- Beschränkung der Anzahl und Größe geeigneter Habitate
- Isolation von Subpopulationen und Populationen
- genetische Verarmung

Aus der Sicht des Schutzes der heimischen Fischfauna wäre ein vollständiger Rückbau von Quer- und Längsbauwerken in den Gewässern wünschenswert. Dies ist aus unterschiedlichen Gründen nur in den wenigsten Fällen möglich, sollte als langfristiges Ziel für wenige ausgewählter Gewässersysteme dennoch nicht vollkommen aus dem Blickfeld verschwinden. Dort wo natürliche Strukturen und daraus folgend die natürliche Gewässerdynamik noch vorhanden sind, muß unbedingt der Regulation und Verbauung der Gewässer Einhalt geboten werden. Überall gilt jedoch das Primat des selektiven Rückbaus von Quer- und Längsbauwerken. Nur ein Rückbau mit der Wiederherstellung der Voraussetzung für die Entwicklung dynamischer Abläufe kann die Mehrzahl der negativen Folgen der Fragmentierung beseitigen. Erst wo auch dies nicht möglich ist, sollte die Wiederherstellung der linearen Durchgängigkeit der Fließgewässer und die Anbindung von Nebengewässern ohne die Wiederherstellung ursprünglicher Ab-

flußverhältnisse die zu wählende Renaturierungsmaßnahme sein. Gegenwärtig und vermutlich auch künftig stellt dieser Maßnahmekomplex, zu dem zum Beispiel die Errichtung von Fischaufstiegshilfen gehört, den größten Teil der Renaturierungen dar.

Die wichtigsten Maßnahmen zum Schutz gefährdeter Fisch- und Rundmäulerarten im Zusammenhang mit der Querverbauung ihrer Lebensräume lassen sich mit dem Schutz der bestehenden Vorkommen, der Habitatverbesserung und der Wiederansiedlung zusammenfassen:

- Schutz der bestehenden Populationen

Auch für den langfristigen Schutz gefährdeter Arten vor den Folgen der Gewässerfragmentierung sind exakte Kenntnisse über die Bestandssituation jeder einzelnen Population und der für diese bestehenden Gefährdungspotentiale wichtige Voraussetzungen. Für Vorkommen besonders gefährdeter Arten ist eine Gefährdungsanalyse vorzunehmen und ein spezifischer Gewässerpflege- und Unterhaltungsplan mit folgenden Schwerpunkten zu erstellen:

- Sicherung der freien Wandermöglichkeit zu den Laichplätzen,
- Auf die Habitatnutzung Rücksicht nehmende Gewässerunterhaltung
- Sicherung der notwendigen Gewässergüte,
- Prüfung der fischereilichen Nutzung der Gewässer.

Bekanntes Vorkommen besonders gefährdeter Arten sind den unteren Naturschutzbehörden mitzuteilen, damit in Zusammenarbeit mit den unteren Wasserbehörden und den Wasser- und Bodenverbänden eine Gefährdung durch Unterhaltungsarbeiten ausgeschlossen werden kann.

Eine Verbesserung der Habitatbedingungen im Rahmen von Gewässerpflegemaßnahmen ist möglich.

Die Formulierung von Mindestlebensraum- und Mindestpopulationsgrößen für gefährdete Arten stellt in diesem Zusammenhang eine der wichtigen noch zu lösenden Aufgaben der Naturschutzforschung dar.

- Wiederherstellung potentieller Lebensräume

Die Lebensräume bzw. Verbreitungsgebiete besonders gefährdeter Arten sind gegenwärtig stark begrenzt. In den meisten Gewässern liegt ein starker Isolationseffekt der durch Querbauwerke fragmentierten Lebensräume vor. Zwischen einzelnen Populationen sind wegen großer Entfernungen kein Populationsaustausch bzw. keine Zuwanderung und Populationsstützung möglich. Teilweise bestehen isolierte Vorkommen innerhalb einzelner Gewässer. Die Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit durch Beseitigung der Zerschneidung durch Querbauwerke (Wehre, Sohlabstürze), Verrohrungen und fischunpassierbare Sohlgleiten stellt daher einen wichtigen Ansatzpunkt zur Arealerweiterung und Wiederbesiedlung dar. Dies erscheint potentiell möglich, da in vielen Gewässern außerhalb gegenwärtig besiedelter Bereiche geeignete Habitatbereiche vorhanden sind. So kann auch ein Lebensraumverbund zwischen mehreren Gewässern erreicht werden. Aus verschiedenen Gründen verödete Fließgewässer und Fließgewässerabschnitte könnten, ausgehend von benachbarten

Beständen, wiederbesiedelt werden, wenn die Entfernung überbrückbar wäre.

Vorrang bei der Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit sollten die Gewässer haben, in denen **anadrome Wanderer (Meerforelle, Lachs, Meer- und Flußneunauge) bis zum ersten Wehr** wandern und hier nur eingeschränkt Laichhabitate vorfinden. Bei den Kurz- und Mitteldistanzwanderern (Bachneunauge, Groppe, Rapfen, Zährte u.a.) sind in Anbetracht der Gefährdungssituation unterschiedliche Empfehlungen abzugeben. Miteinander verbundene Populationen, die zudem noch einen Bestandsüberschuß erzeugen, sind zur Wiederausbreitung besonders geeignet. In diesen Gebieten sollten die benachbarten Bäche wieder zur Besiedlung „vorbereitet“ werden.

Stark isolierte Vorkommen gefährdeter Arten müssen durch Vergrößerung des besiedelbaren Raumes und Ermöglichung des Austausches zwischen geeigneten Habitaten zunächst auf eine geeignete Populationsgröße gebracht werden. Damit soll das Aussterberisiko dieser Populationen verringert werden.

Neben den Wehren sind die „kleinen Hindernisse“ wie Sohlschwellen, Verrohrungen sowie Fließgeschwindigkeitsmeßstellen hinsichtlich ihrer Passierbarkeit zu prüfen und entsprechend umzugestalten.

Beim vollständigen Rückbau von Wehren oder der Anlage naturnaher FAH bietet es sich an, Gefällestrrecken derart zu gestalten, daß natürliche Laichhabitate entstehen.

- Neu und Wiederansiedlungen durch Besatzmaßnahmen

Grundsätzlich erscheinen Besatzmaßnahmen bei gefährdeten Arten an geeigneten Gewässern als sinnvoll, wenn ein natürliches Wiederbesiedlungspotential durch die bestehende Isolation nicht mehr vorhanden ist. Die Entscheidung für einen Besatz sollte jedoch nur im Zusammenhang mit einem entsprechend wissenschaftlich fundierten Begleitprogramm getroffen werden. Voraussetzung ist eine genaue gewässermorphologische Untersuchung, um zu ermitteln, ob das Gewässer über ausreichend geeignete Habitate für die wichtigsten Lebensstadien der in Frage kommenden Arten verfügt. Berücksichtigung müssen hierbei auch die Wasserqualität und das aktuelle Unterhaltungsregime finden. Erst wenn diese Voruntersuchungen erfolgversprechend sind, wäre ein Besatz denkbar. Eine weitere wichtige Voraussetzung ist das Vorhandensein von Besatzmaterial aus dem gleichen Gewässersystem. Aus der Sicht der gefährdeten Arten sollten vorrangig Maßnahmen zum Schutz und zur Ausbreitung bestehender Populationen und die Wiederherstellung geeigneter Habitate Vorrang vor der Wiederbesiedlung mittels Besatz haben.

Hiermit danke ich allen am Projekt Beteiligten, insbesondere meinen Kollegen Herrn Dr. H.-J. Spieß und Herrn M. Krappe, für ihre Mitarbeit.

Literatur

BARANDUN, J. (1990):
Auswirkung von Ausbreitungsbarrieren auf das Vorkommen von Gropfen (*Cottus gobio*) - Anregungen für den Artenschutz.- Natur und Landschaft 65 (2)

BLESS, R.; A. LELEK & A. WATERSTRAAT (1994):

Rote Liste und Artenverzeichnis der in Deutschland in Binnengewässern vorkommenden Fische und Rundmäuler (*Pisces & Cyclostomata*). In: Nowak, E., Blaab, J., Bless, R. (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland. - Graeven: 137-156

BOHL, E. (1995):

Habitatansprüche und Gefährdungspotential von Neunaugen. - Fischökologie 8: 81-92

BRIDCUT, E.E. & P.S. GILLER (1993):

Movement and site fidelity in young brown trout *Salmo trutta* populations in a southern Irish stream. - J. Fish. Biology 43: 889-899

BRUNKEN, H. (1988):

Ausbreitung von *Noemacheilus barbatulus* (Linnaeus 1758). - Diss. TU Braunschweig

DETENBECK, N.E.; P.W. DEVORE, G.J. NIEME & A. LIMA (1992):

Recovery of temperate-stream fish communities from disturbance - A review of case-studies and synthesis of theory. - Environmental Management, 16: 33-53.

DIESTER, E. (1998):

Die Bedeutung natürlicher Flußdynamik am Beispiel von Loire und Allier. In: RICKEN, U.; FINK, P.; KLEIN, M.; SCHRÖDER, E. (Hrsg.).- Schutz und Förderung dynamischer Prozesse in der Landschaft. - Schriftenreihe für Landschaftspfleger und Naturschutz Band 56 67-78.

DYNESIUS, M. & CH. NILSSON (1994):

Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. - Science, 226: 753-762

ELLIOTT, J.M. (1994):

Quantitative Ecology and the brown trout. - Oxford University Press Oxford, New York, Tokyo: 286 S.

ERZ, W. (1980):

Naturschutz - Grundlagen, Probleme und Praxis. In: Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt (Hrsg. BUCHWALD & ENGELHARDT), BLV Verlagsgesellschaft, München, Wien, Zürich: 559-637

GAUMERT, D. (1986):

Kleinfische in Niedersachsen Hinweise zum Artenschutz.- Mitt. aus dem Niedersächsischem Landesamt für Wasserwirtschaft: 1-71

GEBLER, R.-J. (1991):

Sohlrampen und Fischaufstiege. Eigenverlag Walzbachtal, Friedhofstraße 6/5

GERHARDT, P. (1904):

Fischwege und Fischteiche. Verlag von Wilhelm Engelmann Leipzig

- HESTHAGEN, T. (1988):
Movements of brown trout, *Salmo trutta*, and juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, in a coastal stream in northern Norway. - J. Fish Biology 32: 639-653
- JONSSON, N.; B. JONSSON, P. AASS & L.P. HANSEN (1995):
Brown trout *Salmo trutta* released to support recreational fishing in a Norwegian fjord. - J. Fish Biology 46: 70-84
- KAPPUS, B.M. & H. RAHMANN (1995):
Neunaugenvorkommen im südlichen Baden-Württemberg (Donaugebiet). - Fischökologie 8: 63-80
- KELLER, H. (1885):
Die Anlage der Fischwege.- Centralblatt der Bauverwaltung, Nr. 25
- KIRCHHOFER, A. (1995):
Schutzkonzept für Bachneunaugen (*Lampetra planeri*) in der Schweiz. - Fischökologie 8: 93-108
- LABATZKI, P. (1994):
Grundlagenermittlung zur Überprüfung, Umgestaltung und zum Neubau von Fischaufstiegsanlagen in Fließgewässern 1. Ordnung im Land Brandenburg.- Zwischenbericht 1994. ZALF e.V., Inst. f. Hydrobiologie Münchenberg
- LAUGHTON, R. & G.W. SMITH (1992):
The relationship between the date of river entry and the estimated spawning position of adult atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in two major Scottish east coast rivers. - In: Wildlife telemetry. - Priede, I.G. & Swift, S.M. (Edts.) Horwood Chichester: 423-433
- LEMCKE, R. (1995):
Fischgemeinschaften norddeutscher Fließgewässer und der Einfluß von Querverbauungen auf deren Zustand. Diplomarbeit, Universität Rostock, Fachbereich Biologie
- OPDAM, P. FOPPEN, R., REIJNEN, R. & SCHOTMAN, A. (1994):
The landscape ecological approach in bird conservation: integrating the metapopulation concept into spatial planning. - Landscape ecology and conservation: 139-146
- PLACHTER, H. (1998):
Die Auen alpiner Wildflüsse als Modelle störungsgeprägter ökologischer Systeme. In: RICKEN, U.; FINK, P.; KLEIN, M.; SCHRÖDER, E. (Hrsg.).- Schutz und Förderung dynamischer Prozesse in der Landschaft. - Schriftenreihe für Landschaftspfleger und Naturschutz Band 56 21-66.
- RIECKEN, U. (1992):
Grenzen der Machbarkeit von „Natur aus zweiter Hand“ - Natur u. Landschaft 11: 527
- SCHIEMER, F. & H. WAIDBACHER (1992):
Strategies for Conservation of a Danubian Fish Fauna. In: Boon, P.J., Calow, P. & Peets, G.E. (Hrsg.).- River Conservation and Management. John Wiley & Sons Ltd: 362 - 382
- SCHÖNBORN, W. (1992):
Fließgewässerbiologie. - Gustav Fischer Verlag Jena (Stuttgart)
- SCHREIBER, A. & ENGELHORN, R. (1998):
Population genetics of a cyclostome species pair, river lamprey (*Lampetra fluviatilis* L.) and brook lamprey (*Lampetra planeri* Bloch) - J. Zool. Syst. Evol. Research 36: 85-99
- SPIESS, H.-J.; A. WATERSTRAAT & M. KRAPPE (1998):
Analyse der Einflüsse von Zerschneidungen und Störungen auf die Populationen von Bach- und Flußneunaugen und die Fließgewässerichthyozönose im Warnow- und Tollensesystem. Endbericht im Rahmen des UZLAR-Projektes Kratzburg 1998
- STOCK, M.; H.-H. BERGMANN, H.-W. HELB, V. KELLER, R. SCHNIDRIG-PETRIG & H.-C. ZEHNTER (1994):
Der Begriff Störung in naturschutzorientierter Forschung: ein Diskussionsbeitrag aus ornithologischer Sicht. Zeitschr. f. Ökol. u. Naturschutz 3: 25-33
- WATERSTRAAT, A. & M. KRAPPE (1998):
Distribution and abundance of *Lampetra planeri* populations in the Peene drainage (NE Germany) in relation to isolation and habitat conditions.- Ital. J. Zoology 65; Suppl. 137-143.
- WATERSTRAAT, A.; H. BAIER, R. HOLZ, H.-J. SPIEB & J. ULBRICHT (1996):
Unzerschnittene störungsarme Landschaftsräume - Versuch der Beschreibung eines Schutzgutes. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Meckl. -Vorp. 1/1996: 5-24
- WICHOWSKI, F.J. & C. MÜCK (1994):
Ein Beitrag zur Charakterisierung autochthoner Bachforellenpopulationen. DGL: Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 1994 in Hamburg: 804-808
- WIENS, J.A. (1994):
Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation. - Ibis 137: 97-104
- WINKLER, H.; R. LEMCKE, R. BASTROP & M. KRECH (1998):
Analyse der Einflüsse von Zerschneidungen und Störungen auf die Populationen von Bach- und Flußneunaugen im Warnow- und Tollensesystem. Endbericht im Rahmen des UZLAR-Projektes Rostock 1998

Anschrift des Verfassers:

Dr. Arno Waterstraat
Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie e.V.
Dorfstraße 31
D-17237 Kratzburg
e-Mail: waterstraat.gnl@t-online.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 2000

Band/Volume: [2_2000](#)

Autor(en)/Author(s): Waterstraat Arno

Artikel/Article: [Auswirkungen von Querbauwerken in Fließgewässern am Beispiel von Fischen und Rundmäulern und Ansätze zur Konfliktlösung 85-97](#)