



**ARBEITEN
DES DEUTSCHEN FISCHEREI-VERBANDES e.V.**

Heft 95

2017

Flüsse in der Kulturlandschaft

**herausgegeben von
Dr. Helmut Wedekind**

Deutscher Fischerei-Verband e.V.
Venusberg 36 20459 Hamburg

ARBEITEN
DES DEUTSCHEN FISCHEREI-VERBANDES e.V.

Heft 95

2017

Flüsse in der Kulturlandschaft

herausgegeben von
Dr. Helmut Wedekind

ISSN 0415-6641

Deutscher Fischerei-Verband e.V.
Venusberg 36 20459 Hamburg
info@deutscher-fischerei-verband.de
www.deutscher-fischerei-verband.de

ÖFFENTLICHE VORTRAGSVERANSTALTUNG

des Wissenschaftlichen Beirates des Deutschen
Fischerei-Verbandes über:

Flüsse in der Kulturlandschaft

Bonn, den 28. Juni 2017

Die vorliegende Arbeit wurde aus Mitteln der Fischerei-
abgabe des Landes Nordrhein-Westfalen gefördert.

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
Dr. Helmut Wedekind	Vorwort 1
Prof. Dr. Jürgen Geist	Fließgewässerlebensräume aus biologischer Sicht – Entwicklungen und aktuelle Situation 5
Prof. Dr. Jost Borcharding	Fischbesiedelung im Rhein, Vergleich früher/heute – Ursachen und Maßnahmen 21
Dr. Andreas Scharbert	Rückkehr des Maifisches als wichtiger Wanderfisch im Rhein 33
Armin Nemitz	Zum Stand der Lachswiederansiedlung am Rhein 59
Dr. Frank Hartmann	Durchgängigkeit und Fischartenschutz am Rhein 65
Dr. Margret Bunzel-Drüke et al.	Revitalisierung von Auengewässern und Deren Bedeutung für die Fischfauna 89
Prof. Dr. Daniel Hering	Multiple Belastung und Bewertung von Fließgewässern 113
Anhang I	Mitglieder des Wissenschaftlichen Beirats 133
Anhang II	Referenten 135
Anhang III	Resolution des Wissenschaftlichen Beirats 137

Vorwort

Auf dem Fischereitag vom 27. - 29.06.2017 in Bonn behandelte der Deutsche Fischerei-Verband insbesondere das Thema Binnenfischerei, dem sich auch der Wissenschaftliche Beirat des DFV mit seiner Vortragsveranstaltung angeschlossen hat. Bereits im Vorfeld wurden ausführliche Diskussionen darüber geführt, in welchem Sektor die Binnenfischerei besonders relevant und diskussionswürdig wäre. Unser Gremium entschied sich für das übergreifende Motto „Flüsse in der Kulturlandschaft“, denn die großen Fließgewässer in Deutschland sind in den verschiedenen Zusammenhängen der Fischerei und Gewässerbewirtschaftung ein hoch relevantes Thema. Zudem waren in den vergangenen Jahren neue Entwicklungen zu beobachten; von verschiedenen Forschergruppen wurde dazu eine Fülle neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse vorgelegt.

Unsere großen Fließgewässer sind für die aquatische Biodiversität insgesamt und insbesondere für viele Fischarten von zentraler Bedeutung. Große Flüsse sind zudem ein landschaftsprägender Bestandteil unserer Kulturlandschaft, die nicht nur durch geologisch-hydrologisch interessant sind, sondern deren heutige Gestalt auch maßgeblich anthropogen bedingt ist. In unserem relativ dicht besiedelten Land ist insbesondere die Veränderung der Bäche und Flüsse durch den Menschen und dessen landschaftsverändernde

Aktivitäten, wie z. B. Landwirtschaft und Industrialisierung, maßgeblich verantwortlich für die z. T. starke Beeinträchtigung aquatischer Lebensgemeinschaften.

Bei der Vortragsveranstaltung des wissenschaftlichen Beirats des DFV am 28.06.2017 wurde versucht, mit den Vorträgen der eingeladenen Referenten einen möglichst weiten Bogen von biologischen bis zu fischereilichen Themen bezüglich der großen Fließgewässer in Deutschland zu spannen. Im Verlauf der sehr gut besuchten Veranstaltung wurde deutlich, dass sich die Fließgewässer in den vergangenen Jahrhunderten massiv verändert haben und es durch Einflüsse verschiedenster Art zu erheblichen Habitatveränderungen für die heimische Fischfauna gekommen ist. Insgesamt gelten zahlreiche Arten in diesem aquatischen Ökosystem als gefährdet. Darüber hinaus wurde deutlich, dass inzwischen zahlreiche Neozoen, d. h. nicht heimische Fisch- und Krebsarten, in unseren Flüssen etabliert sind. Vor diesem Hintergrund war es als besonders positiv zu verzeichnen, dass die umfangreichen Bemühungen zur Renaturierung und Wiederansiedlung einstmals verschollener Fischarten regional Erfolge zeigen. So wurde z. B. über die Rückkehr der Maifische in den Rhein berichtet sowie über die Erfolge und aktuellen Problemstellungen der Wiederansiedlung des Atlantischen Lachses. In unserer Veranstaltung erfuhren die Teilnehmer/innen viel über die Habitatvielfalt und die Dynamik des Arteninventars. Außerdem gab es zahlreiche qualifizierte Hinweise auf den

Handlungsbedarf im Zusammenhang mit der Verbesserung der Wandermöglichkeiten für Fische, aber auch im Hinblick auf die Renaturierung z. B. von Auenlandschaften. Die Darstellungen zum Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen hinsichtlich der Besiedlungsgeschwindigkeit bei einstmals abwesenden Arten einschließlich der Dynamik und Großräumigkeit der Renaturierung waren ebenso interessant, wie auch die gegebenen Informationen zum aktuellen Zustand großer europäischer Flüsse sowie zur Gewässerbewirtschaftung.

Die Vortragsfolge wurde abgerundet durch die von Herrn Dr. Uwe Brämick geleitete Podiumsdiskussion mit den Referenten der Vorträge. Hier gab es die Gelegenheit, Fragen zu stellen und gemeinsam mit den Zuhörern über die gehaltenen Vorträge und die zukünftig zu erwartenden Entwicklungen bei unseren großen Flüssen sowie deren fischereilicher Nutzung zu diskutieren. Die Veranstaltung wurde durch dieses Fachgespräch hervorragend abgerundet. Sie war durch ein großes Interesse der Zuhörerschaft und die kompetente Moderation und Kommentierung durch die anwesenden Fachleute gekennzeichnet.



Dr. Helmut Wedekind
Vorsitzender des Wissenschaftlichen Beirats
(Institut für Fischerei der LfL, Starnberg)

Fließgewässerlebensräume aus biologischer Sicht – Entwicklungen und aktuelle Situation

Prof. Dr. Jürgen Geist

Technische Universität München

Ziele und Zielkonflikte im Gewässermanagement

Die Ziele im europäischen Gewässerschutz werden durch eine Vielzahl internationaler und nationaler Gesetze und Richtlinien definiert, von denen vor allem die Europäische Wasserrahmenrichtlinie mit ihrer nationalen Umsetzung im Wasserhaushaltsgesetz und die Fauna-Flora-Habitatrichtlinie von großer Bedeutung sind (Geist, 2014). Struktur, Funktion und Ökosystemdienstleistungen von Gewässern werden durch die chemische Wasserqualität (z. B. Nährstoffe, Toxine, Pathogene), die Habitat- und Strukturqualität (z. B. Strukturelle Qualität und Diversität, Fragmentierung, Abfluss- und Temperaturregime), die biologische Qualität (z. B. Phytobenthos, Phytoplankton, Makrophyten, Makroinvertebraten, Fische), aber auch durch den gesellschaftlichen Wert (z. B. Trink- und Brauchwassernutzung, Freizeitnutzung, Wasserkraftnutzung und Hochwasserschutz) bestimmt. Während es in Mitteleuropa vor allem in Bezug auf die Verbesserung der Wasserqualität große Fortschritte gab, zählt die Behebung der strukturellen Defizite zum Erreichen des geforderten „guten ökologischen Zustands“ oder „guten ökolo-

gischen Potenzials“ noch zu den großen Herausforderungen. Angesichts der derzeit mehr als 90 %igen Zielverfehlung des „guten ökologischen Zustands“ der Gewässer in Deutschland, der gem. Wasserrahmenrichtlinie eigentlich bis spätestens 2027 erreicht sein sollte, müssen strategische Entscheidungen zur Lösungsfindung getroffen werden. Aufgrund der verschiedenen menschlichen Nutzungen und Anforderungen an Gewässer bleibt das Gewässermanagement meist nicht ohne Zielkonflikte (Pander & Geist, 2013). Trinkwasserversorgung, Gesundheit, Landbewirtschaftung und Bewässerung, Abwasserentsorgung, Fischerei und Aquakultur, Hochwasserschutz, Nutzungen in Zusammenhang mit der Energieerzeugung (Wasserkraft oder Kühlwasser) und als Transportweg sowie der Schutz der Biodiversität stehen oftmals nicht in Einklang, wenngleich sich für bestimmte Ziele auch Synergien identifizieren lassen (z. B. Gewässerrestaurierung zum Biodiversitäts- und Hochwasserschutz).

Biodiversitätskrise in Gewässern – aktuelle Situation und Entwicklungen

Im Gegensatz zu dem in der öffentlichen Wahrnehmung weitaus bekannteren Rückgang der biologischen Vielfalt in tropischen Regenwäldern ist die Biodiversitätskrise in Gewässern weniger offensichtlich. Dabei zählen vor allem Süßwasserarten und hier vor allem Fließgewässerarten zu den weltweit besonders gefährdeten

Gruppen, was u. a. an der hohen Zahl entsprechender Taxa auf den Roten Listen deutlich wird. Insbesondere Süßwassermuscheln, die oftmals einen komplexen Entwicklungszyklus an einem Wirtsfisch durchlaufen, führen die Liste der gefährdetsten Taxa an, gefolgt von Süßwasserkrebsen, Steinfliegen (die für die Larvenentwicklung auf saubere Fließgewässer angewiesen sind) und Süßwasserfischen. Nach Dudgeon et al. (2006) und Geist (2011) zählen zu den für die Süßwasserbiodiversität global wichtigsten Gefährdungsfaktoren die Übernutzung, Verschmutzung, Habitatdegradierung, Invasionen gebietsfremder Arten, der Klimawandel und Veränderungen in den Abflussregimen.

Von einer möglichen Übernutzung sind besonders wandernde Arten und Arten mit langen Generationsintervallen und solche mit hohem ökonomischen Wert betroffen. Eine Übernutzung kann sich aber auch subtiler, z. B. auf der Ebene evolutiver Effekte, abspielen, wie im Fall der viel diskutierten Effekte größenselektiver Fischerei auf Kleinwüchsigkeit, z. B. in Zusammenhang mit Renken bzw. Felchen im Bodensee (Gum et al., 2014). In Bezug auf die Verschmutzung hat sich der Zustand der Gewässer in Deutschland u. a. durch verbesserte Kläranlagentechnologien (z. B. dritte Reinigungsstufe), die Anlage von Ringkanalisationen und die Einführung phosphatfreier Waschmittel innerhalb eines kurzen Zeitraums deutlich verbessert. Vergleicht man z. B. die biologischen Gewässergütekarten von 1975 mit 2000, so sind mit wenigen Ausnahmen die einen

ungünstigen Belastungszustand anzeigenden roten, orangenen und gelben Farben verschwunden bzw. stark zurückgegangen. Dennoch gibt es auch in westlichen Industrienationen noch Handlungsbedarf bzgl. der chemischen Belastung von Gewässern, z. B. im Fall von Xenobiotika, Nanopartikeln, Flammenschutzmitteln und Löschschäumen, Pharmazeutika, endokrinen Modulatoren, Quecksilber, Mikroplastik sowie Pflanzenschutzmitteln und diffusen Einträgen aus der Landnutzung. Auch die zunehmende Anzahl an Unfällen beim Betrieb von Biogasanlagen ist aus Sicht des Gewässerschutzes problematisch. Entscheidend für eine Schadenskompensation und auch für die abschreckende Vorbeugung ist oftmals die eindeutige Identifikation des Verursachers. In einer wissenschaftlichen Studie von Studer et al. (2017) konnte gezeigt werden, dass jede Biogasanlage in Abhängigkeit des verwendeten Gärsubstrats beim Auslaufen in ein Gewässer einen spezifischen mikrobiologischen „Fingerabdruck“ im Sediment hinterlässt, der deutlich länger als physikochemische Veränderungen wie die Sauerstoffzehrung nachweisbar ist. Mit Ausnahme des Beispiels der Biogasanlagen ist Fischsterben in Gewässern, die durch direkte toxische Einleitungen bedingt sind, in Mitteleuropa eher selten geworden. Allerdings muss darauf hingewiesen werden, dass für eine ökotoxikologische Beurteilung bestimmter Stoffgruppen (z. B. bei Pestiziden) neben der Mortalität auch subletale Effekte wie Veränderungen im Schwimmverhalten, oder bei Wachstum und Reproduktion entscheidend sein können, die sich teilweise gut durch Veränderungen der Gentrans-

kription erklären lassen (Connon et al., 2012; Beggel et al., 2010, 2011).

Bei einer Betrachtung des Anteils europäischer Wasserkörper, die die Zielmarke des guten ökologischen Zustands verfehlen, sticht vor allem der mit teils über 90 % hohe Anteil der Wasserkörper in Mitteleuropa ins Auge (EEA, 2015). Ein wesentlicher Grund liegt hierbei in den besonders ausgeprägten strukturellen Defiziten, die durch eine lange Besiedlungsgeschichte und Veränderung der Fließgewässer durch den Menschen zu erklären ist (Geist & Hawkins, 2016). Ein in der Vergangenheit wenig beachtetes flächendeckendes Problem stellt auch die Verschlammung und Kolmatierung von Fließgewässer-Oberläufen dar. Sowohl standardisierte Laborversuche (z. B. Mueller et al., 2013; Sternecker & Geist, 2010) als auch Freilanduntersuchungen (Geist & Auerswald, 2007; Sternecker et al., 2013, 2014; Denic & Geist, 2015) zeigen, dass der Durchlässigkeit des Gewässersubstrats und damit dem Austausch zwischen Oberflächen- und Interstitialwasser eine entscheidende Bedeutung für das Überleben vieler Fisch- und Muschellarven in den Gewässer-oberläufen zukommt. Vielerorts ist das fragile Gleichgewicht zwischen Erosion und Sedimentation in Fließgewässern gestört, was auf veränderte Niederschläge, aber vor allem auf Veränderungen der Landnutzung im Einzugsgebiet, reduzierte Wasserretention, fehlende Pufferstreifen und Veränderungen der Geomorphologie (Laufveränderungen, Entkopplung der Fließgewässer von

der Aue, Entnahme von Totholz und Veränderungen im Abflussregime, z. B. durch Querbauwerke) erklärt werden kann (Auerswald & Geist, 2017).

In einem Forschungsprojekt an der TU München wurden verschiedene praxisübliche Verfahren der Substratrestaurierung in Fließgewässern (Einbringung von Kies verschiedener Körnungsmischungen, Substratlockerung mit einem Schreitbagger und Auspülen von Feinsediment, Einbringen von Strukturelementen wie Sichelbuhnen) systematisch miteinander verglichen (Mueller et al., 2014; Pander et al., 2015). Als wesentliches Ergebnis zeigte sich, dass in den untersuchten Gewässern mit einer hohen Feinsedimentdeposition alle Maßnahmen i. d. R. nur für weniger als ein Jahr wirksam waren und danach keine signifikanten Unterschiede in physikochemischen und biologischen Indikatoren zu den unbehandelten Referenzflächen und zum Vorher-Zustand mehr nachweisbar waren. Wenngleich sich dieser Befund nicht uneingeschränkt auf alle Gewässer übertragen lässt, so zeichnet sich ab, dass z. B. zur Verbesserung des Schlupferfolgs bei Salmoniden in vielen Gewässern eine wiederholte, z. T. jährliche, Nachbearbeitung notwendig ist. Auch am Beispiel der Restaurierung von Juvenilhabitaten für Fische zeigte sich, dass die gängige Lehrmeinung oder „Experteneinschätzung“ nicht immer richtig ist. Beim Vergleich verschieden angelegter Juvenilhabitate, die sich in der Ufersteilheit, der Wassertiefe und der strukturellen Ausstattung

unterschieden, wurden die höchsten Dichten an Jungfischen und insbesondere von Zielarten vor allem in flachen und zeitweise vom Hauptstrom getrennten Bereichen nachgewiesen, die in der Vergangenheit oftmals fälschlicherweise als Negativbeispiele der Gewässerrestaurierung bewertet wurden (Pander et al., 2017). Hier zeigt sich zudem eine Analogie zur Restaurierung von Gewässer-auen, wo die Wiederherstellung eines Mosaiks aus Gewässerbereichen mit unterschiedlicher Konnektivität zum Hauptgewässer und nicht die komplette Wiederherstellung der Konnektivität in der höchsten Biodiversität resultierte (Pander et al., in press).

Durch Querbauwerke in typischen Fließstrecken verursachte Habitatfragmentierung kann hingegen eine unerwünschte und nachhaltige Veränderung des Artenspektrums verursachen, weil in den Staubereichen Generalisten gefördert und Fließgewässer-Spezialisten verdrängt werden. So wurde in der Studie von Mueller et al. (2011) unter Berücksichtigung von Aufwuchsalgen, Wasserpflanzen, Makrozoobenthos und Fischen bewertet, inwieweit sich die Lebensgemeinschaften unmittelbar ober- und unterhalb von Querbauwerken unterscheiden. Das unerwartete Ergebnis dabei war, dass sich die nur wenige hundert Meter auseinanderliegenden, aber durch Querbauwerke beeinflussten Lebensgemeinschaften in unmittelbarer Nachbarschaft meist stärker voneinander unterscheiden, als die Lebensgemeinschaften in mehrere hundert Kilometer voneinander entfernt liegenden Fließgewässern unter-

schiedlicher Geologie und naturräumlicher Zuordnung (z. B. kalkreiche alpine Abflüsse im Vergleich zu silikatischen Mittelgebirgsbächen).

Eng mit der strukturellen Habitatveränderung sind auch Veränderungen in Abflussregimen von Fließgewässern verknüpft. Jedes Fließgewässer weist ein typisches Abflussregime im Jahresverlauf auf, das maßgeblich durch dessen geografische Lage, die Form und Größe des Einzugsgebiets sowie durch klimatische Bedingungen geprägt ist (Auerswald & Geist, 2017). An entsprechende zeitliche Abflussmuster haben sich die vorhandenen Lebensgemeinschaften evolutiv angepasst und sind meist während bestimmter Entwicklungsphasen (z. B. Laichen, Eientwicklung, Juvenilstadien) von bestimmten Abflussbedingungen abhängig. Verkürzen sich beispielsweise natürliche Frühjahrshochwässer bei Entkopplung von Fließgewässern mit ihren Auen, so kann die Reproduktion von Fischarten wie dem Hecht, der gerne in Überschwemmungsflächen laicht, empfindlich gestört sein. Veränderungen im Vergleich zum natürlichen Abflussregime haben vielfältige Ursachen wie z. B. Wasserausleitungen, Wasserkraftnutzung und Schwallbetrieb, aber auch die aus Laufverkürzungen und verminderter Auenanbindung resultierende geringere Pufferwirkung des Einzugsgebiets und klimatische Veränderungen. Am Beispiel aktueller Pegelstandsmessungen, die für Bayern online über www.hnd.bayern.de abgerufen werden können, lässt sich die starke Veränderung der

Abflussdynamik von Fließgewässern dokumentieren und analysieren. Wie im Beispiel des Lechpegels bei Lechbruck mit zwei täglichen Abflussmaxima in den Morgen- und Abendstunden zu Zeiten erhöhten Strombedarfs, liegt oftmals eine starke Beeinflussung der Abflussregime durch Kraftwerkssteuerungen vor. Dabei sind sowohl sehr schnelle und kurzfristige Wasserstandsveränderungen, die aufgrund der begrenzten Mobilität von Laich, Kleinfischen und Fischlarven meist besonders problematisch sind, aber auch im Jahresverlauf zu konstante Abflüsse, die in einer unzureichenden Dynamik im Gewässerbett und der Aue resultieren, ungünstig. Am Beispiel der hohen Anzahl von Querbauwerken lässt sich verdeutlichen, dass natürliche und vom Menschen unbeeinflusste Abflussregime in Mitteleuropa eher die Ausnahme als die Regel bilden.

Als weiterer global wichtiger Gefährdungsfaktor sind Veränderungen von Lebensgemeinschaften durch aquatische invasive Arten zu sehen, mit Vertretern aus nahezu allen taxonomischen Gruppen (Keller et al., 2011). Viele der global invasiven Arten sind den Generalisten zuzurechnen und haben besonders in anthropogen überprägten Gewässern Konkurrenzvorteile gegenüber heimischen Arten. Am Beispiel der invasiven Grundeln aus dem Raum der Pontokaspis, insbesondere der Schwarzmaul- und Kesslergrundel, konnten die Invasionswege und invasionsbedingte Veränderungen im Ökosystem (z. B. Brandner et al., 2013a, b; 2015) sowie die

phänotypischen und genetischen Anpassungsmechanismen (z. B. Cerwenka et al., 2014a, b, in press) gut dokumentiert werden. Im Gegensatz zu den meisten heimischen Fischarten profitieren diese Neuankömmlinge von Blocksteinschüttungen, die sie als bevorzugtes Laichhabitat nutzen. Nicht zu unterschätzen sind in diesem Zusammenhang auch synergistische, d. h. sich gegenseitig verstärkende Wirkungen invasiver Arten, wie dies am Beispiel der Schwarzmaulgrundel und des Höckerflohkrebses gezeigt wurde (Beggel et al., 2016). Gezielte Restaurierungsansätze, die insbesondere Strömungsverteilungen und Substratverhältnisse berücksichtigen, können geschickt genutzt werden, um heimische Arten zu fördern und unerwünschte Invasoren zurückzudrängen (Pander et al., 2016). Am Beispiel der sich stark ausbreitenden Krebspest, die den wesentlichen Faktor für den Rückgang heimischer Krebsbestände darstellt, lässt sich der begrenzte Erfolg von Ausrottungsmaßnahmen für bereits weit verbreitete invasive Arten gut illustrieren. Aus diesem Grund kommt dem Schutz der noch wenigen vorhandenen Refugialräume und der Vermeidung der Einschleppung neuer Arten in der Anfangsphase die größte Bedeutung zu.

Lösungsansätze im Gewässermanagement

Der Schutz der wenigen in Europa verbliebenen noch weitgehend intakten Gewässer sollte höchste Priorität haben, da Erhaltung bzw.

Schutz sowohl ökologisch als auch ökonomisch immer leichter zu bewältigen ist als eine Restaurierung. Aufgrund der vielfältigen Nutzungsansprüche an Gewässer müssen Lösungsansätze für deren Management häufig Kompromisse sein, die sich daran orientieren, Zielkonflikte zwischen verschiedenen Nutzungsinteressen zu minimieren. Die Entwicklung nachhaltiger Strategien des Prozess-Schutzes unter gleichzeitiger Maximierung des Nutzens für den Menschen ist dabei als Leitlinie besonders zielführend und akzeptiert. Gerade in dicht besiedelten Kulturlandschaften ist ein differenziertes Management unverzichtbar, d. h. ein Fokussieren der Schutz-, Erhaltungs- und Restaurierungsbemühungen auf die besonders wertvollen Bereiche. Zudem müssen systemische Prozesse und aggregierte Prozesse unterschieden werden. Systemische Prozesse (wie ehemals die Versauerung der Gewässer durch Schwefeldioxid-Emissionen) lassen sich am wirkungsvollsten an der Quelle adressieren (Rauchgasentschwefelung, schwefel-“freie“ Kraftstoffe), während flächig aggregierte Prozesse wie die Gewässerverschlammung nur in regionalen Ansätzen auf der Ebene der jeweiligen Einzugsgebiete gelöst werden können. In jedem Fall sind das Formulieren klarer Leitbilder, eine Prioritätensetzung und realistische Zeitbezüge unerlässlich. Darüber hinaus lassen sich die wichtigsten Probleme nur durch ein koordiniertes und kooperatives Vorgehen (z. B. zwischen Gewässernutzern und Landnutzern) lösen. Aufgrund der Komplexität vieler Probleme (z. B. Hochwasserschutz, Energie-

gewinnung, Biodiversitätsschutz und Gewässerrestaurierung) sind meist transdisziplinäre Ansätze erfolgsversprechend, bei denen Ingenieure, Naturwissenschaftler, Geistes- und Sozialwissenschaftler zusammenarbeiten.

Generell unterscheiden sich erfolgreiche von weniger erfolgreichen Restaurierungskonzepten von Gewässern darin, dass sie ein planvolles und schrittweises Vorgehen aufweisen (Geist, 2015), bei dem alle Schritte vom Definieren der Schutzziele, über die Bestimmung des Ist-Zustandes bis hin zur Evaluierung, einem adaptiven Management und der Publikation der Erfolge und Misserfolge von Restaurierungsmaßnahmen integriert werden. Trotz des derzeit nach wie vor schlechten Gesamtzustands der Gewässer und der vor uns liegenden Aufgaben zur Verbesserung, stimmen einige bisherige Erfolge sehr optimistisch. So war noch in den 70er und 80er Jahren die Wasserqualität der Flüsse und Seen in Deutschland meist unzureichend und durch massive Eutrophierungserscheinungen geprägt. Durch fokussierte Anstrengungen zur Verbesserung der Wasserqualität mittels Abschaffung phosphathaltiger Waschmittel, die Anlage von Ringkanalisationen und verbesserte Kläranlagentechnologie (z. B. dritte Reinigungsstufe) konnten innerhalb eines vergleichsweise kurzen Zeitraums von nur 25 Jahren deutliche Verbesserungen erzielt werden. Ähnlich verhält es sich mit dem Problem der Gewässerversauerung, das durch den Einbau von Rauchgasfiltern in Kraftwerke in den 1990er Jahren und durch den

Einsatz schwefelfreier Kraftstoffe seit 2005 inzwischen als weitgehend gelöst gilt.

Die gesteckten Ziele des Europäischen Gewässerschutzes sind anspruchsvoll und sicherlich nicht leicht erreichbar. Eine klare Prioritätensetzung, die sich nicht nur an der Zielmarke eines flächen-deckend guten Zustands der Gewässer orientiert, sondern in einigen Bereichen deutlich darüber hinausgeht und dafür in hochgradig veränderten Gewässern Abstriche zulässt, kann realistischerweise auch innerhalb überschaubarer Zeithorizonte zu deutlichen Verbesserungen führen. Die Erweiterung traditioneller Bewertungsschemata um eine funktionelle Komponente, die auch den Wert von Gewässern für die Gesellschaft beachtet, kann dazu beitragen, den Gewässer- und Umweltschutz zu stärken und notwendige Entscheidungsprozesse zur Maßnahmenumsetzung zu beschleunigen. Traditionelle Gewässernutzer wie die Fischerei sollten in diesem Prozess eine aktive und gestaltende Rolle einnehmen.

Literatur

- Auerswald K, Geist J** (2017) Extent and cause of siltation in a headwater stream bed: catchment and soil erosion is less important than internal stream processes. *Land Degradation and Management*. DOI: 10.1002/ldr.2779
- Beggel S, Werner I, Connon RE, Geist J** (2010) Sublethal toxicity of commercial insecticide formulations and their active ingredients to larval fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Science of the Total Environment* 408 (16); 3169-3175
- Beggel S, Connon R, Werner I, Geist J** (2011) Changes in gene transcription and whole organism responses in larval fathead minnow (*Pimephales promelas*) following short-term exposure to the synthetic pyrethroid bifenthrin. *Aquatic Toxicology* 105; 180-188
- Beggel S, Brandner J, Cerwenka A, Geist J** (2016) Synergistic impacts by an invasive amphipod and an invasive fish explain native gammarid extinction. *BMC Ecology* 16; 32. DOI: 10.1186/s12898-016-0088-6
- Brandner J, Auerswald K, Cerwenka AF, Schliewen U, Geist J** (2013a) Comparative feeding ecology of invasive Ponto-Caspian gobies. *Hydrobiologia* 703; 113–131
- Brandner J, Cerwenka AF, Schliewen UK, Geist J** (2013b) Bigger Is Better: Characteristics of Round Gobies Forming an Invasion Front in the Danube River. *PLoS ONE* 8 (9); e73036
- Brandner J, Auerswald K, Schäufele R, Cerwenka AF, Geist J** (2015) Isotope evidence for preferential dispersal of fast-spreading invasive gobies along man-made river bank structures. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 51; 80-92
- Cerwenka AF, Alibert P, Brandner J, Geist J, Schliewen UK** (2014a) Phenotypic differentiation of Ponto-Caspian gobies during a contemporary invasion of the upper Danube River. *Hydrobiologia* 721; 269-284
- Cerwenka AF, Brandner J, Geist J, Schliewen UK** (2014b) Strong versus weak population genetic differentiation after a recent invasion of gobiid fishes (*Neogobius melanostomus* and *Ponticola kessleri*) in the upper Danube. *Aquatic Invasions* 9; 71-86
- Cerwenka AF, Pagnotta A, Böker C, Brandner J, Geist J, Schliewen UK** (in press). Little association of biological trait values with environmental variables in invasive alien round goby (*Neogobius melanostomus*). *Ecology and Evolution*. DOI: 10.1002/ece3.2942
- Connon R, Geist J, Werner I** (2012) Effect-based tools for monitoring and predicting the ecotoxicological effects of chemicals in the aquatic environment. *Sensors* 12(9); 12741-12771

- Denic M, Geist J** (2015) Linking stream sediment deposition and aquatic habitat quality in Pearl Mussel Streams: Implications for Conservation. *River Research and Applications* 31; 943-952
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata Z-I, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard A-H, Soto D, Stiassny MLJ.** 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81; 163–182
- EEA.** 2015. The European environment – state and outlook 2015: synthesis report. European Environment Agency, Copenhagen. DOI: 10.2800/944899.
- Geist J** (2011) Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecological Indicators* 11; 1507-1516
- Geist J** (2014) Trends and Directions in Water Quality and Habitat Management in the Context of the European Water Framework Directive. *Fisheries* 39; 219-220
- Geist J** (2015) Seven steps towards improving freshwater conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 25; 447-453
- Geist J, Auerswald K** (2007) Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology* 52; 2299-2316
- Geist J, Hawkins SJ** (2016) Habitat recovery and restoration in aquatic ecosystems: Current progress and future challenges. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 26; 942-962
- Gum B, Geist J, Eckenfels S, Brinker A** (2014) Genetic diversity of Upper Lake Constance whitefish *Coregonus* spp. under the influence of fisheries: a DNA study based on archived scale samples from 1932, 1975, and 2006. *Journal of Fish Biology* 84; 1721-1739
- Keller RP, Geist J, Jeschke JM, Kuehn I** (2011) Invasive species in Europe: ecology, status and policy. *Environmental Sciences Europe* 23(23); 1-17
- Mueller M, Pander J, Geist J** (2011) The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. *Journal of Applied Ecology* 48; 1450-1461
- Mueller M, Pander J, Wild R, Lueders T, Geist J** (2013) The effects of stream substratum texture on interstitial conditions and bacterial biofilms: Methodological strategies. *Limnologica* 43; 106–113
- Mueller M, Pander J, Geist J** (2014) The ecological value of stream restoration measures: an evaluation on ecosystem and target species scale. *Ecological Engineering* 62; 129-139
- Pander J, Geist J** (2013) Ecological indicators for stream restoration success. *Ecological Indicators* 30; 106 -118
- Pander J, Mueller M, Geist J** (2015) A comparison of four stream substratum restoration techniques concerning interstitial conditions and downstream effects. *River Research and Applications* 31; 239-255. DOI: 10.1002/rra.2732

- Pander J, Mueller M, Sacher M, Geist J** (2016) The role of life history traits and habitat characteristics in the colonisation of a secondary floodplain by neobiota and indigenous macroinvertebrate species. *Hydrobiologia* 772; 229-245. DOI: 10.1007/s10750-016-2667-0
- Pander J, Mueller M, Knott J, Egg L, Geist J** (2017) Is it Worth the Money? The Functionality of Engineered Shallow Stream Banks as Habitat for Juvenile Fishes in Heavily Modified Water Bodies. *River Research and Applications* 33; 63-72
- Pander J, Mueller M, Geist J** (in press) Habitat diversity and connectivity govern the conservation value of restored aquatic floodplain habitats. *Biological Conservation*. DOI: 10.1016/j.biocon.2017.10.024
- Sternecker K, Geist J** (2010) The effects of stream substratum composition on the emergence of salmonid fry. *Ecology of Freshwater Fish*, 19(4); 537-544
- Sternecker K, Cowley DE, Geist J** (2013) Factors influencing the success of salmonid egg development in river substratum. *Ecology of Freshwater Fish* 22; 322-333
- Sternecker K, Denic M, Geist J** (2014) Timing matters: species-specific interactions between spawning time, substrate quality, and recruitment success in three salmonid species. *Ecology and Evolution* 4; 2749-2758.
- Studer I, Boeker C, Geist J** (2017) Physicochemical and microbiological indicators of surface water body contamination with different sources of digestate from biogas plants. *Ecological Indicators* 77; 314-322

Fischbesiedelung im Rhein, Vergleich früher/heute – Ursachen und Maßnahmen

Prof. Dr. Jost Borchering

Universität zu Köln

Die Fischartengemeinschaften unserer Gewässer unterliegen einer stetigen Veränderung, die einerseits durch das Zusammenspiel biologischer Prozesse in Abhängigkeit der wechselnden Umweltbedingungen, andererseits aber vor allem durch die Aktivitäten des Menschen beeinflusst werden. Dass die Aktivitäten des Menschen in Mitteleuropa schon die Fischgemeinschaften des Mittelalters nachhaltig geprägt haben, konnte durch Lenders et al. (2016) in einer jüngst erschienenen Publikation für den Lachs im Rheinsystem dokumentiert werden. Diese Ergebnisse gehen damit weit über den bisher konstatierten Beginn des Niedergang der Großsalmoniden im Rhein ab dem 19. Jahrhundert hinaus (De Groot 2002; Molls & Nemitz 2008). Basierten die Aussagen hinsichtlich des historischen Niedergangs der Lachpopulationen des Rheins mit dem Aufkommen der frühen Wasserkraftnutzung auf indirekten Zusammenhängen (z. B. Analysen zur Nutzung der Fische über historische Markt- und Steuerstatistiken, Lenders et al. 2016), so können wir heute immer häufiger auf Befischungsergebnisse zurückgreifen, die im Zuge der EU-WRRL zur Bestandsabschätzung eingesetzt werden (Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23.

Oktober 2000, s. Internetquellen, vgl. auch Pottgiesser et al. 2005). Dennoch ist auch heute noch eine gesicherte Bestandsabschätzung vor allem in den großen Strömen wie dem Rhein sehr schwierig, weil einzelne Befischungsarten zur Erfassung aller Altersstadien und in den verschiedenen Habitaten nur bedingt vergleichbar durchgeführt wurden und somit ein repräsentatives Bild über die Fischgemeinschaften häufig lückenhaft bleibt. Was jedoch relativ zweifelsfrei belegt ist, dass sich die Fischartengemeinschaften des Rheins seit dem Beginn des 19ten Jahrhunderts massiv verändert haben (Lelek & Buhse 1992; Borchering & Staas 2008) und das dabei der Verlust der Auen eine wesentliche Rolle gespielt hat (Neumann & Borchering 1998; Molls 1999; Grift et al. 2003; Borchering & Staas 2008; Scharbert & Borchering 2013).

Im Zuge unserer Untersuchungen zum Einfluss der invasiven Grundeln auf die Fischartengemeinschaften des Rheins, die durch eine finanzielle Förderung des Fischereiverbandes NRW und des Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen unterstützt wurden, war einer der ersten Schritte aufzuzeigen, wie die Fischartengemeinschaften des Rheins vor dem Aufkommen der Grundeln zusammengesetzt waren. Dabei konnten wir auf relativ regelmäßige Elektro-Befischungsergebnisse des LANUV NRW seit dem Beginn der achtziger Jahre des vorigen Jahrhunderts zurückgreifen und diese mit der Abnahme der photoautotrophen Produktion (darge-

stellt als Chlorophyll-a Gehalt in der fließenden Welle des Rheins), also der Nahrungsgrundlage aller höheren Organismen im Rhein in Korrelation bringen

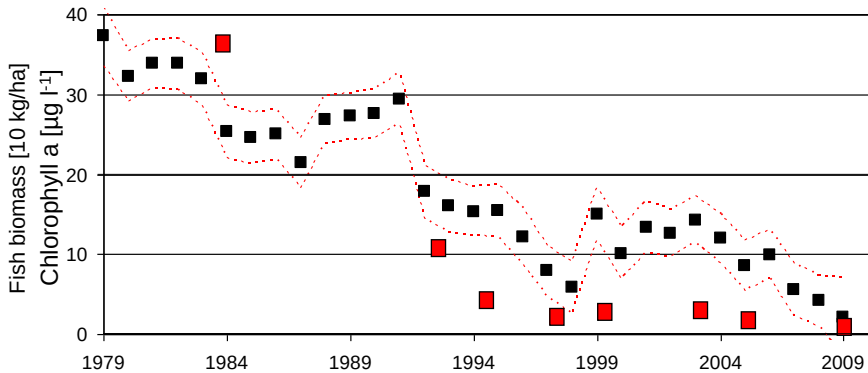
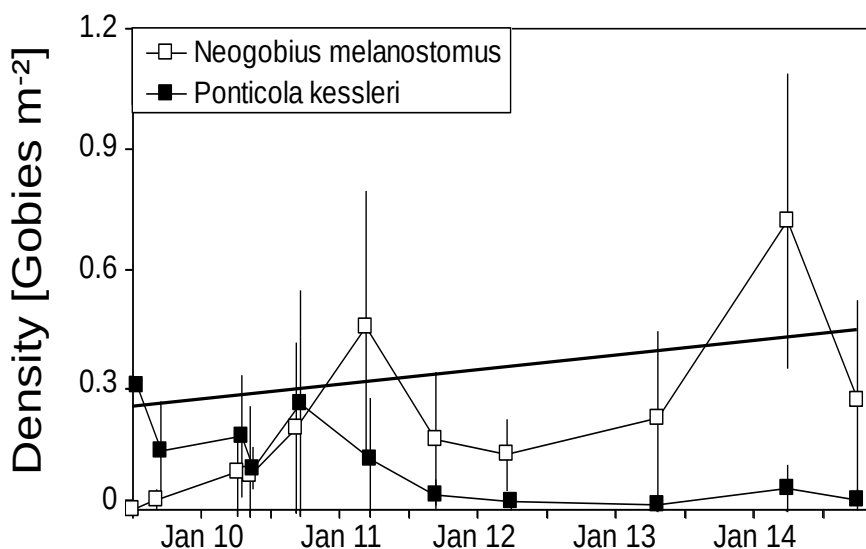


Abb. 1: Chlorophyll-a-Gehalt ($\mu\text{g/l}$) als Modellberechnung an der Wasserkontrollstation Bimmen/Lobith (nach Messdaten des LUA NRW) und Biomassen (kg/ha) aller Fischfänge im Uferbereich des Rheins in der zeitlichen Entwicklung zwischen 1984 und 2014, umgerechnet aus den standardisierten Elektrofischungen des LANUV NRW (aus Borchering & Gertzen 2016a).

Deutlich ersichtlich wird bei den Ergebnissen zu Befischungen der Uferregionen mittels standardisierter Elektrofischungen, dass die Fischbiomasse im Rhein seit Beginn der Erhebungen (1983) und nach der Erholung der Fauna im Rhein bis zur Mitte der neunziger Jahre dramatisch abgenommen und sich in den letzten zehn Jahren bei rund 25 kg/ha stabilisiert hat (Abb. 1, Borchering & Gertzen 2016a). Seit Ende 2009 konnten wir mittels Elektrofischungen in den Steinschüttungen der Rheinufer am Niederrhein bei Rees (mit einem Watgerät, Zusammenarbeit mit den tschechischen Kollegen

der Akademie der Wissenschaften in Brno) einen nach wie vor ansteigenden Trend in der Dichte der Grundeln belegen, auch wenn sich die Anteile zwischen den Grundeln von der anfangs dominierenden Kesslergrundel massiv zur Schwarzmaulgrundel verschoben haben (Abb. 2).



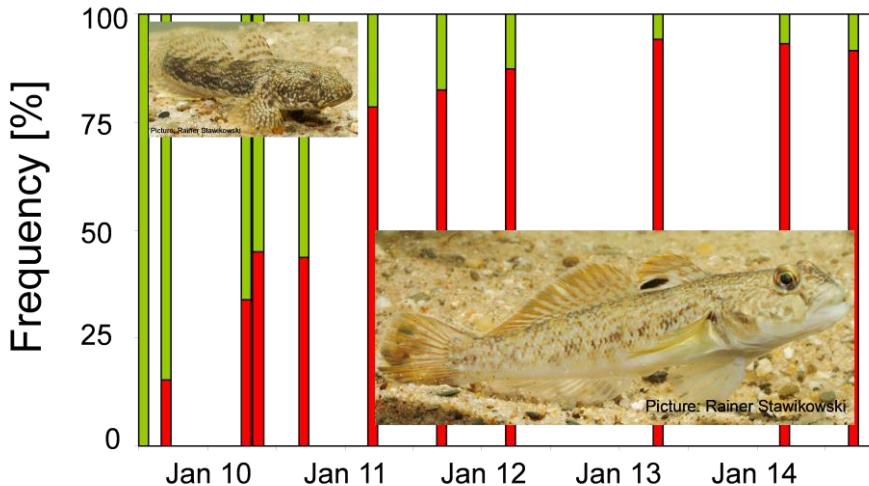


Abb. 2: Entwicklung der Grundeldichte (Ind/m², oben) und der Artzugehörigkeit (unten, grün = *Ponticola kessleri*, rot = *Neogobius melanostomus*) der Grundeln in den Steinschüttungen des Rheins bei Rees anhand von Elektrofischungen zwischen 2009 und 2015 (Watgerät) (aus Borchering & Gertzen 2016a).

Die Veränderung der 0+-Fischartengemeinschaft (basierend auf intensiven Uferzugnetzbefischungen) wird besonders drastisch deutlich, betrachtet man die Ergebnisse vergleichbarer Befischungen für die Zeitperioden 1992-1994 und 2010-2013 (Abb. 3). Dabei wird klar, die heutige 0+-Fischartengemeinschaft hat mit der vor rund 20-30 Jahren nur noch wenig gemein.

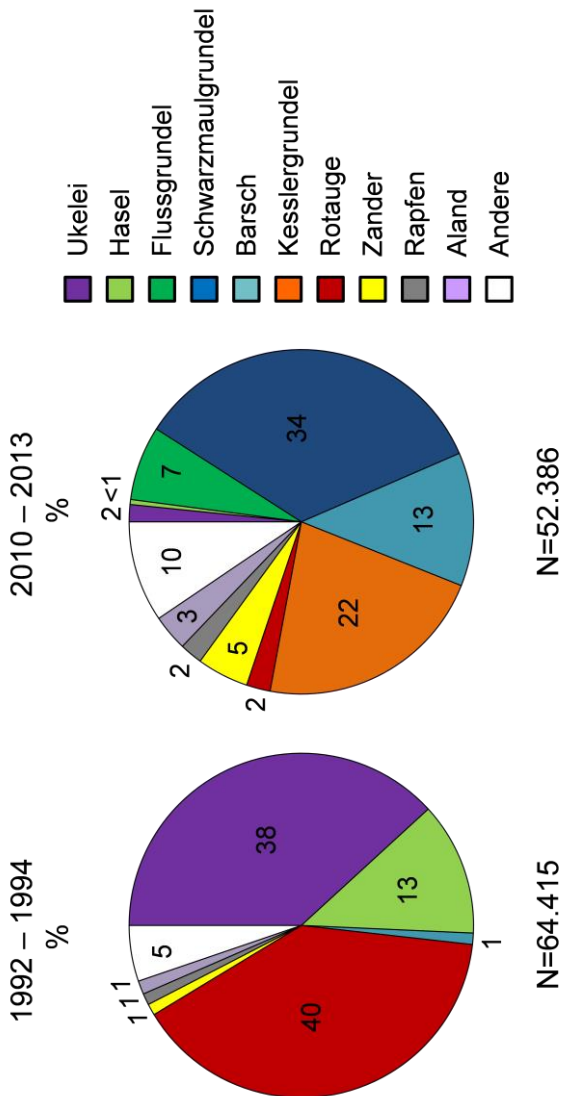


Abb. 3: Die durchschnittliche Zusammensetzung der 0+-Fischartengemeinschaft des Rheins (alle Angaben in Prozent) anhand von Uferzugnetzbefischungen am Niederrhein bei Rees für die Zeiträume 1992-1994 (Staas 1996) und 2010-2013 (Gertzen 2016).

Die ökologischen Zusammenhänge dieser Veränderung im Zuge der Grundelinvasion haben wir seit 2010 an der Ökologischen Forschungsstation Rees sehr intensiv untersucht und konnten dabei zeigen, dass die einheimischen Arten vor allem in der Konkurrenzsituation der 0+Stadien gegenüber den Grundeln deutlich unterlegen sind. Die Vielzahl der Ergebnisse unter dem Aspekt, wie sich die ökologische Nische der Grundeln im Rhein beschreiben lässt und welche Implikationen dies für die einheimische Fischfauna beinhaltet, haben wir in einer Reihe von deutschsprachigen (Borcherding 2012; Gertzen 2013; Borcherding & Gertzen 2016a; Borcherding & Gertzen 2016b) und internationalen Publikationen (Borcherding et al. 2011; Lindner et al. 2013; Borcherding et al. 2013a; Borcherding et al. 2013b; Ghomi et al. 2014a; Ghomi et al. 2014b; Ondrackova et al. 2015; Gertzen et al. 2016; Borcherding et al. 2016; Adrian-Kalchhauser et al. 2016; Loftus & Borcherding 2017) der Öffentlichkeit präsentiert. Hier auf Einzelheiten einzugehen würde den Rahmen dieser Veröffentlichung bei weitem sprengen; eine gute Zusammenfassung der Ergebnisse erhält man anhand eines Sonderbandes des Fischereiverbandes Nordrhein-Westfalen e.V. (Borcherding & Gertzen 2016a) der beim Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V. angefordert werden kann.

Doch was können wir tun, um die einheimische Fischfauna in der Konkurrenzsituation gegenüber den Grundeln zu unterstützen. Die

wichtigste Maßnahme ist zudem auch die am schwierigsten umzusetzende, nämlich eine nachhaltige Revitalisierung unserer Auen. Jede Verbesserung von bestehenden Auensystemen als Lebensraum für Fische und andere aquatische Organismen kann nur auf Konzepten basieren, in denen die noch vorhandenen, derzeit aber eher trockenen Auenreste wieder vernässt und nachhaltig mit dem Hauptstrom verbunden werden (Scharbert & Borchering 2013). Dies gelingt am effizientesten durch eine Tieferlegung der Aue, wie dies eindrucksvoll am Beispiel der Lippemündung in den Rhein demonstriert wurde (vgl. hierzu Mooij 2017 und dort Abb. 1) und wie wir dies dort für die Fischfauna mit entsprechenden Monitoring-Befischungen eindrucksvoll belegen konnten (Gertzen & Borchering, unveröffentlichte Ergebnisse). Die am schnellsten zu realisierende Maßnahme zur Stützung der autochthonen Fischfauna in ihrer Konkurrenz zu den invasiven Grundeln ist aber sicherlich, die Grundeln intensiv zu befischen. In ihren Ursprungsgebieten sind die Grundeln ein hoch geschätzter Speisefisch und in Lettland, wo sich die Schwarzmaulgrundel seit 2004 in der Ostsee etabliert hat, wird die Art kommerziell mit Reusen und Schleppnetzen sehr erfolgreich befischt, wobei aktuell mehr als 100 Tonnen jährlich gefangen und erfolgreich vermarktet werden (Elina Knospina, Institute of Food Safety, Animal Health and Environment "BIOR", Riga, Latvia). Solche Maßnahmen lassen sich leicht und unter Einbeziehung der Anglerschaft in die Wege leiten.

Danksagung: Unsere Forschungsarbeiten zur Fischfauna und insbesondere zu den invasiven Grundeln im Rhein wurden aus Mitteln der Fischereiabgabe NRW gefördert. Für diese Förderung und die immer hilfreiche Unterstützung aller Institutionen der Fischerei in NRW (Verwaltung, Verbände, Vereine) möchten wir uns ebenso bedanken, wie bei der Rheinfischereigenossenschaft NRW, den unzähligen Kandidaten und Helfern über die vielen Jahre intensiver Forschungsarbeit am Niederrhein, insbesondere aber auch dem Team um Pavel Jurajda und seinen tschechischen Kollegen von der Akademie der Wissenschaften in Brno.

Literatur

- Adrian-Kalchhauser, I., Hirsch, P.E., N'Guyen, A., Watzlawczyk, S., Gertzen, S., Borcharding, J. & Burkhardt-Holm, P.** 2016. The invasive bighead goby *Ponticola kessleri* displays small scale genetic differentiation and large scale genetic homogeneity in relation with shipping patterns. *Molecular Ecology* 25: 1925-1943.
- Borcharding, J.** 2012. Invasive Grundeln - eine zweifelhafte "Erfolgsgeschichte". *DATZ* 08/2012: 34-37.
- Borcharding, J., Arndt, H., Breiden, S., Brenner, K., Heermann, L., Höfer, S., Leistenschneider, C., Lindner, J., Staas, S. & Gertzen, S.** 2016. Drift of fish larvae and juveniles in the Lower Rhine before and after the goby invasion. *Limnologica* 59: 53-62.
- Borcharding, J., Dolina, M., Heermann, L., Knutzen, P., Krüger, S., Matern, S., van Treeck, R. & Gertzen, S.** 2013a. Feeding and niche differentiation in three invasive gobies in the Lower Rhine, Germany. *Limnologica* 43: 49-58.
- Borcharding, J. & Gertzen, S.** 2016a. Die aktuelle Fischbestandsdynamik am Rhein unter besonderer Berücksichtigung invasiver Grundeln. Ergebnisbericht zum Forschungsprojekt, Fischereiverbandes Nordrhein-Westfalen e.V. (Hrsg.) ISBN 978-3-9809545-1-8: 48.
- Borcharding, J. & Gertzen, S.** 2016b. Invasive Grundeln im Rhein - Eine Analyse nach sechs Jahren intensiver Forschung. *Natur in NRW* 2/16: 39-43.
- Borcharding, J., Hertel, A. & Breiden, S.** 2013b. Activity and competitive behaviour of invasive *Neogobius melanostomus* and *Ponticola kessleri* (Gobiidae) from the River Rhine, Germany. *Ethology Ecology & Evolution* 25: 351-365.
- Borcharding, J. & Staas, S.** 2008. Local riverine fish communities as promoters for habitat restoration in the floodplain area of the lower Rhine. *American Fisheries Society Symposium* 49: 835-843.
- Borcharding, J., Staas, S., Krüger, S., Ondrackova, M., Slapansky, L. & Jurajda, P.** 2011. Non-native Gobiid species in the lower River Rhine (Germany): recent range extensions and densities. *Journal of Applied Ichthyology* 27: 153-155.
- De Groot, S.J.** 2002. A review of the past and present status of anadromous fish species in the Netherlands: is restocking the Rhine feasible? *Hydrobiologia* 478: 205-218.
- Gertzen, S.** 2013. Grundeln im Rheinsystem - Invasive Arten auf dem Vormarsch. *Natur in NRW* 2/13: 28-31.
- Gertzen, S.** 2016. The ecological niche of invasive gobies at the Lower Rhine in intra- and interspecific competitive and predatory interactions. PhD Thesis, University of Cologne. -205 pp.

- Gertzen, S., Fidler, A., Kreische, F., Kwabek, L., Schwamborn, V. & Borcharding, J.** 2016. Reproductive strategies of three invasive Gobiidae co-occurring in the Lower Rhine (Germany). *Limnologica* 56: 39-48.
- Ghomi, M.R., von Elert, E., Borcharding, J. & Fink, P.** 2014a. Fatty acid composition and content of round goby (*Neogobius melanostomus* Pallas 1814) and monkey goby (*Neogobius fluviatilis* Pallas 1814), two invasive gobiid species in the lower Rhine River (Germany). *Journal of Applied Ichthyology* 30: 527-531.
- Ghomi, M.R., von Elert, E., Borcharding, J., Uhde, A. & Fink, P.** 2014b. Correlation between body size and fatty acid and essential amino acid composition of round goby (*Neogobius melanostomus*) and monkey goby (*Neogobius fluviatilis*) from the Rhine River (Germany). *Biologia* 69: 799-805.
- Grift, R.E., Buijse, A.D., Van Densen, W.L.T., Machiels, M.A.M., Kranenbarg, J., Breteler, J.P.K. & Backx, J.J.G.M.** 2003. Suitable habitats for 0-group fish in rehabilitated floodplains along the lower River Rhine. *River Research and Applications* 19: 353-374.
- Lelek, A. & Buhse, G.** 1992. *Fische des Rheins - früher und heute*. Berlin: Springer-Verlag, -214.
- Lenders, H.J.R., Chamuleau, T.P.M., Hendriks, A.J., Lauwerier, R.C.G.M., Leuven, R.S.E.W. & Verberk, W.C.E.P.** 2016. Historical rise of waterpower initiated the collapse of salmon stocks. *Scientific Reports* 6.
- Lindner, K., Cerwenka, A.F., Brandner, J., Gertzen, S., Borcharding, J., Geist, J. & Schlieven, U.K.** 2013. First evidence for interspecific hybridisation between invasive goby species *Neogobius fluviatilis* and *N. melanostomus* (Teleostei: Gobiidae: Benthophilinae). *Journal of Fish Biology* 82: 2128-2134.
- Loftus, S. & Borcharding, J.** 2017. Does social context affect boldness in juveniles? *Current Zoology* 63: 639-645.
- Molls, F.** 1999. New insights into the migration and habitat use by bream and white bream in the floodplain of the River Rhine. *Journal of Fish Biology* 55: 1187-1200.
- Molls, F. & Nemitz, A.** 2008. Restoration of Atlantic salmon and other diadromous fishes in the Rhine River system. *American Fisheries Society Symposium* 49: 817-834.
- Mooij, J.H.** 2017. Rheinauen-Projekte am Niederrhein - Welche Konsequenzen sollten aus den Erfahrungen mit der Auenrenaturierung in den Niederlanden gezogen werden? *Natur in NRW* 3/2017: 17-22.
- Neumann, D. & Borcharding, J.** 1998. Die Fischfauna des Niederrheins und seiner ehemaligen Auenlandschaft. Istzustand, ökologischen Anpassungen und Vorschläge für zukünftige Maßnahmen. *LÖBF-Mitteilungen* 2/98: 12-15.

- Ondrackova, M., Valova, Z., Hudcova, I., Michalkova, V., Simkova, A., Borchering, J. & Jurajda, P.** 2015. Temporal effects on host-parasite associations in four naturalized goby species living in sympatry. *Hydrobiologia* 746: 233-243.
- Pottgiesser, T., Ehlert, T., Frenz, C., Friedrich, G., Halle, M., Lorenz, A.W., Scharbert, A. & Van de Weyer, K.** 2005. Biozönotische Leitbilder und das höchste ökologische Potenzial für Rhein und Weser in Nordrhein-Westfalen. *LUA-Merkblätter* 49: -122.
- Scharbert, A. & Borchering, J.** 2013. Relationships of hydrology and life-history strategies on the spatio-temporal habitat utilisation of fish in European temperate river floodplains. *Ecological Indicators* 29: 348-360.
- Staas, S.** 1996. Das Jungfischauftreten im Niederrhein und in angrenzenden Nebengewässern unter Berücksichtigung der Uferstrukturen. PhD Thesis, Universität zu Köln. -144 pp.

Internetquellen: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX:32000L0060>

Rückkehr des Maifisches als wichtiger Wanderfisch im Rhein

Dr. Andreas Scharbert

Rheinischer Fischereiverband von 1880 e. V.

Bis in die 1980er Jahre waren die ehemals im Rheinsystem beheimateten diadromen Arten mit Ausnahme des Aals infolge der massiven anthropogenen Beeinflussung verschollen. Neben der unzureichenden Wasserqualität infolge der Einleitung nicht gereinigter industrieller und kommunaler Abwässer sind die Fragmentierung und Beeinträchtigungen der aquatischen Lebensräume durch die Errichtung von Querbauwerken und weiteren wasserbaulichen Maßnahmen die Hauptgründe für diese Entwicklung. Vor dem Hintergrund des erfolgreichen Verlaufs von aktiven Wiederansiedlungsmaßnahmen von anadromen Wanderfischarten, wie Lachs und Nordseeschnäpel, im Rahmen des Wanderfischprogramms NRW und der eigenständigen Wiederbesiedlung des Rheinsystems durch anadrome Neunaugenarten und etwa der Finte, lag es nahe Versuche zu wagen mit dem Maifisch (Abb. 1) eine weitere ehemals im Rhein vorkommende anadrome Wanderfischart wieder zu etablieren. Wenngleich die Habitatansprüche des im Potamal der größeren Flüsse laichenden Maifischs geringer sind als etwa beim Lachs, ist die Eignung des Rheins, der heute als bedeutende Binnenwasserstraße fungiert, als Lebensraum für Maifische alles

andere als selbstverständlich. Die Implikationen der Schifffahrt, insbesondere hinsichtlich möglicher Störungseinflüsse auf die pelagisch laichenden Fische, als auch Beeinträchtigungen der Larven durch Hub- und Sunkeffekte und den massiven Wellenschlag, waren kaum abzuschätzen, zumal sich unter den rezenten Maifischflüssen keiner findet, der ähnlichen Einflüssen ausgesetzt ist. Noch Ausgangs des 19. Jahrhunderts war der Maifisch (*Alosa alosa* L.) einer der individuenreichsten anadromen Wanderfische im Rhein und besaß große Bedeutung für die Fischerei und Gastronomie entlang des Stroms. Alljährlich wurden Hunderttausende der zu den Heringsartigen (Clupeidae) zählenden Fische während ihres Laichaufstiegs im Frühjahr gefangen und vermarktet. Neben der immer intensiveren Fischerei, die schließlich zu einer rigorosen Übernutzung des Maifischbestands über seine Kapazitätsgrenzen hinweg mündete, bewirkte die zunehmende anthropogene Überformung des Stroms einen rapiden Einbruch, der sich um die Jahrhundertwende in drastisch zurückgehenden Fang-erträgen der - gleichwohl unvermindert betriebenen - Fischerei äußerte. Die Überfischung, gepaart mit der Vernichtung von Laicharealen im Zuge des Stromausbau für die Schifffahrt und die zunehmende Verschmutzung des Rheins führten schließlich binnen weniger Jahre zum Aussterben des Maifischbestandes im Rhein.

Wenngleich immer wieder vereinzelt Maifische im Rhein auftauchten und seit der Errichtung des Fischpasses am ersten Querbauwerk an

der Staustufe von Iffezheim im Jahr 2000 regelmäßig in den kanalisierten Oberrhein aufsteigende Maifische beobachten werden, wurden bislang niemals Jungfische, die auf eine natürliche Fortpflanzung von Maifischen im Rhein hindeuten würden, oder eine Zunahme von adulten Maifischen als Indiz für einen im Aufbau begriffenen Bestand registriert. Genetische Untersuchungen anhand der mitochondrialen DNA zeigten zudem, dass die in den letzten Dekaden verstreut im Rhein gefundenen Maifische dem Gironde-Garonne-Dordogne (GGD) -Bestand entstammen, also Streuer aus französischen Populationen und nicht Rudimente des ehemaligen Rheinbestandes sind. Da der GGD-Bestand noch zu Beginn des 21. Jhd. der größte verbliebene und vitalste Bestand der Art war, lag es nahe diesen als Spenderpopulation für ein Wiederansiedlungsprojekt am Rhein zu nutzen.



Abb. 1: Verschiedene Maifisch Altersklassen, a) adulte Rückkehrer, b) Jungfische

Maifischzucht und Auswilderung

Eine Grundvoraussetzung für das weltweit erste Wiederansiedlungsprojekt der Art *Alosa alosa* (LIFE 06/NAT/D//000005), welches nach erfolgreicher Beantragung im Jahr 2007 mit finanzieller Unterstützung des EU-Förderinstrumente LIFE, der Länder NRW und Hessen, der Stiftung Wasserlauf, der HIT-Umweltstiftung, der Rheinischereigenossenschaft NRW und der Sportvisserij Nederland, sowie der Region Aquitaine und der französischen Partnern CEMAGREF und der Association MIGADO startete, war die Entwicklung von Zuchttechniken, da das gängige Abstreifen bei den portionsweise laichenden Maifischen wenig ergiebig ist und die Versuche zur Nachzucht bis dahin nicht erfolgreich waren. Das im Rahmen von Vorversuchen entwickelte und im Rahmen des LIFE-Projektes zur Wiederansiedlung des Maifischs perfektionierte Prinzip der künstlichen Vermehrung besteht darin adulte und quasi laichreife Maifische während ihres Laichaufstiegs an Fischaufstiegshilfen der unteren Stauanlagen der Girondezufüsse Garonne und Dordogne zu fangen, mithilfe einer Hormoninjektion das Abbläichen zu induzieren und die Tiere dann in einem großen, abgedunkelten Rundbecken eigenständig abbläichen zu lassen und die befruchteten Eier aufzufangen und in Erbrütungsgläsern bis zum Schlupf der Larven zu inkubieren (Abb. 2).



Abb. 2: Künstliche Vermehrung der Maifische durch Hormoninjektion mit anschließendem, eigenständigen Ablaichen

Neben der Weiterentwicklung der Zuchttechniken zur Massenzucht von Maifischen, sowie der Etablierung geeigneter Markierungsroutinen, fokussierte das Life-Projekt auf die Quantifizierung geeigneter Besatzareale und vor allem potenzieller Laichhabitate als Grundvoraussetzung für einen sich zukünftig eigenständig fortpflanzenden Maifischbestand. Maifische laichen an der Oberfläche und geben ihre Geschlechtsprodukte ins Freiwasser ab, woraufhin die befruchteten Eier zu Boden sinken und sich in Lücken des Kies- und Schottersubstrates ablagern. Zur Identifikation und Bewertung potenzieller Laichareale am Rhein wurden französische und amerikanische Experten hinzugezogen, die in kiesigen Gleithangbereichen der Strominnenbögen, Kiesbänken und –inseln, sowie den Schotterfächern in den Mündungsbereichen größerer Zuflüsse,

Bereiche erkannten, die die erforderlichen Strömungs-, Tiefen, und Substratverhältnisse aufweisen. Insgesamt besteht demnach im Rhein selbst ein mehr als hinreichend großes Dargebot an potenziellen Laicharealen, um den Aufbau einer sich selbst erhaltenden großen Maifischpopulation zu gewährleisten.

Im Jahr 2008 wurde eine eigene Maifischzuchtanlage in Bruch an der Garonne errichtet, in der die Kapazitäten für die Zucht mehrerer Millionen Maifischlarven pro Saison geschaffen werden konnten (Abb. 3). Dank weiterer Fortschritte in den jeweiligen Phasen des Produktionsprozesses gelang es zudem die Effizienz signifikant zu steigern, sodass die zur Produktion von 1 Mio. Maifischlarven erforderlichen weiblichen Elterntieren von anfänglich mehr als 100, bei günstigen Temperaturverhältnissen auf weniger als 20 gesenkt werden konnte.



Abb. 3: Einrichtung zur Larvennachzucht in Bruch an der Garonne

Ab dem Jahr 2011 waren die Maßnahmen zur Wiederansiedlung des Maifischs im Rheinsystem in ein Life+ Folgeprojekt (LIFE 09/NAT/DE/000008) eingebunden, das darüber hinaus die Identifikation der Gründe für den rezenten Rückgang der Bestände im Girondegebiet und die Entwicklung geeigneter Gegenmaßnahmen verfolgte und der gesamteuropäischen Herausforderung zum Schutz der vom stark gefährdeten Wanderfischart noch stärker Rechnung tragen sollte. Der Förderanteil der EU liegt bei beiden Projekten bei rund 50 %. Zu den Ko-Finanzierern, die die andere Hälfte des Budgets beisteuern zählte nun neben Institutionen und Organisationen

aus Frankreich, den Niederlanden und der Bundeslandes NRW auch das Land Hessen, die Hermann Hofmann Gruppe, sowie der Verband Hessischer Fischer.

Einschließlich der Saison 2015 wurden in der LIFE-Förderphase seit 2008 rund 11 Millionen Maifischjungfische in Seitengewässern des Rheins in Nordrhein-Westfalen und Hessen ausgewildert (Abb. 4), wobei sich bald zeigte, dass die jährliche Maifischproduktion in der Aquitaine und damit die Besatzmengen am Rhein, ungeachtet der Anzahl der in die Zucht eingehenden Anzahl von Elterntieren starken Schwankungen unterliegt, was maßgeblich mit dem Reifezustand und damit dem Zeitpunkt abhängt, an dem die Elternfische in den Fangvorrichtungen in den Fischpässen gefangen werden können.



Abb. 4: Anzahl besetzter Maifischlarven

Gegenwärtig stellt die Vermehrung von wilden Maifischrückkehrern in der Zucht noch die einzige Möglichkeit Maifischlarven für den Besatz zu produzieren dar. Zwar liefen Pilotstudien zu Elternfischhaltungen, in der gezüchtete Maifischlarven in Kreislaufsystemen über mehrere Jahre gehalten werden konnten erfolgreich in dem Sinne, dass es tatsächlich gelang einzelne der sensiblen Tiere ungeachtet des komplexen Lebenszyklus bis zum Erreichen der Geschlechtsreife mit voll entwickelten Gonaden zu halten (Abb. 5), jedoch stellen ex situ Bestände zur Gewinnung von Besatzmaterial noch keine Alternative dar. Die damit einhergehenden Kosten für Energie und hochqualifiziertes Personal sind immens und ließen sich nicht mit den zur Verfügung stehenden Projektmitteln decken. So stellt die Maifischzucht in Bruch in der Aquitaine die bislang einzige Bezugsquelle für Maifischlarven dar.

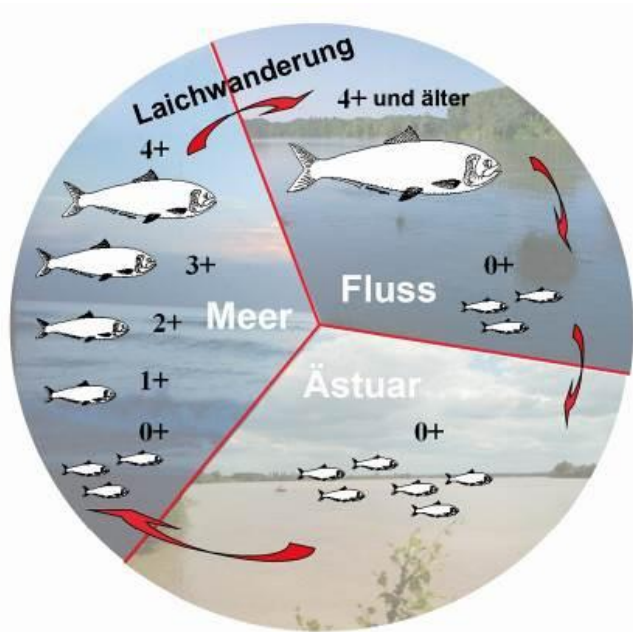


Abb. 5: Der Maifisch-Lebenszyklus

Besetzt werden wenige Tage alte Larven, die sich besser transportieren und handhaben lassen als vorgestreckte oder erst recht juvenile Stadien. Alle Larven wurden vor dem Besatz in einer Oxytetracyclin (OTC)-Lösung exponiert. Der Stoff lagert sich in den Otolithen ab und kann bei fluoreszenzmikroskopischer Betrachtung erkannt und die Fische so postum als aus dem Besatz stammend identifiziert werden. In Stillgewässern, wie stromangebundenen Abgrabungsseen hat es sich als praktikabel erwiesen, die Larven nach erfolgter Temperaturanpassung direkt aus den Transportsäcken ins Freiwasser zu entlassen (Abb. 6). Wenn

möglich werden die Larven zur besseren Anpassung an ihren neuen Lebensraum in Rundbecken gehalten, gefüttert und so gestärkt erst nach Einbruch der Dämmerung in das Besatzgewässer entlassen.

Besatzbegleitende Monitoringuntersuchungen zeigten, dass die Larven mit der Strömung sukzessive mit der Strömung driften und temporär schwach angeströmte eher im Freiwasser als am Ufer gelegene Habitate besiedeln. Im Stillwasser konnte ebenfalls eine Orientierung zum Pelegial als eine Präferenz für lenitische Habitate beobachtet werden. Allerdings konnten bei den Untersuchungen ungeachtet des Methodenrepertoires bislang keine Maifischlarven mehr in den Tagen nach dem Besatz nachgewiesen werden, was die Schwierigkeit mehr über die Habitatansprüche der juvenilen Stadien zu erfahren unterstreicht. Mit dem Nachweis von insgesamt 31 juvenilen Maifischen im Beifang eines Aalschokkers am Niederrhein bei Kalkar im Herbst 2010 und 2011 konnte jedoch der Beleg erbracht werden, dass die Fische im Rhein ungeachtet der massiven anthropogenen Beeinflussung im Strom die Ansprüche der empfindlichen Jungfischstadien an den Lebensraum erfüllt sind und die Tiere binnen weniger Wochen von der winzigen Larve zu stattlichen juvenilen Fischen heranwachsen und fristgerecht ins Meer abwandern.



Abb. 6: Besatzaktion mit Maifischen

Erste Rückkehrer und natürliche Fortpflanzung im Rhein

Da Maifische nach 3 bis 5 Jahren Aufenthalt im Meer die Geschlechtsreife erlangen und im Frühjahr in die Flüsse zum Laichen zurückkehren, bestanden Hoffnungen, dass ab 2013 erstmals eine größere Anzahl aus den Besatzmaßnahmen stammender adulter Maifische ins Rheinsystem zurückkehrt. Die Ausstiegssaison gestaltete sich durch langanhaltende Hochwässer verbunden mit sehr geringen Temperaturen alles andere als ideal. Überdies war der Fischpass am untersten Rheinstau in Iffezheim zwischen März und Juli, dem für den Laichaufstieg der Maifische relevanten Zeitraum

außer Betrieb sodass keine Zählungen von aufsteigenden Maifischen im Rhein möglich waren. Allerdings ergaben sich mit einem Maifisch, der das unterste Moselwehr Koblenz über den neugestalteten Fischpass am Mosellum überwand und damit der erste nachweislich in die Mosel einwandernde Maifisch seit über 60 Jahren war, doch noch Indizien für eine positive Entwicklung. Durch den Fund von 3 unmarkierten juvenilen Maifischen in einer Kühlwasserentnahmestelle am Oberrhein rund hundert Kilometer oberhalb der untersten Lokalität an der Maifische besetzt wurden, sowie den Fund eines abgelaichten Maifischweibchens, konnte zudem erstmals seit dem Erlöschen des Bestandes der Beleg erbracht werden, dass sich Maifische natürlich im Rhein fortpflanzen.

Im Mai 2014 wurden 3 adulte Maifische bei gezielten Monitoringuntersuchungen mit Treibnetzen im Niederrhein zwischen Wesel und Rees gefangen werden (Abb. 7). Dieses vor dem Hintergrund des vergleichsweise geringen Untersuchungsaufwandes (8 Untersuchungstage, 82 Hauls) an sich schon spektakuläre Ergebnis sollte nur der Anfang einer sensationellen Aufstiegssaison sein. Bis zum Juli wurden insgesamt 341 adulten Maifische im Rheinsystem gesichtet: Allein an den Fischpässen in Iffezheim und Gambenheim am Oberrhein wurden 318 Maifische beim Überwinden der –Fischwege beobachtet – rund 70mal so viele, wie dies im Mittel in den letzten 14 Jahren der Fall war (Abb. 8). Wie Analysen der Hauptwandermuster und des Größenspektrums der durchziehenden

Maifische in Iffezheim und des oberhalb gelegenen Gambsheimer Staudamms zeigten, handelt es sich bei den an beiden Standorten gezählten Fischen wohl nur zu einem geringen Teil um doppelt registrierte Maifische. Tatsächlich wurden die Peaks in Gambsheim vor denen in Iffezheim registriert, was nahelegt, dass ein erheblicher Teil der Maifische den Iffezheimer Stau nicht über den Fischpass, sondern die Schleusen überwindet.



Abb. 7: Treibnetzbefischung am Niederrhein

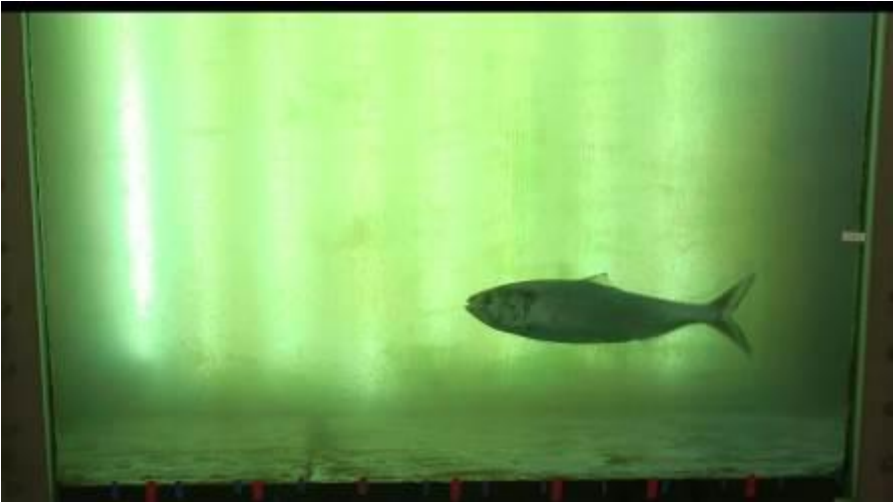


Abb. 8: Adulter Rückkehrer in der Monitoringstation an der Staustufe Iffezheim

Dieses Muster zeigte sich auch in 2015, wenngleich, vermutlich aufgrund einer Hochwasserphase am Oberrhein nicht ganz so viele Maifische ($n=178$) in den Fischpässen am Oberrhein registriert wurden wie im Vorjahr. Überschreiten die Abflüsse des Rheins an den Standorten Iffezheim und Gamsheim signifikant den Schwellenwert von 1000 m^3 , wird der überschüssige Abfluss nicht über die Turbinenkanäle abgeleitet, an denen auch die Einstiege der Fischpässe lokalisiert sind, sondern über die sich weit unterhalb mit den Turbinenkanälen vereinigenden Wehrkanäle. Es besteht daher die Vermutung, dass Maifische (und andere aufstiegswillige Fische) von der stärkeren Leitströmung in die Wehrkanäle fehlgeleitet werden, die ohne Aufstiegshilfen sind, und in dieser Sackgasse zumindest solange feststecken wie die Abflusslage Bestand hat, was wo-

möglich die noch geringere Anzahl der in 2016 registrierten Maifische (n=37) erklärt.

Dass die am Oberrhein registrierten Maifische jedoch auch nur einen Teil der in den Rhein aufwandernden Maifische repräsentieren, zeigt sich an weiteren Beobachtungen an Monitoring-Einrichtungen an den untersten Querbauwerken von Neckar und Mosel, Totfunde im Main, sowie Zufallsfängen durch Angler im hessischen Mainzufluss Nidda, sowie der Lippe und der Sieg in NRW. Vor allem der Neckar scheint für die aufstiegswilligen Maifische überaus attraktiv zu sein. So wurden bei unregelmäßigen Kontrolluntersuchungen, die sich nur über einzelne Tage der Saison der Jahre 2014, 2015 und 2017 erstreckten, hier 51 Maifische registriert (Abb. 9).



Abb. 9: Anzahl im Rheinsystem registrierter adulter Maifische

Rückschlüsse auf den tatsächlich während des Laichaufstiegs im Rheinsystem vorhandenen Bestand – schließlich umfasst der frei fließende Abschnitt des Rheins zwischen Rotterdam und Iffezheim eine Länge von rund 700 Kilometern – sind auf Grundlage der Nachweiszahlen an den Querbauwerken im Oberrhein und den großen Rheinzufüssen freilich nicht möglich. Jedoch deuten Totfunde von abgelaichten Maifischen entlang des Rheins und der unteren Mosel darauf hin, dass die Fische an mehreren Abschnitten im Flusssystem gelaicht haben. Funde von 72 juvenilen Maifischen der Altersgruppe 0 nachgewiesen bei einer Untersuchung des Fischanfalls am Rechen einer Kühlwasserentnahmestelle eines Kraftwerks am Oberrhein belegen, dass sich die Fische zumindest im Oberrheinabschnitt zwischen Iffezheim und Karlsruhe auch nennenswerten Umfang erfolgreich fortgepflanzt haben und zusätzlich zu den Besatzmaßnahmen der natürliche Populationsaufbau eingesetzt hat (Abb. 9).

Maßnahmen im länderübergreifenden Maifischprojekt

Mit dem Beginn des Jahres 2017 startete mit finanzieller Unterstützung von Partnern aus den deutschen Rheinanliegerländern, der Schweiz und den Niederlanden das länderübergreifende Maifischprojekt, das die dauerhafte Etablierung der ehemals bedeutenden anadromen Wanderfischart im Rhein verfolgt. Inhaltlich schließt das vom Rheinischen Fischereiverband von 1880 e. V. geleitete und koordinierte Projekt an die in den beiden EU LIFE-Projekten zwischen

2007 und 2015 begonnen Maßnahmen an beziehungsweise entwickelt diese weiter. Seit 2013 kehren erwiesenermaßen Maifische aus den Wiederansiedlungsmaßnahmen in den Rhein zurück und pflanzen sich bereits natürlich fort. Im Rahmen des länderübergreifenden Maifischprojektes sollen diese bisherigen Errungenschaften bewahrt und die weitere, bislang keineswegs gesicherte, Bestandsentwicklung gelenkt und verfolgt werden.

Neben der Durchführung von Studien, die die natürliche Bestandsentwicklung im Rhein verfolgen und dokumentieren sollen, stellt die Fortführung der Besatzmaßnahmen mit aus Frankreich importierten Maifischlarven eine wichtige Säule des Artenschutzprojektes dar. Zur Sicherstellung des weiteren Aufbaus eines Maifischbestandes im Rhein sollen im gleichen Umfang wie in den vorangegangenen LIFE geförderten Projekten Maifischlarven besetzt werden, die nach etwa fünfjährigen Aufenthalt im Meer als erwachsenen Maifische in den Rhein zurückkehren und sich natürlich fortpflanzen. In Jahren, in denen bereits Maifische aus natürlicher Reproduktion (nachgewiesen in den Jahren 2013, 2014, 2015) zurückkehren, trägt der Besatz zu einer substanziellen Erhöhung der Rekrutierung aus dem Rhein bei. In Jahren, in denen die besatzbedingten Rückkehrerzahlen theoretisch sinken sollten (ab 2017) und/oder die Bedingungen für die natürliche Reproduktion eingeschränkt sind (z. B. durch langanhaltende Hochwässer und anhaltend feucht-kühle

Witterungsverhältnisse), stellen die Besatzmaßnahmen den nachhaltigen Populationsaufbau sicher.

Wie bisher werden die Maifischlarven aus der Maifischzucht in Bruch in der Aquitaine bezogen. Pro Jahr werden etwa 80 Elternfische aus den Wildbeständen der Garonne und der Dordogne entnommen und künstlich zum Abbläichen gebracht und Maifischlarven aus den so gewonnenen befruchteten Eiern erbrütet. Die daraus zu produzierende Menge an Maifischlarven schwankt in Abhängigkeit der hydro-klimatischen Bedingungen, der Kondition der Elternfische und der verwendeten Hormonpräparate erheblich und liegt im Mittel bei etwa 1 Mio. Larven für den Besatz im Rhein pro Jahr. Die Produktion und Lieferung der Larven wird wie bisher durch die ASSOCIATION MIGADO geleistet. Der Besatz wird durch die Projektleitung beim RHEINISCHEN FISCHEREIVERBAND und die regionalen Partner entlang der Rheinachse koordiniert und durchgeführt. Anders als in den Life-Projekten, bei denen die Öffentlichkeitsarbeit einen großen Anteil der Projektarbeit ausmacht, sind im länderübergreifenden Maifischprojekt aus budgetären Gründen weniger kostenintensive PR-Maßnahmen vorgesehen. Aufgrund der positiven Erfahrungen in diesen Projekten wurde am 2. Juni erstmals ein Maifischbesatzevent in dem ebenfalls neu hinzugekommenen Unterstützerland Rheinland-Pfalz ausgerichtet, bei dem der Staatssekretär aus dem rheinlandpfälzischen Umweltministerium Dr. Thomas Griesse gemeinsam mit Kindern aus der

Region unter großem öffentlichen Interesse Maifischlarven im Rhein bei Remagen-Kripp auswilderte. Vergleichbare Veranstaltungen sollen zukünftig auch in Baden-Württemberg zur Information der Öffentlichkeit und die Sensibilisierung für die bedrohten Wanderscharten ausgerichtet werden.

Um Informationen über die Anzahl zurückkehrender Maifische und die Größe des Laichbestandes zu gewinnen, werden zusätzlich zu den regulären Zählungen die die Fischpässe an den ersten Querbauwerken im Oberrhein (Iffezheim und Gamsheim), sowie der Mosel (Koblenz) durchwandernder Fische, ein akustisches Monitoring laichender Maifische entwickelt. Dieses sogenannte Bull-Monitoring ist fester Bestandteil des Monitorings der französischen Maifischpopulationen, wie z. B. der Loire und der Garonne fußt auf den Zählungen der sogenannten „Bulls“, des durch das Schlagen an der Wasseroberfläche hervorgerufenen charakteristischen Geräuschs bei der Abgabe der Geschlechtsprodukte der laichenden Maifischen (Abb. 10). Da Maifische in relativ kleinräumigen Flussabschnitten laichen, dabei verlässlich ganz bestimmte Habitatbedingungen aufsuchen und sich zudem durch eine hohe Laichplatztreue auszeichnen, lässt sich durch akustische Aufzeichnungen an bekannten Laichplätzen und der Analyse der aufgezeichneten Bulls mit einer speziellen Software die Anzahl der laichenden Maifische ermitteln. Durch die Überwachung aller Laichplätze unterhalb der Querbauwerke, bzw. der Zählstationen an den Fisch-

pässen, ergibt sich ein präzises Bild des Laicherbestandes unterhalb der Querbauwerke und in Kombination mit den Aufsteigerzahlen eine Einschätzung der Populationsgröße eines Jahres.



Abb. 10: Beim Laichgeschäft erzeugen die Fische durch schlagen an der Wasseroberfläche charakteristische Geräusche, sogn. "Bulls"

Da das Bull-Monitoring in Frankreich etabliert ist, erscheint einer Implementierung dieser kostengünstigen und zuverlässigen Methode, die zudem ohne Rückwirkungen oder Beeinträchtigungen der Individuen oder gar des Bestandes im Rhein prinzipiell möglich. Allerdings setzt es die Kenntnis der rezenten Laichplätze voraus.

Anders als an den französischen Maifischflüssen, in denen der freifließende Abschnitt mit geeigneten Habitaten nur wenige hundert Kilometer aufweist, verteilen sich die bereits kartierten potenziellen Laichplätze auf den Abschnitt zwischen den Flusskilometern 873 (Waal in NL) und 349 (unterhalb Staustufe Iffezheim). Nachweise von Jungfischen aus natürlicher Reproduktion in Baden-Württemberg und im weiteren Rheinverlauf bis in die Niederlande belegen, dass es weitere aktuelle Laichareale im Rhein geben muss. Diese aufzuspüren stellt, in Anbetracht der immensen Fläche, in der sich die Maifische potenziell fortpflanzen können und der Variabilität der Habitatbedingungen in Abhängigkeit der Abflusssituation, die erste Herausforderung für das Monitoring da. Im zweiten Schritt müssen potente Standorte für das Monitoring ausgewählt werden, die die Bedingungen für ein dauerhaftes Monitoring erfüllen. Das Know-how des Bull-Monitorings, die technische Beratung vor Ort, sowie die Schulung der Monitoring Teams in Frankreich und am Rhein erfolgt durch die Association MIGADO, die seit jeher für das Monitoring der Maifische an den Flüssen Garonne und Dordogne zuständig ist. Für die Umsetzung und Koordination des Monitorings ist der UMWELT-CAMPUS DER HOCHSCHULE TRIER zuständig. Aus fachlichen und geographischen Gründen wird sich das Monitoring vorerst schwerpunktmäßig auf den Mittelrheinabschnitt um die Moselmündung herum bewegen. Ein weiterer Hauptaspekt der Frühphase dieser Studie ist die Anpassung der akustischen Aufnahme- und Auswertungstechniken an die Geräuschsituation am Rhein, die sich

grundsätzlich von den an den eher abgelegenen dahinfließenden französischen Flüssen herrschenden Bedingungen unterscheidet.

Bereits beim ersten Monitoringdurchgang konnte ein aktiver Maifischlaichplatz im Rhein in der Nähe von Koblenz identifiziert und zahlreiche Bulls beobachtet werden. Diese gleichermaßen sensationelle wie ermutigende Beobachtung belegt zudem, dass die Maifische bereits weit unterhalb der ersten Querbauwerke im Mittellauf des Rheins laichen und die in den Fischpässen registrierten Maifische nur einen Teil des Bestandes repräsentieren.

Im Laufe des Sommers und des Herbstes soll zukünftig mittels Zugnetzen nach Jungfischen gesucht werden. Zusätzlich werden Nebenerwerbsfischer angesprochen Beifänge, z.B. von zum Meer hin abwandernden Maifischen aus Aalschokkern, zur Verfügung zu stellen. Die Herkunft der Fische (aus der Zucht in Bruch oder aus natürlicher Reproduktion im Rhein stammend) kann sowohl anhand der fluoreszenzmikroskopischen Untersuchung derer Gehörsteine, die den in der Zucht verabreichten Farbstoff in sich tragen als auch mittels genetischer „Vaterschaftstests“ bestimmt werden. Einen entsprechend repräsentativen Stichprobenumfang vorausgesetzt, können so Hinweise auf die Größe der Jungfischpopulation eines Jahrgangs gewonnen werden

Die Gesamtheit der Maßnahmen ermöglicht nicht nur die Fortführung der Wiederansiedlungsmaßnahmen nach dem Auslaufen der EU geförderten Life-Maifischprojekte, sondern auch die Etablierung spezieller Monitoringtechniken und damit der Bestandsentwicklung dieser ganz besonderen und zukünftig vielleicht auch wieder fischereilich relevanten Fischart im Rhein. Neben der Umsetzung dieser Maßnahmen besteht die Hauptherausforderung der nächsten Zeit darin weitere Fördermittel zu generieren um die Maßnahmen ausweiten zu können. Mittelfristiges Ziel soll sein Teile des die Fischpässe am Oberrhein passierenden Maifischbestandes als Elternfische für eine eigene Zuchtanstalt zu nutzen und sukzessive von den Jungfisch-Importen aus Frankreich zur Aufrechterhaltung des Besatzprogrammes unabhängig zu werden. In einer Machbarkeitsstudie soll in den nächsten Jahren das Potenzial einer eigenen Maifischzucht im Rheinsystem bewertet werden. Sollten regelmäßig genug adulte und in guter Kondition befindliche Maifische an den Fischpässen im Oberrhein entnommen werden können, könnte ein Teil des Bestandes als Elternfische in einer Zuchtanlage nach französischem Vorbild für Nachwuchs sorgen und die Aufrechterhaltung der Besatzmaßnahmen sicherstellen. Die Rahmen des Projektes entwickelten Monitoringmaßnahmen sollen Aufschluss darüber geben ab welchem Punkt der Bestand groß genug ist um ohne weitere stützende Besatzmaßnahmen fortbestehen zu können. Die bisherigen Erfolge des Projektes und die Entwicklung des Maifischbestandes sind mehr beeindruckend.

Dies gilt insbesondere zumal das Maifischprojekt das bislang einzige seiner Art ist und die darin umgesetzten Maßnahmen Pilotcharakter tragen. Vor allem aber, da die verblieben Populationen in Frankreich und Portugal fast alle rückläufig und zum Teil mittlerweile ebenfalls in ihrem Bestand bedroht sind und dem Projektverlauf im Rhein damit umso größere Bedeutung zukommt. Dank der Unterstützer im länder-übergreifenden Maifischprojekt ist die Fortführung der Maßnahmen hier für den Zeitraum bis 2021 gesichert.

Zum Stand der Lachswiederansiedlung am Rhein

Armin Nemitz

Rheinischer Fischereiverband von 1880 e. V.

Zusammenfassung

Die Lachswiederansiedlung wird an der Sieg seit 1988 betrieben, heute im Rahmen des Wanderfischprogramms NRW mit Partnern aus der Fischerei, der Wasserwirtschaft und dem Naturschutz. Ziel sind Fließgewässer im ökologisch guten Zustand mit vitalen Fischpopulationen inkl. der Wanderfische. Der Lachs dient als Leit- und Symbolart. Als übergeordnete Fachbehörde leitet das heutige Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) das Programm. Der Rheinische Fischereiverband setzt Programmteile der Wiederansiedlung des Lachses an der Sieg vor Ort um.



Abb. 1: Milchner des Atlantischen Lachses

Die Sieg (Abb. 2) gilt als Modellgewässersystem für die Lachs-wiederansiedlung in NRW und ist ein bedeutendes Laichge-wässersystem am Rhein. Sie hat auf NRW-Gebiet ein kartiertes Habitatpotential von ca. 100 ha. Bei einer mittleren Produktionsrate von 5 Smolts pro 100 m² und 3 % Rückkehrrate entspricht das einem möglichen Laicherbestand von etwa 1.500 Fischen jährlich. Hinzu kommt das Potential des rheinland-pfälzischen Sieg-abschnittes. Das Wiederansiedlungsprinzip an der Sieg basiert auf einem sea-ranching-System, das durch eine ex-situ-Genbank unterstützt wird. An den Kontrollstationen werden Rückkehrer gefan-gen, die als genetische Grundlage für die nächste Besatzgeneration und die Genbank dienen. Eiimporte aus Dänemark bilden zusätzlich ein Sicherheits-back-up.

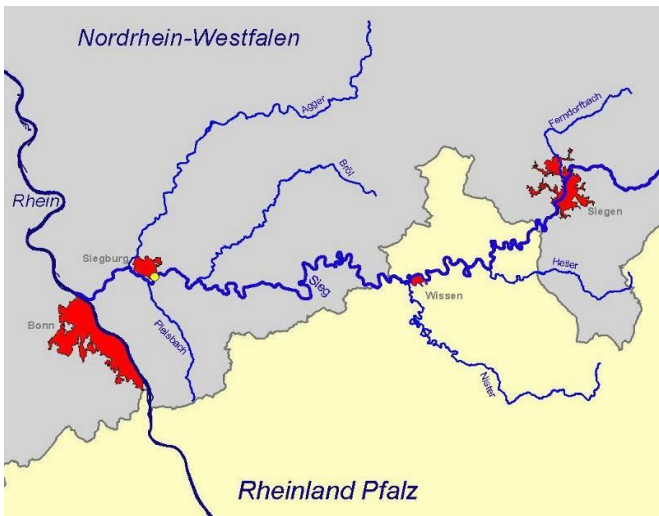


Abb. 2: Die Sieg und ihr Einzugsgebiet

Als Kontrollstationen werden länderübergreifend mit dem Bundesland Rheinland-Pfalz der Standort Buisdorf an der Sieg sowie eigenständig Troisdorf an der Agger betrieben. Beide sind wichtige Nachweisorte am Rhein. Ein Zugriff dort ist aus technischen Gründen jedoch nur auf höchstens 50 % der Aufsteiger möglich. Als Lachszuchten fungieren die Teichwirtschaft des Landesumweltamtes (LANUV) in Albaum, das Wildlachszenrum Rhein Sieg, der Standort Randers beim Danmarks Center for Vildlaks (Eiimporte) sowie für Rheinland-Pfalz das Lachszenrum Hasper Talsperre.

Bis 2004 wurden überwiegend Herkünfte des Vereinigten Königreichs und Irland ausgewildert. Ab 2004 die Herkunft Gudenau, die sich vom Lachsstamm Ätran aus Südschweden ableitet. Der Besatzaufwand oberhalb der Station Buisdorf beträgt in den letzten 20 Jahren ca. 60 t. bis 100 t Smoltäquivalente. Entsprechend internationaler Empfehlungen wurden überwiegend Fische der Altersgruppe 0+ besetzt. Das Überleben der Besatzfische ist im ersten Jahr hinlänglich gut. Die Rückkehrate vom Smolt zum Rückkehrer liegt jedoch außerhalb biologisch sicherer Grenzen unter einem Prozent. Eine sich selbst erhaltende Population ist damit bisher nicht etabliert.

An der Kontrollstation Buisdorf werden seit der Inbetriebnahme jährlich zwischen 100 und 250 Rückkehrer in Troisdorf zwischen 25 und 100 registriert. Die Zahlen schwanken ohne klaren Trend. Auf

der Basis von markierten Wiederfängen lässt sich ein Laicherbestand von jährlich 300 bis 800 Rückkehrern hochrechnen. Vornehmlich im Aggersystem mit Naafbach und Sülz sowie weiterhin im Brölsystem gelingt der stetige Nachweis von Naturbrut auf zum Teil erfreulich hohem Dichteniveau.

Viele Gewässerentwicklungsmaßnahmen inkl. Durchgängigkeitsprojekte konnten auf dem NRW-Gebiet des Siegsystems umgesetzt werden und wanderfischspezifische Ansprüche finden Berücksichtigung bei der Gewässerunterhaltung. Im internationalen Austausch wurden ökologische Maßnahmen wie den KIR-Beschluss in den Niederlanden bewirkt. Die Stiftung Wasserlauf wurde gegründet sowie das Wildlachszenrum Rhein Sieg und das Wissenshaus Wanderfische errichtet.

In dem Flussgebiet, das für die Rückfangzahlen in Buisdorf verantwortlich ist, verlaufen die Sanierung der Gewässer und damit die Verbesserung der ökologischen Rahmenbedingungen jedoch nur sehr langsam. Zwar konnte das westfälische Teileinzugsgebiet fast vollständig durchgängig gestaltet werden, doch verhindern unüberwindbare Wehre in Rheinland-Pfalz, dass Laichfische dieses Gebiet überhaupt erreichen können. Insbesondere bei Auf- und Abwanderung im Rheingebiet bestehen die bekannten Engpässe. Das zahlenmäßig ins Gewicht fallende Naturbrutaukommen konzentriert sich auf das Aggersystem unterhalb von Buisdorf. So darf das

Stagnieren der Zahlen trotz erfreulicher Teilerfolge nicht verwundern. Für eine Erhöhung des Rückkehrerbestandes und Gründung von eigenständigen Teilpopulationen bleiben die ursprünglichen Kernforderungen der Wiederansiedlung damit weiterhin bestehen:

- Konsequente Umsetzung der WRRL mit der Reduzierung von Fein-, Nähr- und Trübstoffbelastungen sowie Herstellung der Durchgängigkeit inkl. Fischschutz
- Minderung der durch den Kormoran bedingten, überhöhten Prädation im Binnenland
- Minderung der Beifangproblematik und illegalen Entnahme
- Sicherung der Eiversorgung durch ergiebige Genbanken
- Minderung der Rheindeltaproblematik
- Fortschreiten der wissenschaftlichen Begleitung und des Fachaustauschs sowie der zielgerichteten Öffentlichkeitsarbeit

Durchgängigkeit und Fischartenschutz am Rhein

Dr. Frank Hartmann

Fischereiverwaltung Baden-Württemberg

Wenige Begriffe in der angewandten Fischökologie werden so missverstanden, wie jener der Durchgängigkeit. Einerseits muss den ständigen Versuchen, die Durchgängigkeit als „nice to have“ und „Hauptsache gebaut“ abzutun, massiv entgegengetreten werden. Die Durchgängigkeit ist ein zentraler und unersetzbarer Bestandteil eines funktionsfähigen Fließgewässerlebensraumes und damit für die Entwicklung und den Erhalt eines natürlichen Fischbestandes alternativlos. Auf der anderen Seite darf die Durchgängigkeit nicht als Allheilmittel jeglicher Gewässerdefizite gekrönt werden, denn ohne funktionsfähige Habitate als Ziele einer Fischbewegung wird letztere ad absurdum geführt. Und letztendlich ersetzen die künstlichen Wanderhilfen an Querbarrieren in Flüssen unserer Kulturlandschaft keinesfalls das natürliche Ausbreitungspotenzial eines freien Flusslaufes.

Am Rhein stellt die biologische Durchgängigkeit in dieser Restauraionsperiode Anfang des 21. Jahrhunderts ein zentrales Element des gelebten Fischartenschutzes dar. Der Rhein verkörpert wie kein anderes Gewässer in Deutschland die Wanderfischhistorie. Zu präsent sind die Schwarz-Weißbilder ehemals reicher Lachsgründe

und zahlloser Aalschokker entlang des Rheins. Diadrome Arten sind obligatorisch auf die Vernetzung von Laich- und Aufwuchsgewässer und damit eine weitreichende quantitative Durchgängigkeit in den Fließgewässern angewiesen. Dies schließt selbstverständlich die schadfreie Abwanderung mit ein. Ohne eine angemessene Durchgängigkeit ist langfristig das Aussterben von Arten oder das Fehlschlagen von Wiederansiedlungsprogrammen vorgezeichnet. Dies ist die aktuelle Herausforderung in unserer nutzungsintensiven Kulturlandschaft, wenn wir den Artenschutz am Rhein ernsthaft betreiben wollen.

Am Rhein und seinen Zuflüssen, bzw. in seinem rund 200.000 km² großen Einzugsgebiet, zielen zahlreiche Aktionen auf die Verbesserung der jeweiligen linearen Durchgängigkeiten ab. Nicht zuletzt wird das überwiegend erzwungene Engagement kostenintensiver Maßnahmen durch Änderungen im Wasserrecht, aber auch durch Wiederansiedlungsprojekte befördert. Prominent ist hier das internationale Wanderfischprogramm zur Wiederansiedlung des Atlantischen Lachses.

Von der Nordsee her wird in den Niederlanden Wanderfischen im Jahr 2018 durch die teilweise Öffnung von Haringsvlietschleusen ein Weg in den Rhein ermöglicht. Südlich des bestehenden Wanderkorridors des Nieuwe Waaterwegs bei Rotterdam wird damit eine weitere Option angeboten werden. Zusätzlich soll auch am IJssel-

meer-Abschlussdeich ein „Fischwanderfluss“ gebaut werden, welcher sogar die Tide- und Salzunterschiede zwischen den beiden Systemen ausgleichen soll. Damit soll die Zugänglichkeit zum Rhein insgesamt verbessert werden.

In Deutschland ist am Rhein bereits seit dem Jahr 2000 ein Becken-Fischpass an der Rheinstaustufe Iffezheim in Betrieb. Seit 17 Jahren werden im Rheinfischpass Iffezheim über das ganze Jahr hinweg Fischbewegungen aufgezeichnet. Ohne Zweifel bestehen ein starkes fachliches sowie ein gehobenes öffentliches Interesse an den vom Regierungspräsidium Karlsruhe monatsweise ausgewerteten und veröffentlichten Daten. Die Qualität der Fischerfassung hat sich seit Beginn der Zählungen durch konsequente Anpassung der Zähltechnik erheblich verbessert. Seit dem Jahr 2014 werden artenscharf nahezu alle Fische erfasst, soweit es die Zählbedingungen und der leistbare Aufwand zulassen. Bis auf den Stör wurden bislang alle historisch vorkommenden Wanderfische nachgewiesen. Die Fischzählung wird zum Teil beeinträchtigt durch erhöhte Wassertrübung, Turbulenzen im Zählkanal aber auch durch technische Einflüsse. Schwerwiegender als die bloße Störung der Zählung von aufsteigenden Fischen ist indes die Beeinträchtigung der Funktionalität des Fischpasses durch verschiedene Einflüsse. Sowohl durch die bekannte hydraulische Überlastung des Fischpasses um rund 25 % als auch durch die baulichen Unzulänglichkeiten an der Zählstation bestehen sehr deutliche Hinweise darauf,

dass der Fischpass Iffezheim – selbst entsprechend seiner ursprünglichen defizitären Auslegung und Möglichkeiten – seine planfestgestellte Funktionsfähigkeit bereits seit vielen Jahren nicht erfüllt. Daher werden die von der Expertengruppe fachlich geprüften und abgestimmten baulichen Anpassungsmaßnahmen am Fischpass in 2018 umgesetzt. Der Fischpass Iffezheim stellt nicht nur irgendeine Fischwanderhilfe dar, sondern ist das Tor zum südlichen Oberrhein. Dieses verbindet den frei fließenden Rhein mit seinen zahlreichen bedeutenden Nebengewässern bis in die Schweiz hinein. Hinsichtlich der Quantität des Aufstieges ist nach Expertenmeinung und anhand von Erfahrungen aus dem Hochrhein davon auszugehen, dass an Gewässern dieser Größenordnung ein zweiter Fischpass an jedem Standort zwingend umzusetzen ist. Andernfalls steigt der Summationseffekt von Aufstiegsverlusten enorm an und es erreichen nicht ausreichend viele Wanderfische die historischen Zielgebiete.

Auch beim Fischschutz und Fischabstieg am Rhein wurden erhebliche Fortschritte gemacht. Fische werden bei ihrer Abwanderung im Gewässer durch Wasserentnahmen behindert. Diese Behinderungen unterbinden fischökologisch notwendige Ortswechsel und führen zur Schädigung und zum Tod von Fischen an Rechen, Filtern und Pumpen. Grundsätzlich besteht daher für die Fische bei ihrer Abwärtswanderung am Rhein ein hohes Gefährdungspotenzial. Dieses ist art- und altersspezifisch. An den großen Wasserent-

nahmestellen des Rheins, dem Rheindampfkraftwerk in Karlsruhe, dem Kernkraftwerk Philippsburg nördlich von Karlsruhe sowie dem Großkraftwerk in Mannheim, wurden unlängst enorme Anstrengungen zur Installation von Schutz- und Rückführungssystemen abgeschlossen. Das Monitoring im Betrieb zeigt hohe Schutzraten, selbst bei kleinen Fischgrößen auf.



Abb. 1: Einbau der rotierenden Fischschutzzachen vor dem Entnahmebauwerk des Rheindampfkraftwerks Karlsruhe (2012)

In Frankreich sind bereits an zwei Rheinstauufen Fischpässe in Betrieb (Gambshaus, Straßburg) und die Aufstiegsanlage Gerstheim befindet sich im Bau.



Abb. 2: Der französische Rheinfischpass an der Stufe Gamsheim ging 2006 in Betrieb

Das seit vielen Jahren propagierte Unterfangen der Kraftwerksbetreiberin EdF (Electricité de France) am Kraftwerk Rheinau die Lachse abzufangen und mit dem „Schiffstaxi“ in den Restrhein zu befördern („mobiler Beckenpass“), kann aus fischereisachverständiger Sicht nur als grober finanzpolitischer Unfug in Abwesenheit fischökologischen Sachverständes abgetan werden. Dieses Bestreben hängt ganz offensichtlich mit den Widerständen der EdF zusammen, am Standort Vogelgrün die zugegebenermaßen schwierige Situation zur Herstellung der Durchgängigkeit proaktiv anzugehen. Dabei gibt es bereits eine gutachterlich bestätigte Planung,

auch an diesem Standort die kontinuierliche Durchgängigkeit für alle Fischarten zu gewährleisten. Aus fachlicher Sicht führt kein Weg an einer solchen Lösung vorbei.

Aus der Schweiz ist zu vernehmen, dass am Rhein und ausgewählten Zuflüssen die Planungen zu Wiederherstellung der auf- und abwärts gerichteten Durchgängigkeit auf Hochtouren laufen. Die zuständigen Kantone erarbeiten in einer Art „Masterplan“ die notwendigen Maßnahmen, welche anschließend sukzessive in die Umsetzung kommen werden.

In zahlreichen Zuflüssen des Rheins sind bereits jetzt die Fortschritte zur Durchgängigkeit und zum Fischartenschutz sichtbar, Pilotprojekte laufen an einigen Stellen (z. B. Fischabstieg Unkelmühle in NRW). In unseren anthropogen überformten Gewässern sind die für Fische erforderlichen Teilhabitate durch Zerstörung in der Regel seltener und gleichzeitig auch weiter auseinander liegend als in naturnahen Systemen. Dies hat Konsequenzen für die Qualität und Quantität der Durchgängigkeit im Gewässer. Habitate müssen in einem funktionalen Zusammenhang zueinander liegen und kurzfristig erreichbar sein. So können Laichplätze nur dann in ausreichendem Umfang genutzt werden, wenn geeignete nahegelegene Ruhe- und Schutzhabitate für die Laichfische zur Verfügung stehen. Die Wiederherstellung der biologischen Durchgängigkeit in Gewässern, einschließlich vorhandener Ausleitungsstrecken, ist in allen

Bundesländern entlang des Rheins ein definiertes umweltpolitisches Ziel. Durch den Bau und Betrieb von Querbarrieren, wie sie bei der Nutzung der Wasserkraft errichtet und betrieben werden müssen, wird die Durchgängigkeit vollständig oder größtenteils unterbrochen. Darüber hinaus schränken die in Stauräumen reduzierten Fließgeschwindigkeiten und zu geringen Wassertiefen in Ausleitungsstrecken die Durchgängigkeit an Wasserkraftstandorten zusätzlich ein. Diese Unterbindung der biologischen Durchgängigkeit an Querbarrieren kann, je nach standörtlicher Situation, mit Fischaufstiegshilfen unterschiedlichen Bautyps zumindest teilweise aufgehoben werden. Vorrangiges Ziel solcher Maßnahmen ist eine angemessene Funktionsfähigkeit von Durchgängigkeitsbauwerken für alle Arten der potenziell natürlichen Fischfauna, unter Berücksichtigung von Summationseffekten, inklusive quantitativer Anforderungen an die Durchgängigkeit. Wenn möglich können mit Aufstiegshilfen auch Habitatfunktionen, landschaftsästhetische oder andere optische Anforderungen erfüllt werden. Die Wiederherstellung der biologischen Durchgängigkeit an Barrieren mit Fischaufstiegshilfen ersetzt dabei nicht die natürliche Durchgängigkeit des frei fließenden Gewässers. Grundsätzlich ist artspezifisch mit Aufstiegsverlusten und/oder mit Aufstiegsverzögerungen zu rechnen. Bei mehreren hintereinander geschalteten Hindernissen summieren sich die Verluste und Verzögerungszeiten. Die Funktionsfähigkeit einer Fischaufstiegshilfe hängt von ihrer Auffindbarkeit und ihrer Passierbarkeit ab sowie von ihrer Betriebssicherheit. Die Erfahrung mit bestehenden Anlagen

zeigt, dass insbesondere der Auffindbarkeit früher häufig zu wenig Beachtung geschenkt wurde und damit ist selbst bei Fischaufstiegsanlagen, die gut passierbar sind, die Funktion selektiv und eingeschränkt. Gleiches gilt bei mangelhafter Betriebssicherheit, wenn die Aufstiegshilfe nicht ausreichend gewartet wird und über maßgebliche Fischwanderzeiten verstopft und so außer Betrieb ist.

Grundsätzlich soll die Funktionsfähigkeit des Fischaufstiegs an mindestens 300 Tagen im Jahr, d. h. bei allen Abflüssen zwischen $Q\ 30$ und $Q\ 330$ gewährleistet sein, um die natürlichen Wandereinschränkungen bei sehr geringen und sehr hohen Abflüssen abzubilden. Biologisch zielführend ist jedoch auch, dass zu den maßgeblichen Migrationszeiten der potenziell natürlichen Fischfauna ein Aufstieg ermöglicht wird. Auffindbarkeit und Passierbarkeit einer Fischaufstiegshilfe sowie die Gestaltung der verschiedenen Anlagentypen werden in der Fachliteratur ausführlich besprochen. Ein Stand der Technik ist definiert.



Abb. 3: Wehrfeld der Rheinstaustufe Iffezheim

Es ist somit absehbar, dass an den großen Zuflüssen des Rheins die aufwärtsgerichtete Durchgängigkeit zunehmend und letztendlich vollständig wieder hergestellt werden wird. In diesem Prozess ist die Funktionsfähigkeit der Aufstiegshilfen bzw. die Durchgängigkeit am Standort zu überprüfen und ggf. zu verbessern.

Die Durchgängigkeit in Ausleitungsstrecken der Wasserkraftnutzung (Mutterbettstrecken mit Wasserentzug) ist durch Abgabe eines ökologisch begründeten Mindestdurchflusses relativ einfach herzustellen. Dabei sind Mindestwassertiefen zu erreichen und ggf. zusätzlich künstliche Barrieren in der Strecke zu schleifen. Eine Umgestaltung

von Gewässern mit dem Ziel durch Querschnittseinengungen Mindestabfluss zu sparen stellt einen unnatürlichen Gewässerausbau dar und wird aus fachlicher Sicht abgelehnt. Dagegen erweist es sich oft als Herausforderung, die Auffindbarkeit derselben mit einem Mindestabfluss alleine zu gewährleisten. Beim Zusammenfluss von Turbinenauslauf und Mindestwasser ist der Turbinenabstrom sowohl in seiner hydraulischen Quantität als auch in seiner ökologischen Leitwirkung überwiegend dominant. Dadurch ist die Ausleitungsstrecke für Fische oft nur schwer, bei unzureichender Mindestwasserdotierung, hohem Ausbaugrad und ungünstigem Verhältnis der Profilgrößen am Zusammenfluss zeitweise gar nicht aufzufinden. Mit einem konstanten und zumeist vergleichsweise geringen Mindestabfluss ist die Möglichkeit der Attraktionssteigerung gegenüber einem Turbinenabstrom bzw. Unterwasserkanal sehr begrenzt. Durch Einengung der Mündung mit deklinanten oder inklinanten Leiteinrichtungen oder einem künstlich induzierten Gefälle, kann lokal ein gezielter und stärkerer Impuls aus der Ausleitungsstrecke erzeugt werden. In seltenen Fällen kann das Einschwimmen von Fischen in den Turbinenauslauf (Sackgasse) durch Hindernisse wie Abstürze erschwert werden, da diese die Nutzung beeinträchtigen. Leiteinrichtungen sind jedoch nicht bei allen Abflüssen wirksam und verhindern in der Regel den Sackgasseneffekt für Fische in Richtung Turbine nie völlig. Es bleibt unvermeidbar, dass ein Teil der aufstiegswilligen Fische in den Unterwasserkanal einwandert. Wenn dort kein Fischpass vorhanden ist, endet ihr Aufstieg am Kraftwerk. Daher sind der-

zeit Projekte in Planung, die zum Ziel haben, das Einschwimmen von Fischen in den Unterwasserkanal zu minimieren.

Die Durchwanderbarkeit des Staubereichs ist zwar nicht durch bauliche Hindernisse eingeschränkt, allerdings kann die Orientierungsmöglichkeit der Fische, infolge einer zu geringen Strömung und/oder durch die Gefahr einer erhöhten Prädation, eingeschränkt sein. Dies betrifft sowohl aufwärts wie abwärts wandernde Fische. Staubereiche sind daher grundsätzlich als gravierende Wanderhindernisse einzustufen. Fische orientieren sich häufig an der kräftigsten Strömung, wodurch sie entweder in Richtung Ausleitungskanal und Turbine oder zum Kraftwerksrechen geleitet werden. In den Staubecken liegen bei Mittelwasserverhältnissen oft geringe oder keine Strömungen vor. Es gibt derzeit keine in der Praxis erprobten Maßnahmen, welche die Leitströmung in Staubecken erhöhen oder anderweitig dieses Defizit mindern.

Schädigungen der Fischfauna beim Abstieg treten bereits an einzelnen Wasserkraftwerken oder anderen Wasserentnahmestellen auf. Die negative Auswirkung auf die abwärts gerichtete Fischwanderung wird durch das Zusammenwirken mehrerer Anlagen verstärkt. Dieser sogenannte kumulative Effekt ist von großer Bedeutung, insbesondere in Gewässerabschnitten, in denen Fischwanderungen über längere Strecken stattfinden und die daher als Abschnitte mit einem erhöhten oder hohen Migrationsbedarf ausgewiesen sind. Bei den

diadromen Langdistanzwanderfischen (Lachs, Meerforelle, Aal u. a.) kann die kumulative Schadwirkung dazu führen, dass eine erfolgreiche Abwanderung im Rheinsystem zum Meer nicht mehr möglich ist.

Nach dem aktuellen Stand des Wissens und der Technik (DWA, 2005; EBEL, 2013; UMWELTBUNDESAMT, 2014, LUBW, 2016) bieten nur mechanische Barrieren (i.d.R. Rechen unterschiedlicher Ausprägung) Fischen einen ausreichenden Schutz vor der Turbinenpassage. Alle bislang erprobten Verhaltensbarrieren (Schall, Licht, Strom) haben einen deutlich geringeren oder teilweise auch keinen Schutzeffekt. Die jüngere Entwicklung brachte verschiedenen Rechentypen hervor, welche die geforderten Anforderungen an Schutz und Betrieb erfüllen. Die mechanische Schutzwirkung von Rechen hängt von der Form des Fischkörpers und von der lichten Stabweite ab. Dennoch kann selbst durch Schutzrechen mit lichter Stabweite von 10 mm das gesamte Fischartenspektrums in Deutschland nicht vor dem Einschwimmen in Kraftwerksturbinen zurückgehalten werden. Bei einigen Arten und auch bei Brut und Jungfischen stößt der Fischschutz mit mechanischen Barrieren an Grenzen der technischen Machbarkeit. Zu dieser Artengruppe zählen kleinwüchsige Fische, wie Bitterling und Elritze sowie auch Arten mit sehr schlanker Körperform, wie Schmerle Steinbeißer und die Neunaugenarten im Abwanderstadium (*Macrophthalmi*). Fische großwüchsiger Arten können häufig als einjährige Tiere, spätestens

aber als zweijährige Fische, durch Vertikalrechen oder durch Horizontalrechen an dem Eindringen in die Anlage gehindert werden. Die Zielweite von Rechenstababständen muss individuell an die Schutzziele angepasst und auch in Abhängigkeit zur Machbarkeit gesetzt werden. Die an einem Standort erforderliche Funktion der Fischschutz- und Fischabstiegsanlage leitet sich von der Anlagenart und -größe sowie von den fischökologischen und fischereibiologischen Zielen ab. Aus den biologischen Anforderungen und den jeweils vorliegenden technischen Rahmenbedingungen ergeben sich durchaus unterschiedliche Anlagenkonstellationen. Sehr bewährt hat sich im Hinblick auf einen umfassenden Fischschutz zum Beispiel das Leitrechen-Bypass-System nach Ebel, Gluch und Kehl (2013).

Die technische Grenze der Machbarkeit liegt bei der Umsetzung von Schutzmaßnahmen an Kraftwerksstandorten aktuell bei etwa 10 mm-Rechen. Nur bei sehr kleinen Anlagen sind geringere Stabweiten denkbar und wurden in Einzelfällen auch gebaut. Zielarten für den Fischschutz und den Fischabstieg sind grundsätzlich alle Arten der potenziell natürlichen Fischfauna.

Bei der ökologischen Modernisierung bestehender Wasserkraftanlagen besteht in Programmstrecken entlang des Rheins für Lachs und Aal sowie in Gewässerabschnitten mit erhöhtem und hohem Migrationsbedarf höchste Umsetzungspriorität. Zahlreiche andere

Fließwasserfischarten benötigen an Wasserkraftanlagen aufgrund ihres hohen Lebensraumanspruchs, ihres vergleichsweise geringeren Reproduktionspotenzials sowie größtenteils auch wegen ihrer Bestandsgefährdung ebenfalls einen besonderen Schutz bei der Abwanderung. Sie können in der Regel als einjährige Tiere, spätestens aber als zweijährige Fische, durch 10 bis 15-mm-Rechen vor dem Eindringen in Turbinen zurückgehalten werden. In der Forellen-, Äschen- und Barbenregion unserer Gewässer weisen Referenzfischzönosen durchgehend solche Arten auf. Dort besteht damit auch außerhalb der Wanderfischkulisse ein ökologisch begründeter Bedarf für den Bau und Betrieb von Schutzeinrichtungen mit der Mindestwirkung von 10 bis 15-mm-Rechen in Verbindung mit geeigneten sohnnahen und/oder oberflächennahen Ein- und Abstiegseinrichtungen. Dagegen werden die Anforderungen an die abwärts gerichtete Durchwanderbarkeit an Wasserkraftanlagen bei vergleichsweise anspruchslosen Fischarten mit sehr großem Reproduktionspotenzial sowie mit der Tendenz zur Ausbildung von Massenvorkommen aus fischökologischer Sicht als nachrangig bewertet. Zu diesen Arten zählen Brachse, Flussbarsch, Güster, Kaulbarsch, Rotauge und Ukelei. Alle diese Arten sind in zahlreichen Bundesländern als nicht gefährdet eingestuft.

Zur Zeit können Fischschutzanlagen an bestehenden Wasserkraftanlagen mit einem Ausbauabfluss von bis zu 50 m³/s so gebaut werden, dass sie einen hinreichend guten Schutz und auch eine

gewässerabwärts gerichtete biologische Durchgängigkeit für verschiedene Fischarten ab einer definierten Individuallänge ermöglichen (UMWELTBUNDESAMT, 2014). Damit ist die praktische Zweckmäßigkeit dieser Einrichtungen insgesamt gesichert. Für solche Anlagen besteht ein definierter und erprobter Standard. Für Anlagen mit Ausbauwassermengen zwischen 50 m³/s und 150 m³/s ist nach dem vorherrschenden Standard der Umsetzung, zum Beispiel durch einen modularen Aufbau, ein Fischschutz ebenfalls realisierbar. Die Umsetzung solcher Einrichtungen ist jedoch zwangsläufig mit einem höheren Aufwand verbunden als bei kleinen Anlagen unter 50 m³/s. Fischschutzanlagen für Bestandsanlagen in der Anlagenklasse ab einem Durchfluss von 150 m³/s, und dazu zählen die Rheinkraftwerke, sind nach aktuellem Stand nur mit einem sehr großen Aufwand realisierbar. Dabei ist wegen der hydraulischen und technisch-statischen Anforderungen die Funktionsfähigkeit nicht notwendigerweise gesichert. Hier besteht daher gerade für den Rhein als Wanderfischgewässer ein entsprechend hoher Forschungs- und Entwicklungsbedarf.

Eine Fischschutz- und Abstiegsanlage besteht aus vier Teilkomponenten, die standortbezogen und modular gestaltet und kombiniert werden. Alle vier Komponenten stehen in einem räumlichen Zusammenhang und sind funktional miteinander verbunden und eröffnen Fischen einen verzögerungsarmen Abwanderkorridor:

- **Fischschutz** mit Leitsystem am gesamten Kraftwerkeinlaufquerschnitt
- **Einlaufbauwerk(e)** für den Bypass (alternativen Abwanderweg)
- **Bypass**
- Lokaler **Unterwasserbereich** (oder Abstiegsolk)

An Wasserkraftanlagen sind generell vertikale oder horizontale Stabrechen einsetzbar. Damit Schäden von Fischen beim Rechenkontakt vermieden oder vermindert werden, aber auch zur Verbesserung der Durchflusssituation, sind verschiedene hydraulisch optimierte Stabtypen entwickelt worden (DWA, 2005). Die Rechenanlagen werden entweder geneigt zur Sohle (vertikaler Stabrechen mit Winkel α) oder schräg zur Fließrichtung (horizontaler Stabrechen mit Winkel β) eingebaut. Je flacher die Rechenneigung bei beiden Typen ist, desto größer ist die durchströmte Rechenfläche und umso geringer die Anströmgeschwindigkeit. Die Leitfunktion ist hingegen sowohl von der Rechenneigung als auch von den Fließgeschwindigkeiten abhängig.

Im Hinblick auf den Fischschutz sind die begrenzenden Körperproportionen bei Vertikalrechen die Körperbreite und bei Horizontalrechen die Körperhöhe. Für verschiedene Arten und Fischgrößen ergeben sich hierdurch unterschiedliche Anforderungen an die lichte Stabweite von Vertikal- und Horizontalrechen. Heimische Fischarten

weisen überwiegend eine hochrückige Körperform auf. Dadurch kann mit Horizontalrechen, bei gleicher lichter Stabweite, grundsätzlich eine höhere Schutzwirkung erzielt werden als mit Vertikalrechen. Schutzrechen sind so auszurichten, dass sie möglichst eine verzögerungsfreie Auffindbarkeit des Einlaufbauwerks in den Bypass unterstützen. Sie haben eine Doppelfunktion, indem sie Fische daran hindern, in das Kraftwerk einzudringen (selektive Schutzfunktion) und diese anschließend zu einem alternativen Abwanderkorridor leiten (Leitfunktion).

Fische orientieren sich bei ihrer Abwanderung überwiegend an der Hauptströmung im Gewässer und wandern in artspezifisch unterschiedlichen Wassertiefen. Dadurch geraten sie bei Turbinenbetrieb, in Abhängigkeit vom Betriebszustand und dem Gewässerabfluss, zum größten Teil in den Bereich der größten Anströmung an die Rechenbarriere. Von diesem Bereich aus müssen Fische ans Einlaufbauwerk in den Bypass geleitet werden. Strömungen an physischen Barrieren können erst eine hydraulische Leitwirkung für Fische entfalten, wenn sie einen ausreichend großen tangentialen Strömungsvektor in Richtung Bypass ausbilden. Die im Stromstrich auf den Rechen zulaufende Anströmgeschwindigkeit (v_A) kann für diese Betrachtung in eine senkrecht auf die Barriere auftreffende Normalgeschwindigkeit (v_S) und eine parallel zur Barriere ausgebildete Tangentialgeschwindigkeit (v_T) zerlegt werden. Um eine ausreichende Leitwirkung für Fische in Richtung Einlaufbauwerk

bzw. Bypass zu erzielen, muss die Tangentialgeschwindigkeit deutlich höher sein als die Normalgeschwindigkeit. Aus dieser Anforderung an die Leitfunktion („Gieren“) ergibt sich ein maximaler Anstellwinkel für Rechen von 30°.

Im unmittelbaren Anströmbereich eines Wasserkraftwerks wird die Hauptströmung wesentlich durch den Anlagenbetrieb geprägt. Die Lage des Einlaufbauwerks oder der Einlaufbauwerke muss daher für verschiedene Betriebszustände der Wasserkraftanlage funktionsfähig sein. Hierbei sind Anzahl, Lage und Dotation von Einläufen auf die räumlichen und betrieblichen Verhältnisse individuell auszuwählen. Ziel ist es, eine bestmögliche und damit verzögerungsarme Auffindbarkeit des Einlaufbauwerks zu gewährleisten. Es ist bekannt, dass Fische an Wanderhindernissen in artspezifisch unterschiedlichem Ausmaß Suchbewegungen durchführen. Selbst bei Arten mit ausgeprägtem Suchverhalten, wie dem Lachs, ist mit zunehmender Entfernung der Einlauföffnung vom Wanderungshindernis eine deutliche Minderung des Abwanderungserfolgs festzustellen (DWA 2005). Die hydraulischen Bedingungen am Einlaufbauwerk und am Rechen sowie die Abstiegs motivation von Fischen sind maßgeblich für die Akzeptanz eines Einstieges in die Abstiegsanlage. Erschwerend kommt bei der Auswahl der Einlauföffnungen hinzu, dass die Einlauföffnungen auch so gestaltet werden müssen, dass ankommendes Geschwemmsel und Rechengut vollständig weitergeleitet wird. So kann bei kleinen Anlagen häufig nur eine oberflächennahe

Einlauföffnung eingerichtet werden, welche die gesamte Abstiegsrinne an der entlegensten Stelle dauerhaft durchströmt.

Fische steigen nach ihrem Einschwimmen in den Bypass in einem inwandig glatten und offenen Gerinne oder über eine geneigte Schwelle ab, in welchem hinsichtlich der Platzverhältnisse und den Wassertiefen ausreichend gute Abstiegsbedingungen für die Zielarten vorliegen. Damit der Abstieg für die Fische auch tatsächlich schadfrei erfolgen kann, müssen Konzeption und Bauausführung im Einzelfall an den jeweiligen Standort angepasst werden. An Bestandsanlagen ist es häufig nicht einfach, eine geeignete Trasse für den Bypass zu finden, die keine schadensträchtigen Knicke oder scharfen Kurven aufweisen darf. Aus dem Gerinne werden die Fische ins Unterwasser gespült. In der Regel beträgt die Wassertiefe an der Rückleitungsstelle der Anlage $\frac{1}{3}$ der Fallhöhe, mindestens jedoch 1 m. Mit der Abstiegsanlage wird auch das Geschwemmsel ins Unterwasser transportiert. Aus diesem Grund ist es wichtig, dass ggf. entstehende Geschwemmsel-Ansammlungen an der Eintrittsstelle des Wasserstrahls durch ein Spülschütz entfernt werden können. Weiterhin müssen die abgestiegenen Fische jederzeit mühelos aus einem Bypass-Kolk in den Hauptstrom gelangen können.

In Fließgewässern mit Mehrartengesellschaften ist von ständigen Abwärtsbewegungen bei der Fischfauna im Jahresverlauf auszu-

gehen, die sich artspezifisch jahreszeitlich versetzt ereignen. Darum ist aus fischökologischer Sicht die Abstiegsanlage durchgehend und dauerhaft im Jahr in Betrieb zu halten.

Das Zusammenwirken der unterschiedlichen vernetzten Gewässertypen im Rheinsystem führt zu einer mannigfaltigen Habitatfunktion. Erst wenn diese funktionsfähig sind und für Fische zugänglich gemacht werden, kann die Fischfauna ihr ökologisches Potenzial entwickeln.



Abb. 4: Großflächige potenzielle Kieslaichplätze am Rhein zwischen Karlsruhe und Iffezheim liegen bei Niedrigwasser frei

Aus Sicht des Fischartenschutzes sind daher zwingend die Gewässerlebensräume zu restaurieren und die Durchgängigkeiten wieder herzustellen. Dies gilt für den Hauptstrom Rhein ebenso wie für die Zuflüsse sowie die angeschlossenen Seiten- und Nebengewässer. Insbesondere frei fließende Vollwasserstrecken sind für die Flussfischfauna von herausragender Bedeutung. Solche müssen geschützt, entwickelt und sofern möglich auch durch Wehrabriss neu geschaffen werden. Sind diese Grundvoraussetzungen erfüllt, dann verbleibt eine beachtliche Liste an Stressoren für die Fischfauna und die Gewässer, welche ebenfalls sukzessive abgebaut werden müssen. Hierzu zählen neben der Wasserreinhaltung, dem Einfluss fischfressender Vögel und weiteren Nutzungen wie der Schifffahrt insbesondere die Wiederherstellung von Dynamik und Geschiebeführung. „Ein Stück Wilder“ heißt die Forderung für das Rheinsystem, welche durchaus mit der Anforderung an eine erhöhte Pflege der Gewässer verbunden sein kann. Nicht zu vergessen sind die Kleinstlebensräume in den Auen, welche besonders gefährdeten Fischarten wie der Karausche eine Heimat bieten. Wir müssen weg von dem Gedanken, jeden Quadratmeter Fluss festzulegen und beherrschen zu müssen. Vielmehr steht die für viele Akteure am Gewässer provokante Forderung der Fischerei im Raum, den Flüssen mehr Raum zur Eigenentwicklung zurückzugeben.

Erfolgreicher Fischartenschutz am Rhein ist eine Kombination von Durchgängigkeit und Habitatverfügbarkeit, gepaart mit dem Mut zur

Förderung einer Eigenentwicklung. Am Rhein zwischen der Niederlande und der Schweiz werden derzeit in zahllosen Projekten die Durchgängigkeit vorangetrieben und die Lebensraumverhältnisse für Fische verbessert. Dabei wird zunehmend die Qualität, sprich die Funktionsweise von (restaurierten) Habitaten und Durchgängigkeiten überprüft und gewissenhaft auf eine Optimierung abgezielt.

Die Erfolge werden sich beim Fischbestand an den klassischen Parametern Biomasse, Altersklassenaufbau und Artenvielfalt messen lassen müssen. Erst wenn alle Arten der potenziell natürlichen Fischfauna des Rheinsystems wieder in angemessenen, sich selbst erhaltenden und gesicherten Beständen vorkommen, können wir als für die Fischerei und den Fischartenschutz verantwortliche Partner einen Gang zurück schalten. Bis dahin ist es noch ein weiter Weg, wie die Roten Listen der Länder am Rhein zeigen.



Abb. 5: Habitatarmut entlang des festgelegten, naturfernen Schifffahrtsumfers (links) und Vielfalt am naturnahen Rheinufer südlich Mannheims

Und was wir dabei an Rüstzeug außer erheblichen Ressourcen mitbringen müssen, ist Geduld. Was in 150 Jahren an natürlichem Lebensraum systematisch zurückgedrängt und vernichtet wurde, lässt sich nicht in wenigen Jahren wiederherstellen. Soviel Zeit muss sein!

Revitalisierung von Auengewässern und deren Bedeutung für die Fischfauna

Dr. Margret Bunzel-Drücke, Matthias Scharf, Olaf Zimball
Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz
im Kreis Soest e. V.

Zusammenfassung

An der Lippe zwischen Lippstadt und Lippborg sind mittlerweile etwa 16 km Fluss und Aue renaturiert. Die Maßnahmen umfassten u. a. Entnahme der Uferbefestigungen, Verbreiterung und Anhebung der Lippesohle, Beseitigung der deichtartigen Verwallungen, Wiederherstellung von Stillgewässern und Flutrinnen in der Aue sowie Verschluss von Dränagen und Entwässerungsgräben. Eine Langzeitstudie der Fischfauna in Fluss und Aue mit standardisierten Methoden belegt, dass Auengewässer, die sich hinsichtlich Konnektivität, Größe und Alter voneinander unterscheiden, für verschiedene Fischarten attraktiv sind.

1. Einleitung

Fisch- und Rundmaularten, die ausschließlich im Fluss leben, sind typisch für die Oberläufe. In den Unterläufen mit natürlicherweise

ausgeprägten Überschwemmungsgebieten nimmt die Zahl der Auengewässer zu und damit auch die Zahl der Fische, die sie nutzen. Unter natürlichen Bedingungen entstehen Auengewässer u. a. durch die seitliche Verlagerung von Flüssen, durch die Dynamik von Flutrinnen, als Randsümpfe oder Gießen durch austretendes Grundwasser usw. Die laterale Konnektivität zwischen Fluss- und Auengewässern hängt von verschiedenen Faktoren ab, u. a. von der Entfernung zum Fluss und der räumlichen Lage in Beziehung zu Uferrehnen oder Flutrinnen. In größeren Flussauen waren Hochwasser ursprünglich häufig; Teile der Aue konnten über 100 Tage im Jahr unter Wasser stehen.

Viele Fische wechseln bei Hochwasser zwischen den Habitaten hin und her. Einige Arten leben dauerhaft in Auengewässern, andere benötigen Stillgewässer für bestimmte Entwicklungsstadien, als Winterlager oder als Hochwasserrefugien; manche Arten können sowohl die fließende Welle als auch bestimmte Auenlebensräume gleichermaßen als Lebensraum nutzen.

Naturnahe Flussauen sind in Mitteleuropa bis auf kleine Reste verschwunden. In Nordrhein-Westfalen laufen seit dem Start des „Auenprogramms“ im Jahr 1990 Anstrengungen, diese Lebensräume wiederherzustellen. An der Lippe zwischen Lippstadt und Hamm-Schmehausen fanden in den vergangenen 20 Jahren mehrere umfassende Renaturierungen statt. Diese Maßnahmen

wirkten sich positiv auf die Fische im Fluss aus (z.B. Bunzel-Drücke et al. 2008, Höckendorff et al. 2017); die ebenfalls erhobenen Daten über die Fischfauna der Auengewässer wurde aber bisher überwiegend nur in internen Berichten ausgewertet. Der vorliegende Artikel will einen Überblick über das ichthyologische Monitoring der Auengewässer vermitteln.

2. Untersuchungsgebiet

Die Lippe ist ein ca. 220 km langer rechter Nebenfluss des Rheins; sie entspringt und mündet in Nordrhein-Westfalen (Abb. 1). An der Mündung in Wesel beträgt die Größe des Einzugsgebietes ca. 4.880 km². Das Untersuchungsgebiet liegt zwischen Lippstadt und Hamm-Schmehausen in den Kreisen Soest, Warendorf und der Stadt Hamm. Bei Lippstadt-Eickelborn hat die Lippe nach ca. 60 km Lauf-
länge ein Einzugsgebiet von 1.906 km². Der Mittelwasserabfluss (MQ) beträgt 24,3 m³/s, saprobiell ist der Fluss auf diesen Abschnitt in einem guten Zustand.

Bis 1996 war die Lippe im Untersuchungsgebiet nahezu komplett ausgebaut, 1 - 3 m tief und vom Böschungsfuß bis zur Mittelwasserlinie mit Schüttsteinen befestigt; durch Sohlerosion hatte sie sich bis zu 3 m eingetieft. Flachwasserbereiche fehlten weitgehend, Fischunterstände waren selten. Wasserpflanzen siedelten fast nur

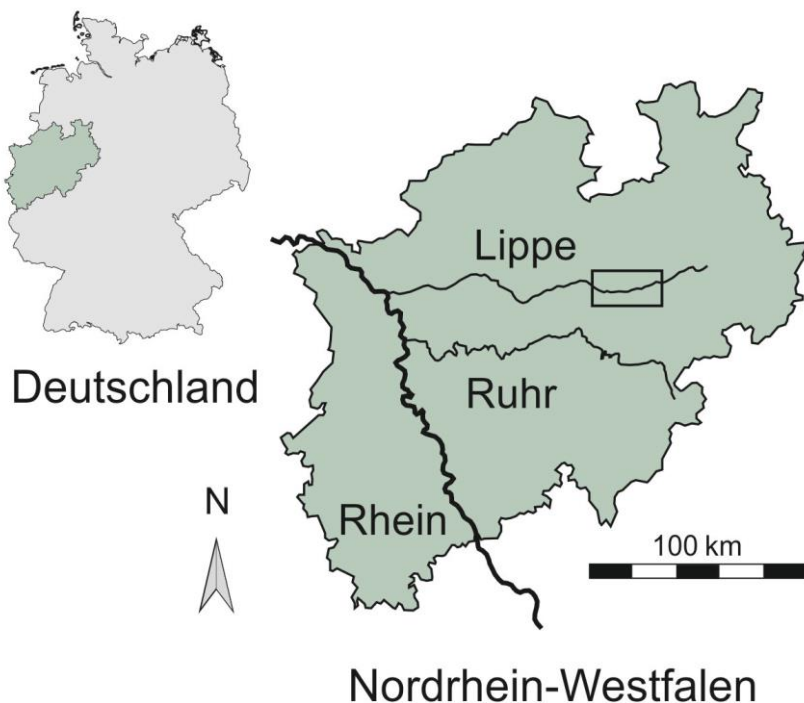


Abb. 1: Räumliche Lage der Lippe und des Untersuchungsgebietes

Fischunterstände waren selten. Wasserpflanzen siedelten fast nur an der Uferlinie. Die Aue war durch Verwallungen vom Fluss getrennt, die meisten kleinen Zuflüsse wiesen an ihrer Mündung Rückstauklappen auf, so dass ein Wechsel von Fischen zwischen dem Fluss und den wenigen verbliebenen Auengewässern nur bei großen Hochwassern möglich war.

Im Jahr 1996 begann die erste umfassende Renaturierung von Fluss und Aue in der Klostermersch bei Lippstadt-Benninghausen.

Die Lippe wurde auf 2 km Länge von 18 auf 45 m verbreitert und ihre Sohle um 2 m angehoben (Abb. 2).



Abb. 2: Ausgebaute Lippe in der Klostermersch bei Lippstadt-Benninghausen 1994 (oben) und renaturierte Lippe mit höherer Sohle und breiterem Bett an derselben Stelle im Mai 2002 (Fotos: J. Drüke)

Diese Aufhöhung der Sohle ermöglichte es, Fluss und Aue wieder miteinander zu verbinden. Nach Entfernen bzw. Durchbrechen der deichartigen Verwallungen entlang des Flusses wird die Aue heute durchschnittlich etwa 30 Tage im Jahr überflutet; vor der Renaturierung trat die Lippe nur etwa alle drei Jahre über die Ufer. In der Aue wurden verschieden große Stillgewässer wiederhergestellt oder neu angelegt, Abzugsgräben und Dränagen verschlossen und ein Flutrinnensystem eingerichtet (Abb. 3) (z.B. StUA Lippstadt 2002, Detering 2008).



Abb. 3: Renaturierte Lippe, Flutrinnensystem und weitere Auengewässer bei Lippetal-Lippborg (Foto: K. Lilje)

Weitere Renaturierungen, z. T. mit Laufverlängerungen (BR Arnsberg 2009), zwei LIFE-Projekte der Stadt Hamm (Stadt Hamm 2009,

2015) sowie Maßnahmen des Lippeverbandes und der Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (Biologische Station Soest) überführten bis 2016 auf der zuvor 33,1 km langen und heute 34,3 km langen Flussstrecke zwischen Lippstadt und Hamm-Schmehausen insgesamt mehr als 16 km Fluss und Aue wieder in einen naturnahen Zustand.

3. Methoden

Ein Langzeitmonitoring der Fischfauna begann 1993, vier Jahre vor den ersten Umgestaltungsmaßnahmen und wurde als Erfolgskontrolle bisher insgesamt 25 Jahre fortgeführt. Auftraggeber ist das Land NRW, vertreten durch die Bezirksregierung Arnsberg, Dezernat „Wasserwirtschaft“. Einige Untersuchungen laufen zusätzlich im Rahmen der Schutzgebietsbetreuung, die die Biologische Station Soest im Auftrag des Kreises Soest durchführt.

Jedes Jahr wurden dieselben zunächst sechs und später 20 je ca. 150 m langen Probestrecken in der Lippe elektrisch befischt, und zwar immer von Ende August bis Mitte September tagsüber mit Gleichstromgerät (DEKA 7000 oder EFKO FEG 8000) und Kescheranode vom Boot aus. Zusätzlich zu renaturierten Probestrecken umfasste die Untersuchung auch im Ausbauzustand belassene Kontrollstrecken, um großräumig auftretende Bestandsveränderungen

der Fischfauna von Auswirkungen der Renaturierung unterscheiden zu können.

Stillgewässer und Flutrinnen in der Aue wurden im Spätsommer oder Herbst entsprechend ihrer Größe mit derselben Ausrüstung wie in der Lippe oder mit tragbarem Gerät (DEKA 3000) watend bearbeitet. Die Untersuchung der Auengewässer erfolgte jährlich oder im Abstand von mehreren Jahren, so dass pro Jahr 8 bis 65 Gewässer mit einem Gesamtfang von mehr als 150.000 Fisch- und Rundmaulindividuen bearbeitet wurden.

Als Index für die Fisch-Abundanz wird ein CPUE-Wert verwendet (s. Ricker 1975, FAO 1998). CPUE bedeutet „Catch per unit (of) effort“, das ist die Fischmenge, die mit einer definierten Einheit von Befischungsaufwand gefangen wird, im Fall der Auengewässer die Anzahl Individuen pro 10 Minuten Befischungszeit.

4. Ergebnisse

In den Jahren 1993 bis 2016 wurden 38 Fisch- und Rundmaularten im Untersuchungsgebiet in Lippe und Auengewässern gefangen (Tab. 1). Im Text werden nachfolgend nur die deutschen Namen der Arten genannt. Sowohl in der Lippe als auch in den Auengewässern waren der Großteil der gefangenen Individuen diesjährige Jungtiere (0+).

Tab. 1: 1993 – 20016 in Lippe und Lippeaue nachgewiesene Fisch- und Rundmaularten (Namen nach KOTTELAT & FREYHOF 2007)

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>
Aland	<i>Leuciscus idus</i>
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>
Bachneunauge	<i>Lampetra planeri</i>
Barbe	<i>Barbus barbus</i>
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>
Blaubandbärbling	<i>Pseudorasbora parva</i>
Brachsen, Brassen	<i>Abramis brama</i>
Döbel	<i>Squalius cephalus</i>
Dreistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>
Forelle	<i>Salmo trutta</i>
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>
Goldfisch	<i>Carassius auratus</i>
Groppe, Rheingroppe	<i>Cottus rhenanus</i>
Gründling	<i>Gobio gobio</i>
Guppy	<i>Poecilia reticulata</i>
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>
Hecht	<i>Esox lucius</i>
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>
Quappe	<i>Lota lota</i>
Rapfen	<i>Aspius aspius</i>
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
Schleie	<i>Tinca tinca</i>
Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i>
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>
Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i>
Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i>
Zander	<i>Sander lucioperca</i>
Zwergstichling	<i>Pungitius pungitius</i>

Durch die Wiederherstellung bzw. Schaffung zahlreicher Gewässer im Rahmen der Renaturierung der Auenflächen konnten sich viele Arten ausbreiten und ihre Bestände vergrößern, z. B. das Moderlieschen (Abb. 4).

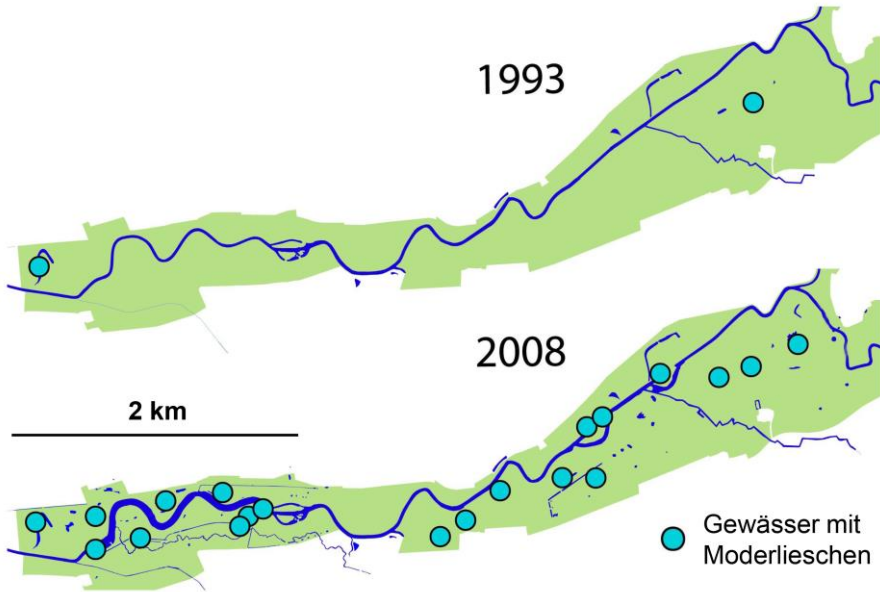


Abb.4: Moderlieschenvorkommen in den Schutzgebieten „Klostermersch“ und „Hellinghauser Mersch“ vor und nach der Renaturierung der Lippe und ihrer Aue

Die Besiedlung neuer Auengewässer erfolgt während der Hochwasser, und zwar meist durch die Pioniere Moderlieschen, Zwergstichling, Dreistachliger Stichling und neuerdings Blaubandbärbling. Diese Arten erreichen bei fehlender Konkurrenz oft hohe Bestandsdichten. Vor allem in den größeren Stillgewässern finden sich im Lauf der Jahre weitere Arten ein.

Drei Beispiele sollen das Langzeitmonitoring in der Lippeaue schlaglichtartig vorstellen: die Fischartenzusammensetzung in einem Flutrinnensystem, „ökologische Profile“ von Arten hinsichtlich der Konnektivität von Gewässern und die Entwicklung der Abundanz von Arten in einem alternden Gewässer.

4.1 Flutrinnensystem

Die Artenzusammensetzung der Fischfauna in unterschiedlichen Auengewässern wird am Beispiel des 2005 fertiggestellten Flutrinnensystems in der Disselmersch bei Lippetal-Lippborg vorgestellt. Bei höheren Wasserständen springen diese Flutrinnen an, das sind parallel zum Fluss die Aue durchziehende Seitenarme (Abb. 3). Sie fallen im Sommer bis auf tiefere Kolke trocken, können aber im Winter lange Zeit fließen.

Von 2006 bis 2016 fanden einmal jährlich Befischungen des Rinnensystems statt. Insgesamt wurden 20.825 Fänge in 30 Arten festgestellt.

Das Flutrinnensystem in der Disselmersch lässt sich in vier Teile gliedern:

- Oberlauf: hier bleiben im Sommer nur einige tümpelartige Kleingewässer mit Wasser bespannt;

- tiefer Abschnitt des Mittelteils: Die Rinne hat sich so in den Untergrund eingeschnitten, dass ein langgezogener Abschnitt mit tiefen Bereichen ganzjährig Wasser führt;
- flacher Abschnitt des Mittelteils: ein großes, aber flaches Gewässer perenniert in den meisten Jahren;
- Mündungstrichter: wenn die Flutrinne nicht durchflossen ist, stellt ihr Mündungsbereich eine langgezogene Bucht der Lippe dar.

Normalerweise stehen die vier Abschnitte des Flutrinnensystems im Sommer nicht miteinander in Verbindung. Abbildung 5 zeigt die Zusammensetzung der Fisch- und Rundmaulfauna in den vier Teilen.

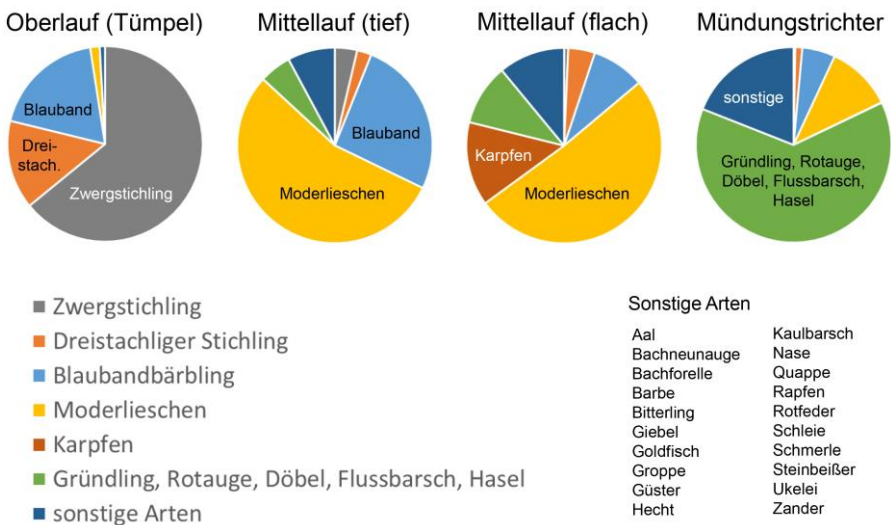


Abb. 5: Zusammensetzung der Fischfauna in vier verschiedenen Abschnitten des Flutrinnensystems in der Disselmersch (2006–2016, n = 20.826 Fänglinge von 30 Arten)

In den Tümpeln des obersten Abschnittes dominieren die konkurrenzschwachen Arten Zwergstichling und Dreistachliger Stichling sowie der Blaubandbärbling.

Der folgende tiefe Abschnitt ist artenreicher. Stichlinge sind selten, Moderlieschen und Blaubandbärbling nehmen ihre Stelle ein. In dem dritten, flachen Teil des Flutrinnensystems gleicht die Artenzusammensetzung dem vorigen Abschnitt bis auf den hinzukommenden Anteil junger Karpfen. Diese Art laicht fast jedes Jahr erfolgreich im Flachwasser ab.

Der letzte Abschnitt schließlich, der auch im Sommer mit der Lippe in Verbindung steht, weist einen hohen Anteil „Flussfische“ der Lippe wie Gründling, Rotaugen, Döbel und Hasel auf.

4.2 Gewässereigenschaften und Fischbesiedlung: Konnektivität

Im Folgenden wird nicht die Bestandsentwicklung der einzelnen Arten betrachtet, sondern die Daten aller Jahre gehen in die Darstellung von „ökologischen Profilen“ der Arten hinsichtlich der Konnektivität der Habitate ein.

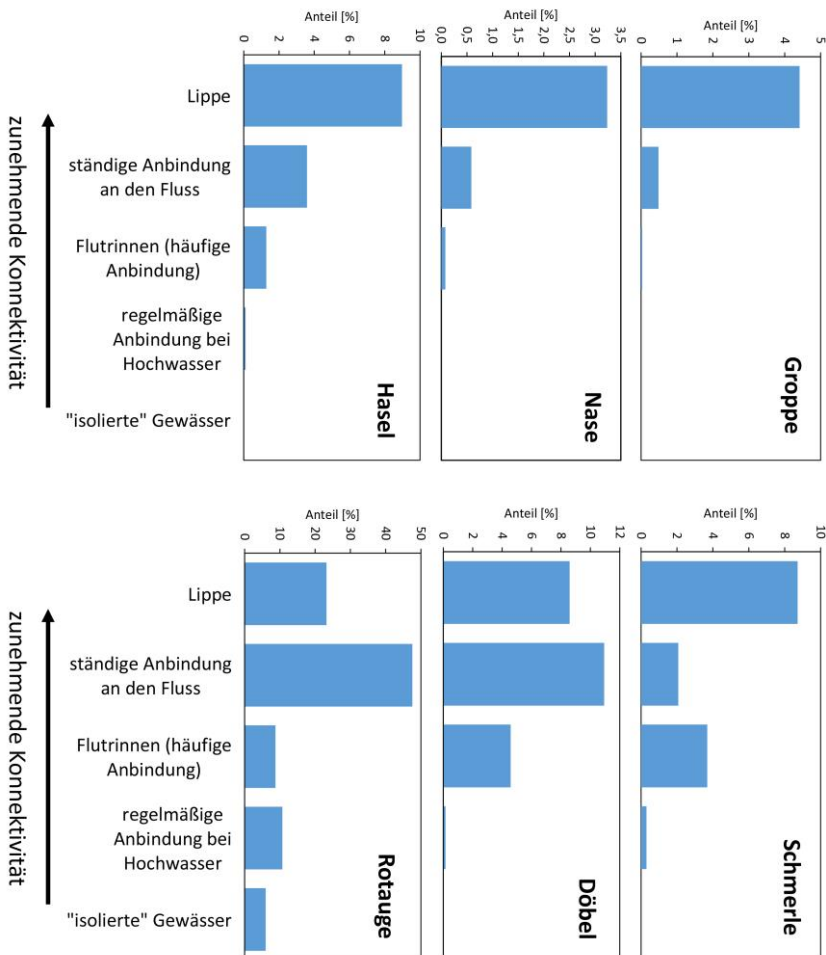
Dazu teilten wir die Auengewässer in fünf Stufen der Konnektivität ein:

- Die Lippe selbst,
- Gewässer wie Buchten oder angebundene Altarme, die einen ständigen Wechsel der Fische vom Fluss in das Auengewässer erlauben,
- Gewässer in Flutrinnen, die schon bei leicht steigenden Wasserständen der Lippe mit dem Fluss in Verbindung stehen, bei Niedrigwasser aber nicht,
- Gewässer in renaturierten Auenabschnitten außerhalb von Flutrinnen, deren Hochwasserverbindung nicht durch Verwallungen entlang der Lippe oder Rückstauklappen behindert wird,
- „isolierte“ Gewässer, die nur bei relativ großen Hochwassern angebunden sind.

Das „ökologische Profil“ einer Art erhält man, indem die Summe aller Fänge in jedem beschriebenen Gewässertyp zugrundegelegt und der prozentuale Anteil der betrachteten Art am Gesamtfang jedes Gewässertyps bestimmt wird.

Beispiel: Von allen 1993 bis 2014 in der Lippe gefangenen 154.116 Individuen waren 4,4 % Groppen; von allen in ständig angebundenen Gewässern gefangenen 33.522 Individuen waren 0,5 % Groppen usw.

In Diagrammen dargestellt ergeben diese prozentualen Anteile die „ökologischen Profile“. Abbildung 6 a - d zeigt einige Artbeispiele. Groppe, Nase und Hasel können dem „Profilschwerpunkt Fluss“ zugerechnet werden. Ihre höchsten Anteile erreichen diese Arten in der Lippe selbst, mit abnehmender Konnektivität der Auengewässer sinken die Anteile dieser Arten am Gesamtfang.



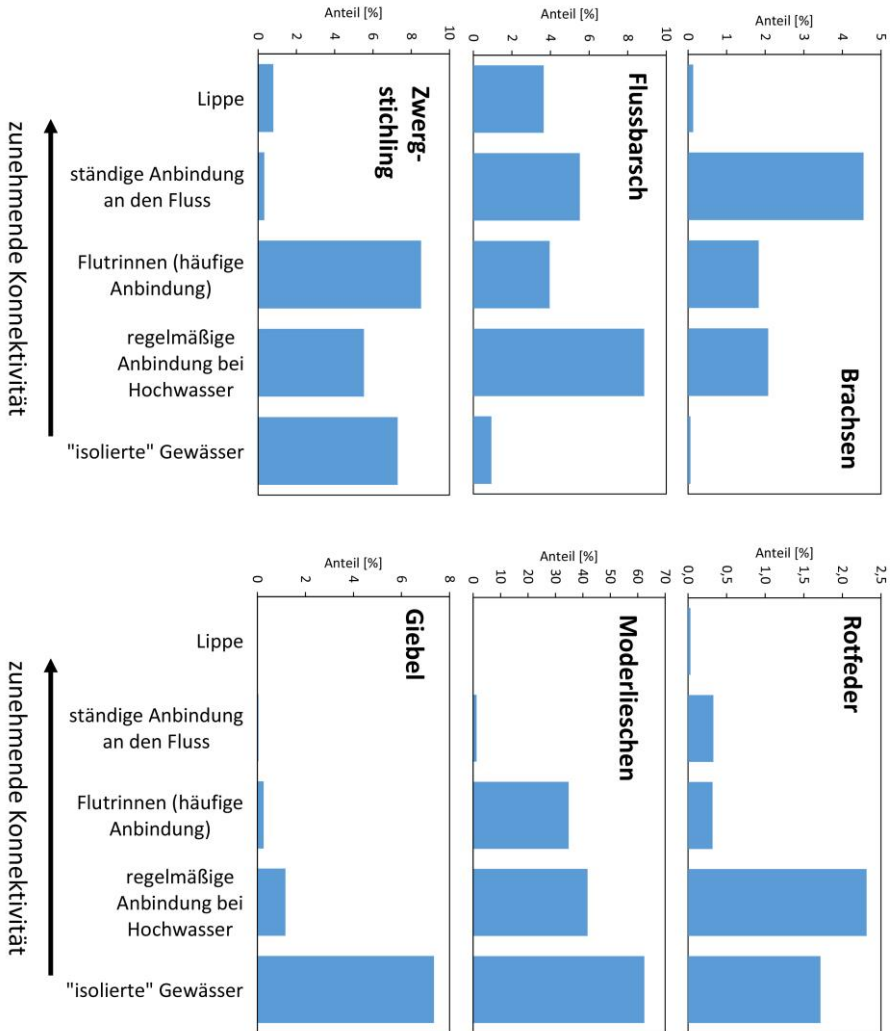


Abb. 6: Beispiele für „Ökologische Profile“ von Arten in Bezug auf die laterale Konnektivität von Gewässern
a „Profil-Schwerpunkt Fluss“
b „Profil-Schwerpunkt Fluss und Altarm“
c „Profil-Schwerpunkt mittlere Konnektivität“
d „Profil-Schwerpunkt geringe Konnektivität“

Schmerle, Döbel und Rotaugen lassen eine „Profilschwerpunkt Fluss und Altarm“ erkennen, während Brachsen, Flussbarsch und Zwergstichling einen „Profilschwerpunkt mittlere Konnektivität“ aufweisen. Der Brachsen ist in der Lippeebene nicht häufig und zudem nur sehr selten im Fluss anzutreffen. Sein Schwerpunkt liegt in gut angebundenen Altarmen, wo die Fortpflanzung stattfindet. Etwas schlechter angebundene Auengewässer werden in geringerem Umfang genutzt. „Isolierte“ Gewässer erreicht die Art nur selten.

Einen „Profilschwerpunkt geringe Konnektivität“ zeigen schließlich Rotfeder, Moderlieschen und Giebel.

4.3 Gewässereigenschaften und Fischbesiedlung: Gewässeralter

Ein weiterer Parameter, der die Besiedlung von Auengewässern durch Fische beeinflussen kann, ist das Alter der Gewässer. Dabei dürfte es nicht das Alter selbst sein, das die Hauptrolle spielt, sondern die damit verbundenen Prozesse der Veränderung von Gewässereigenschaften wie die Ausprägung der aquatischen und Röhrichtvegetation oder die Ansammlung von Schlamm bzw. die Verlandung.

Am Beispiel eines anthropogen geschaffenen und jährlich befischten „Alt“arms in der Klostermersch (Abb. 7) sollen nachfolgend die

Veränderungen der Fischfauna vom Bau des Gewässers im Jahr 1997 bis zu seiner Entschlammung im Jahr 2014 dargestellt werden. Zusätzlich zu den Fischen wurden jeweils die maximale Wassertiefe und der Deckungsgrad der Wasserpflanzen am Tag der Befischung erhoben (Abb. 8). Die Verbindung des anfangs 1400 m² großen Gewässers mit der Lippe bestand bis zum Jahr 2007 ganzjährig, 2008 ebenfalls ganzjährig, nun jedoch flach und war ab 2009 durch Sandablagerungen nur noch bei höheren Wasserständen vorhanden. Die Größe der Wasserfläche reduzierte sich bis zum Jahr 2013 auf etwa 900 m².



Abb. 7: Künstlich geschaffener „alt“arm der Lippe in der Klostermersch 2006 und 2013 (Fotos: Google Earth)

Abbildung 8 verdeutlicht, welche Arten in welchem Altersstadium des Gewässers auftraten:

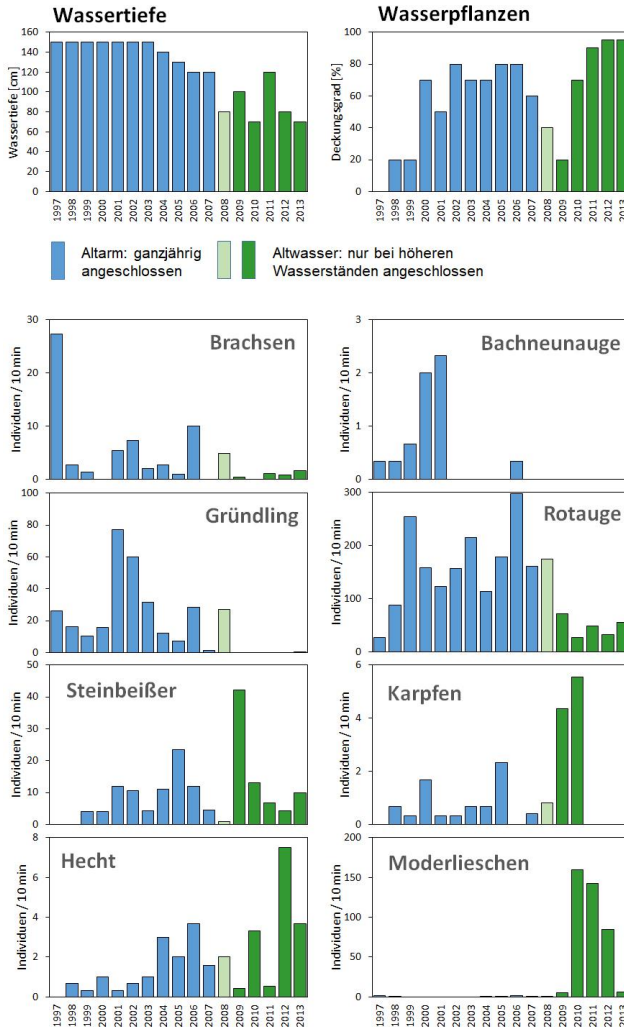


Abb. 8: Veränderungen von Habitategenschaften und Fischbesiedlung eines künstlich geschaffenen „alt“arms der Lippe während eines Zeitraums von 17 Jahren

Brachsen gehörten zu den Erstbesiedlern; sie laichten bereits in dem frisch hergestellten Gewässer ab, während Bachneunaugen erst nach einigen Jahren ihr Maximum erreichten. Hechte bevorzugten das im Sommer von der Lippe getrennte, aber bei Hochwasser angebundene, pflanzenreiche Stadium. Karpfen wählten dieselbe Konnektivität, aber frühere Jahre mit weniger starkem Pflanzenwuchs, ähnlich wie Steinbeißer.

5. Fazit

Durch die Anhebung der Sohle der unnatürlich eingetieften Lippe gelang es, Fluss und Aue wieder miteinander zu verbinden. Dadurch trocknen bestehende Auengewässer seltener aus und werden wieder häufiger bei Hochwasser überschwemmt. Die Wiederherstellung und Neuanlage weiterer Gewässer inklusive von Flutrinnensystemen schuf viele unterschiedliche Habitate für Fische – in verschiedener Größe und mit unterschiedlicher Konnektivität.

Zur Vernetzung von Fluss und Aue ist eine Sohlanhebung gegenüber der Anlage einer Ersatzaue zu bevorzugen, weil die Habitate der bestehenden Aue reaktiviert werden können, statt neue Lebensräume nur auf einem schmalen, entlang des Flusses abgegrabenen Geländestreifen – eben der Ersatzaue - einzurichten. Voraussetzung ist allerdings, dass die Randbedingungen eine Aktivierung der Aue erlauben.

Fische besiedeln neu angelegte und renaturierte Auengewässer sehr schnell. Dabei ist die Konnektivität ein besonders wichtiger Faktor für die Artenzusammensetzung, was auch Lasne et al. (2007) in Auengewässern an der Loire feststellten.

Die vorgestellten „ökologischen Profile“ der Arten hinsichtlich der Konnektivität der Habitate weisen einige Übereinstimmungen mit der Einteilung der Arten bezüglich ihrer Strömungspräferenz durch Schiemer & Waidbacher (1992) auf: Arten des „Profilschwerpunkts Fluss“ sind fast alle rheophil, Arten der „isolierten Gewässer“ sind überwiegend stagnophil, und in den beiden Kategorien dazwischen kommen viele hinsichtlich der Strömungspräferenz indifferente Arten vor.

Andere wesentliche Parameter können Vegetation im Wasser und am Ufer sowie das Alter bzw. der Verlandungsgrad eines Gewässers sein.

Zur Förderung der Fischfauna in Auen gibt es keinen optimalen Gewässertyp, den es zu erhalten oder anzulegen gilt. Vielmehr besiedeln verschiedene Fischarten verschiedene Auengewässertypen, die sich z.B. hinsichtlich Anbindung, Größe und Alter unterscheiden. Eine Aue sollte daher viele unterschiedliche naturnahe Gewässer erhalten, vom isolierten Tümpel über den Randsumpf bis zum großen Altarm.

Die wenigen vorgestellten Beispiele belegen die große Bedeutung umfassender Renaturierungen für Fische – und den Erkenntnisgewinn, den Langzeitstudien liefern können.

Literatur

- (BR) Bezirksregierung Arnsberg (Standort Lippstadt)** (Hrsg.) (2009): Lippeaue – Eine Flusslandschaft im Wandel. Bezirksregierung Arnsberg, 47 S.
- Bunzel-Drüke, M., Schütz, C. & O. Zimball** (2008): Untersuchung zum Einfluss naturnah umgestalteter Flussabschnitte auf die Fischfauna ausgebauter Gewässer am Beispiel der Lippe. Schr.-R. d. Deutschen Rates für Landespflege 81: 54-62.
- Detering, U.** (2008): Renaturierungsprojekte an der Lippe – Ergebnisse und Einschätzungen aus der Erfolgskontrolle. Schr.-R. d. Deutschen Rates für Landespflege 81: 71-75.
- FAO** (1998): Guidelines for the routine collection of capture fishery data. FAO Fish. Tech. Pap. 382, 113 pp.
- Höckendorff, S., J.D. Tonkin, P. Haase, M. Bunzel-Drüke, O. Zimball, M. Scharf & S. Stoll** (2017): Characterizing fish responses to a river restoration over 21 years based on species traits. Conservation Biology 31.
- Kottelat, M. & J. Freyhof** (2007): Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, 646 S.
- Lasne, E., S. Lek & P. Laffaille** (2007): Patterns in fish assemblages in the Loire floodplain: The role of hydrological connectivity and implications for conservation. Biological Conservation 139: 258-268.
- Ricker, W.E.** (1975): Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada 191: 2-6.
- Schiemer, F. & H. Waidbacher** (1992): Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. In: Boon, P.J. & P.J. Raven (eds.): River conservation and management. Wiley, Chichester: 363-382.
- Stadt Hamm** (Hrsg.) (2009): Lippeaue LIFE-Projekt. Broschüre, Hamm, 33 S.
- Stadt Hamm** (Hrsg.) (2015): Lippeaue LIFE+ Projekt. Broschüre, Hamm, 33 S.
- (StUA) Staatliches Umweltamt Lippstadt** (Hrsg.): Die Klostermersch – Ein Fluss erobert seine Aue zurück. StUA Lippstadt, 20 S.

Multiple Belastung und Bewertung von Fließgewässern

Prof. Dr. Daniel Hering
Universität Duisburg-Essen

Einleitung

Gewässerbewohnende Organismen – Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten und Phytobenthos, Phytoplankton – spielen bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie eine entscheidende Rolle. Sie werden von der Wasserrahmenrichtlinie als „Biologische Qualitätskomponenten“ bezeichnet, dienen als Bewertungsinstrument und reflektieren durch ihre Abweichung von einem naturnahen Referenzzustand die „Ökologische Qualität“ eines Wasserkörpers. Form und Ausmaß der Abweichung können zwischen den Organismengruppen variieren, da sie nicht gleichartig auf unterschiedliche Belastungsformen reagieren – in der Summe reflektieren sie umfassend die Belastungssituation eines Gewässers.

Organismengruppen reagieren nicht gleichartig auf Belastungen. Häufig wird angenommen, dass pflanzliche Organismen (Kieselalgen und Makrophyten) besonders intensiv auf Nährstoffanreicherung (Eutrophierung) reagieren, da sie in ihrem Wachstum direkt von Nährstoffzufuhr abhängig sind. Das Makrozoobenthos (Kleintiere, die auf der Gewässersohle leben), werden hingegen häufig mit organischer Belastung und damit einhergehendem Sauerstoff-

schwund in Verbindung gebracht, während Fische eher auf Veränderungen der Gewässerstruktur, insbesondere der Durchgängigkeit, reagieren sollen.

In einer umfassenden Studie zu verschiedenen Gewässertypen in Europa wurde die Reaktion von Organismengruppen auf verschiedene Belastungen verglichen (Hering et al. 2006). An mehr als 200 Gewässern in ganz Europa wurden Kieselalgen, Makrophyten, das Makrozoobenthos und die Fische mit standardisierten Methoden beprobt und zahlreiche Umweltvariablen aufgenommen. Mit den Taxalisten wurden Indices berechnet, wie sie in der Gewässerbewertung üblicherweise zur Anwendung kommen. Diese Indices wurden mit Umweltvariablen, die die Degradation der Gewässer widerspiegeln, über multivariate Methoden in Beziehung gesetzt.

Die Ergebnisse der Studie verdeutlichen, dass alle Organismengruppen am stärksten auf Eutrophierung und organische Belastung reagieren; diese beiden Stressoren waren in dem Datensatz nicht zu trennen und fast immer korreliert. Eutrophierung und organische Belastung stellen für die meisten Organismengruppen einen Überfaktor dar; erst wenn diese Belastung sich nicht mehr auswirkt, treten andere Stressoren in den Vordergrund. Hierzu zählen die Landnutzung im Einzugsgebiet, die sich jenseits der Eutrophierung z. B. über Sediment- oder Pestizideintrag auf die Lebensgemeinschaften auswirkt, in geringerem Maße auch lokale Degradation der Hydro-

morphologie, wobei insbesondere Fische und das Makrozoobenthos auf Letztere reagieren (Abb. 1).

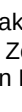
Eutrophierung	Landnutzung	Gewässer- morphologie	Klein- lebensräume	"Allgemeine Degradation"
				
				
				
				

Abb. 1: Vereinfachte Darstellung der Reaktion der Organismengruppen Kieselalgen (1. Zeile), Makrophyten (2. Zeile), Makrozoobenthos (3. Zeile) und Fische (4. Zeile) auf Belastungen in Flüssen.

Über die Hälfte der Flussabschnitte in Europa erreicht den „guten ökologischen Zustand“, das Ziel der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), derzeit nicht; in Deutschland liegt dieser Anteil sogar bei über 90 %. Zwar sind diese Zahlen mit Vorsicht zu betrachten, da das sehr negative Gesamtbild auch in den Bewertungsvorgaben der WRRL bedingt ist: Werden mehrere Organismengruppen (sogenannte Biokomponenten, z. B. Fische und Makrozoobenthos) zur Bewertung eines Gewässerabschnittes herangezogen, so bestimmt die Biokomponente mit dem jeweils schlechtesten Ergebnis die Gesamtbewertung. Bei der alleinigen Betrachtung einzelner Biokomponenten ergibt sich ein deutlich positiveres Gesamtbild.

Gewässerbewertung am Beispiel des Makrozoobenthos

Die biologischen Bewertungsverfahren für die deutschen Fließgewässer sind mittlerweile standardisiert. Dies gilt für die biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton (Böhmer & Mischke 2008), Makrophyten und Phytobenthos (Schaumburg et al. 2006), Makrozoobenthos (Haase et al. 2004) und Fische (Dussling et al. 2004). Im Folgenden wird am Beispiel des Makrozoobenthos beschrieben, wie biologische Bewertungsverfahren aufgebaut sind und welche Schritte zu ihrer Anwendung notwendig sind (Abb. 2, zu weiteren Informationen vgl. www.fliesssgewaesserbewertung.de).

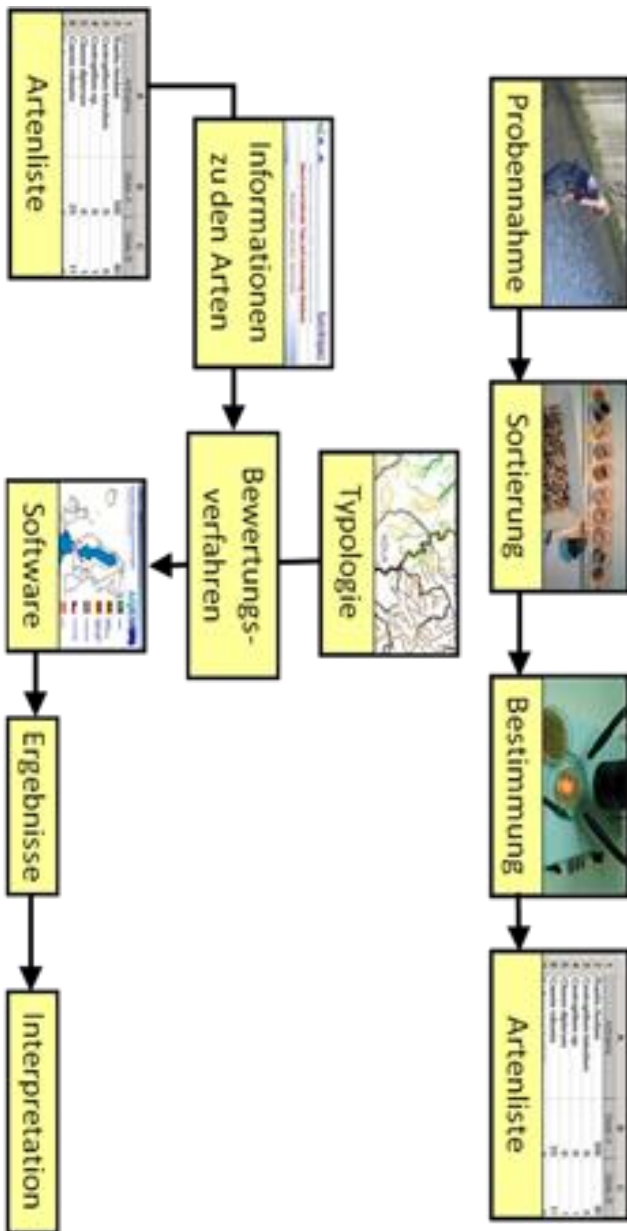


Abb. 2: Schema zur Anwendung biologischer Bewertungsverfahren

Jede biologische Bewertung umfasst Feld- und Laborarbeiten sowie Berechnungen. Die Art der Probennahme bestimmt maßgeblich das Ergebnis, da Lebensgemeinschaften kleinräumig variieren können und je nach Auswahl der Probennahmestelle und Art der Besammlung unterschiedliche Organismen gefangen werden können. Die Probennahmestelle soll für den Wasserkörper repräsentativ sein; da Gewässer in starkem Maße durch ihr Einzugsgebiet geprägt werden, sind sich die Lebensgemeinschaften innerhalb eines Wasserkörpers oft recht ähnlich; es gilt daher vor allem Sondersituationen zu vermeiden, z. B. Stauhaltungen in ansonsten freifließenden Wasserkörpern. Die gefangenen Organismen werden sortiert und anhand einer standardisierten Taxaliste bestimmt. Im Ergebnis steht eine Liste der im Gewässer vorkommenden Arten und ihrer relativen Häufigkeit.

Für die Bewertung muss das Gewässer zunächst einem Typ zugeordnet werden, da Gewässertypen unterschiedliche Lebensgemeinschaften beherbergen und daher verschieden bewertet werden. Die Bewertung selber wird mit einer Software durchgeführt und erfolgt mit Indices, die anhand der ökologischen Eigenschaften der Organismen errechnet werden. Das Ergebnis jedes Index wird mit einem Erwartungswert unter unbelasteten Bedingungen verglichen; aus diesem Vergleich resultiert eine Bewertung. Abschließend werden die anhand der einzelnen Indices vorgenommenen Bewertungen zu

einer Qualitätsklasse zusammengefasst, die die Werte „sehr gut“, „gut“, „mäßig“, „unbefriedigend“ und „schlecht“ annehmen kann.

Einige biologische Grundlagen zur Renaturierung

Ein großer Teil der Flussabschnitte in Deutschland und Europa erreicht keinen guten ökologischen Zustand und muss daher in den nächsten Jahren revitalisiert werden. Für die Fließgewässer in Mitteleuropa sind vor allem Verbesserungen der Hydromorphologie notwendig: Während nur noch ca. ein Drittel der Gewässerabschnitte in Deutschland stofflich belastet sind, weisen ca. zwei Drittel hydromorphologisch Defizite auf. Es wird allgemein erwartet, dass sich in Folge von Renaturierungen der Hydromorphologie wieder naturnahe Lebensgemeinschaften etablieren.

Um die Wirkung von Maßnahmen zu kategorisieren, eignet sich die Nomenklatur der Wasserrahmenrichtlinie, die zwischen umweltrelevanten Aktivitäten (driver), Belastungen (pressure), Zustand (state) und Auswirkungen (impact) unterscheidet. Dieses Prinzip ist am Beispiel der organischen Belastung von Fließgewässern anschaulich zu erläutern: Die umweltrelevante Aktivität ist die Urbanisierung, wodurch im Gewässer eine Erhöhung des BSB (Belastung) resultiert. Dies führt durch eine Verminderung der Sauerstoffkonzentration zu einem veränderten Zustand; die Auswirkung ist eine veränderte Lebensgemeinschaft, angezeigt durch einen erhöhten

Saprobienindex. Es handelt sich um eine einfache, unverzweigte Wirkungskette.

Gemäß der Vielfalt hydromorphologischer Strukturen und resultierender Abhängigkeiten ist der Zusammenhang zwischen Hydromorphologie und Besiedlung viel komplexer. Bereits bei der Betrachtung eines einfachen Index, des im deutschen Bewertungssystem Perloides verwendeten „Fauna-Index“ ergibt sich eine komplexe Wirkungskette zwischen umweltrelevanten Aktivitäten, Belastungen, Zustand und Auswirkungen (Abb. 3). Viele Komponenten des Zustandes, z. B. das Vorhandensein von Totholz oder die Strömungsdiversität, wirken sich auf den Index aus.

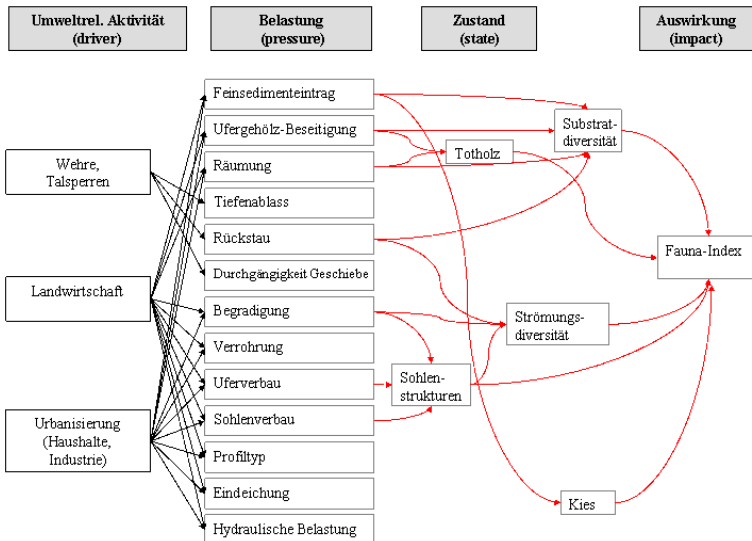


Abb. 3: Beziehungen zwischen umweltrelevanten Aktivitäten, Belastungen, dem Zustand des Gewässers und den Auswirkungen am Beispiel des Fauna-Index (einem Bewertungsindex mit dem Makrozoobenthos). Rote Pfeile verdeutlichen eine Abnahme.

Entsprechend vielfältig sind die Möglichkeiten zur Verbesserung der Hydromorphologie und ihre Auswirkungen auf das Makrozoobenthos. Als Beispiel sei eine einfache Maßnahme betrachtet: Die Verringerung des Geschiebe-Defizits bei kleinen Querbauwerken, z. B. durch den Umbau eines Wehres. Die Durchgängigkeit für Geschiebe wird erhöht, wodurch sich die Sedimentfracht steigert. Dies führt sowohl zu einer Abnahme der Sohlschubspannung als auch zu einer erhöhten Zahl an Sohlenstrukturen, mit vielfältigen positiven Auswirkungen auf das Makrozoobenthos (Abb. 4).

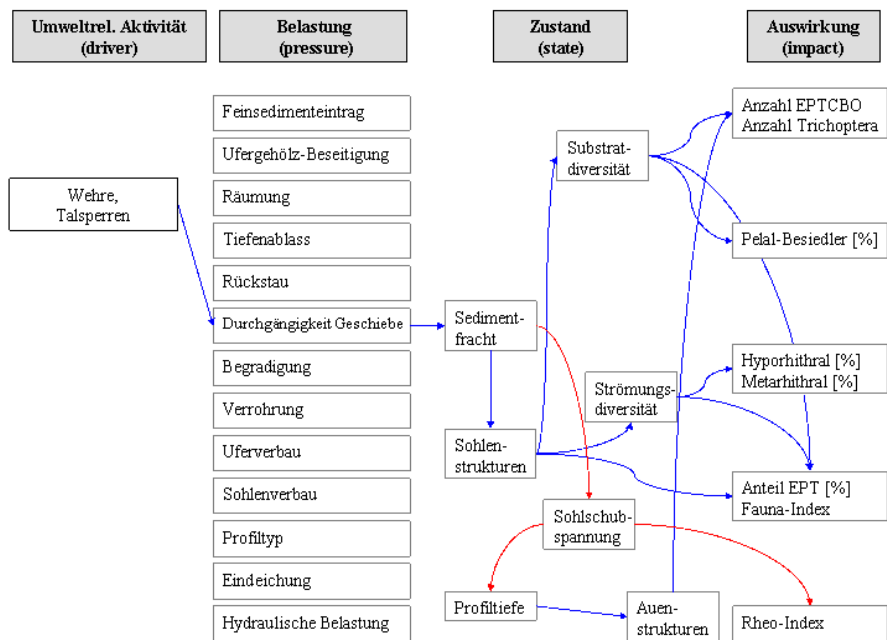


Abb. 4: Auswirkungen der Maßnahme „Verringerung des Geschiebe-Defizits bei kleinen Querbauwerken“ auf das Makrozoobenthos. Rote Pfeile verdeutlichen eine Abnahme, blaue Pfeile eine Zunahme. In der Spalte „Auswirkung“ sind verschiedene Bewertungs-Indices mit dem Makrozoobenthos aufgeführt.

Erfolgsfaktoren für Gewässerrenaturierungen

Mittlerweile akkumulieren sich Kenntnisse, welche Faktoren den Maßnahmenerfolg von Fließgewässerrenaturierungen, in Bezug auf ihre Wirkung auf den ökologischen Zustand, beeinflussen. Diese umfassen sowohl lokal wirksame Faktoren (z. B. die Länge der renaturierten Strecke, die erreichte Verbesserung der Sohlenhabitate) als auch regional wirksame Faktoren, z. B. die Gewässerstruktur oberhalb der renaturierten Stelle, die Landnutzung entlang des Gewässers oberhalb der renaturierten Strecke, der Sedimenteintrag, das Temperaturregime, Besiedlungsquellen im Einzugsgebiet sowie Wanderhindernisse.

Wir haben in den letzten Jahren den wohl größten Datenbestand zu den Effekten hydromorphologischer Renaturierungsmaßnahmen aufgebaut und über vierzig naturnah umgestaltete Gewässerabschnitte in ganz Deutschland untersucht, jeweils im Vergleich mit einem nahe gelegenen nicht renaturierten Abschnitt. Viele dieser Maßnahmen wurden zudem nach fünf Jahren einer zweiten Untersuchung unterzogen, um zu überprüfen, ob die gewünschten Effekte ggf. mit zeitlicher Verzögerung auftreten. Die untersuchten Maßnahmen umfassten meist mehrere Renaturierungsmethoden: Aufweitung oder Remäandrierung des Gewässerbettes, direkte Schaffung von Habitaten (z. B. durch Zugabe von Totholz oder Kies) sowie die Schaffung stehender Gewässer in der Aue. Meist wurden wenige hundert Meter Flusslauf umgestaltet.

Die Effekte dieser Maßnahmen auf verschiedene Kompartimente des Gewässers, seiner Aue und seiner Lebensgemeinschaften sind sehr unterschiedlich. Zunächst überrascht, dass die Organismengruppen, die besonders positiv auf hydromorphologische Renaturierungsmaßnahmen reagieren, nicht im Wasser leben: landlebende, uferbewohnende Laufkäfer und höhere terrestrische Pflanzen der Flussaue sind nach einer Renaturierung oft doppelt so artenreich. Dies hängt vor allem mit der Schaffung zahlreicher neuer Lebensraumtypen wie Kies- oder Sandbänken zusammen, die „über Wasser“ sehr schnell besiedelt werden, z. B. durch flugfähige Insekten. Wasserlebende Organismen, die eigentlichen „Zielgrößen“ der Renaturierung, reagieren hingegen wesentlich langsamer, in vielen Fällen bleibt einer Reaktion vollständig aus.

In den letzten Jahren haben wir umfassend untersucht, unter welchen Bedingungen Renaturierungen überdurchschnittlich „erfolgreich“ oder „erfolglos“ sind. So wurde vielfach vermutet, dass die Länge der renaturierten Flussabschnitte schlicht nicht ausreicht, um Populationen anspruchsvoller Arten ausreichend Lebensraum zu geben; kurze renaturierte Gewässerstrecken werden zudem durch Belastungen im Einzugsgebiet überproportional beeinflusst. Um die Rolle der Länge des renaturierten Flussabschnittes auf den Renaturierungserfolg zu untersuchen, haben wir europaweit in zehn Flusseinzugsgebieten jeweils einen langen und einen kurzen renaturierten Abschnitt untersucht, immer im Vergleich mit nahegelegenen

nicht renaturierten Abschnitten. Auch in dieser Untersuchung wurden eine Vielzahl von Organismengruppen des Gewässers und der Aue sowie funktionale Parameter berücksichtigt. Falls die Lebensgemeinschaften des langen renaturierten Abschnittes sich von den Lebensgemeinschaften des nahegelegenen Vergleichsabschnittes stärker unterschieden als dies für den kurzen renaturierten Abschnitt der Fall war, wurde dies als Hinweis gedeutet, dass sich die Länge der renaturierten Abschnitte positiv auf den Renaturierungserfolg ausgewirkt hat. Tatsächlich gibt es solche Effekte, allerdings nur in geringem Maße (Abb. 5).

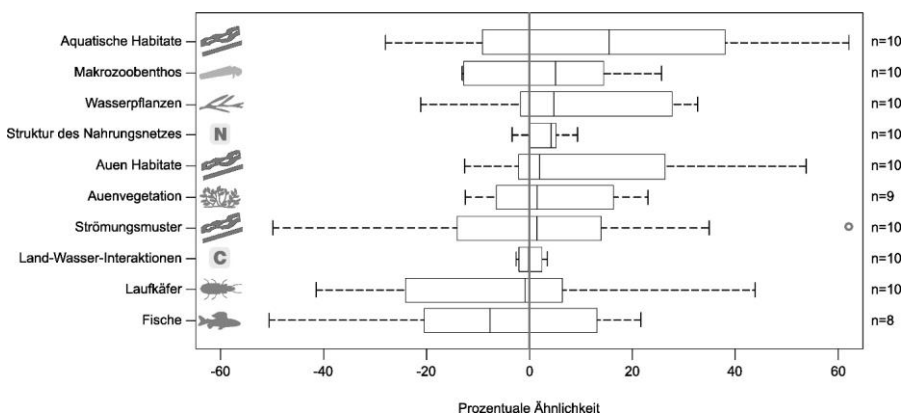


Abb. 5: Skaleneffekte bei der Renaturierung von Flüssen. Untersucht wurden jeweils ein langer und ein kurzer renaturierter Abschnitt in zehn Flusseinzugsgebieten in Europa, jeweils im Vergleich zu nahegelegenen nicht renaturierten Abschnitten. Für verschiedene Organismengruppen (z.B. Fische) und Parameter ist dargestellt, wie stark sich die Effekte zwischen „langen“ und „kurzen“ renaturierten Strecken unterscheiden. Negative Werte bedeuten jeweils, dass die Effekte in den kurzen Strecken größer sind, wohingegen bei positiven Werten die Effekte in den längeren Strecken größer sind.

Ein ganz anderes Bild ergibt sich jedoch, wenn der Datensatz anders gegliedert wird: Werden jeweils die Probestellen, bei denen die Renaturierungen zu größeren Habitatveränderungen auf der Gewässersohle führten, zusammengefasst und den Probestellen mit geringeren Habitatveränderungen in dem jeweiligen Einzugsgebiet gegenübergestellt, so zeigt sich ein viel deutlicherer Unterschied. Dies ist ein Hinweis, dass sich die Diversifizierung der Gewässersohle direkt und positiv auf die Biodiversität auswirkt (Abb. 6) (Hering et al. 2015).

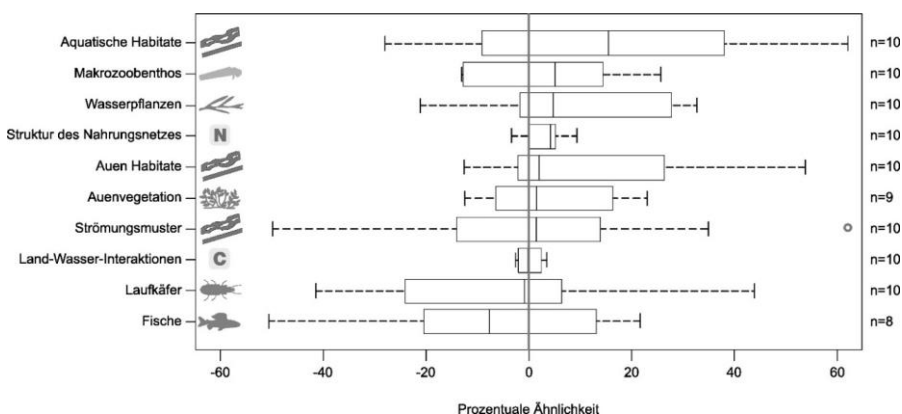


Abb. 6: Effekte der Habitatdiversifizierung bei der Renaturierung von Flüssen (gleiche Datengrundlage wie Abb. 6). Verglichen werden die Effekte von Maßnahmen mit geringer und stärkerer Wirkung auf die Habitatvielfalt der Gewässersohle. Negative Werte bedeuten jeweils, dass die Effekte bei den Maßnahmen mit geringerer Habitatdiversifizierung größer sind, bei positiven Werten sind die Effekte bei den Maßnahmen mit größerer Habitatdiversifizierung stärker.

Darüber hinaus ist das Wiederbesiedlungspotenzial für den biologischen Erfolg einer Renaturierung eine entscheidende Größe. Viele renaturierte Flussabschnitte liegen in einer weitgehend ausgeräumten Landschaft und zudem war ihre Wasserqualität über viele Jahrzehnte hinweg schlecht; Populationen anspruchsvoller Arten sind oft in ganzen Flusseinzugsgebieten ausgestorben, so dass auch umfangreiche und gut durchgeführte Renaturierungsmaßnahmen lediglich Habitate für anspruchsvolle Arten bereitstellen, jedoch nicht von diesen Arten besiedelt werden. Anhand von 24 Renaturierungsprojekten in Deutschland wurde die Rolle von Wiederbesiedlungsquellen (von anspruchsvollen Makrozoobenthos-Arten besiedelten Flussabschnitten in der näheren Umgebung) untersucht. Dazu wurden mehr als 1,200 Datensätze zu den Lebensgemeinschaften nahe gelegener Flussabschnitte zusammengestellt, die sich in 0 bis 5 km, 5 bis 10 km und 10 bis 15 km Entfernung zu den renaturierten Flussabschnitten befinden. Die Analyse zeigte, dass die Ansiedlung anspruchsvoller Lebensgemeinschaften in renaturierten Flussabschnitten maßgeblich von Besiedlungsquellen in maximal fünf Kilometer Entfernung abhängt, während es Arten aus weiter entfernt liegenden Besiedlungsquellen in der Regel nicht schaffen, neuentstandene naturnahe Flussabschnitte zu besiedeln (Sundermann et al. 2012). Ähnliche Abhängigkeiten des Renaturierungserfolgs von Quellpopulationen konnten auch für die Fische gezeigt werden.

Ufergehölze als wichtige Maßnahme

Ein großer Teil Europas wird landwirtschaftlich intensiv genutzt, daher ist es nicht verwunderlich, dass die Landwirtschaft auch der wichtigste Einflussfaktor auf die Qualität der Gewässer ist, nachdem die massive Gewässerbelastung aus Punktquellen weitgehend verschwunden ist.

Intensive Landwirtschaft beeinflusst den ökologischen Gewässerzustand durch verschiedenste Wechselwirkungen und ist in sich ein multipler Stressor. Die wichtigsten Einflüsse umfassen diffuse Belastung mit Nährstoffen, Eintrag von Pflanzenschutzmitteln, Abschwemmung von Feinsediment von Ackerflächen, Tieferlegung der Gewässer, Beseitigung der Ufervegetation und (vor allem in Südeuropa) Wasserentnahme für Bewässerungszwecke.

Viele dieser Belastungen verstärken sich gegenseitig. So fördern sowohl starke Besonnung durch die Beseitigung der Ufervegetation als auch Nährstoffeinträge das Wachstum von Algen und Makrophyten; diese produzieren tagsüber Sauerstoff, zehren den Sauerstoff nachts aber vermehrt. Gleichzeitig wird durch höhere Wassertemperaturen, die ihrerseits durch fehlende Ufervegetation hervorgerufen werden, der Sauerstoffgehalt des Wassers weiter herabgesetzt.

Es bleibt daher festzuhalten, dass in großen Teilen Europas die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie nur durch Änderungen in der landwirtschaftlichen Praxis erreicht werden können.

Intensive landwirtschaftliche Produktion und Gewässerschutz sind aber nicht zwingend ein Widerspruch. Bereits mit einfachen Maßnahmen lässt sich auch in landwirtschaftlich genutzten Gebieten der Gewässerzustand verbessern. Gehölzbestandenen Uferrandstreifen kommt hier eine Schlüsselrolle zu (Abb. 8). In günstigen Konstellationen können sie Einträge von Nährstoffen, Pflanzenschutzmitteln und Feinsediment abpuffern, sie schaffen Habitate im Gewässer, beschatten das Gewässer und vermindern somit die Wassertemperatur. Besonders die Wirkungen auf die Wassertemperatur können erheblich sein (Abb. 7).

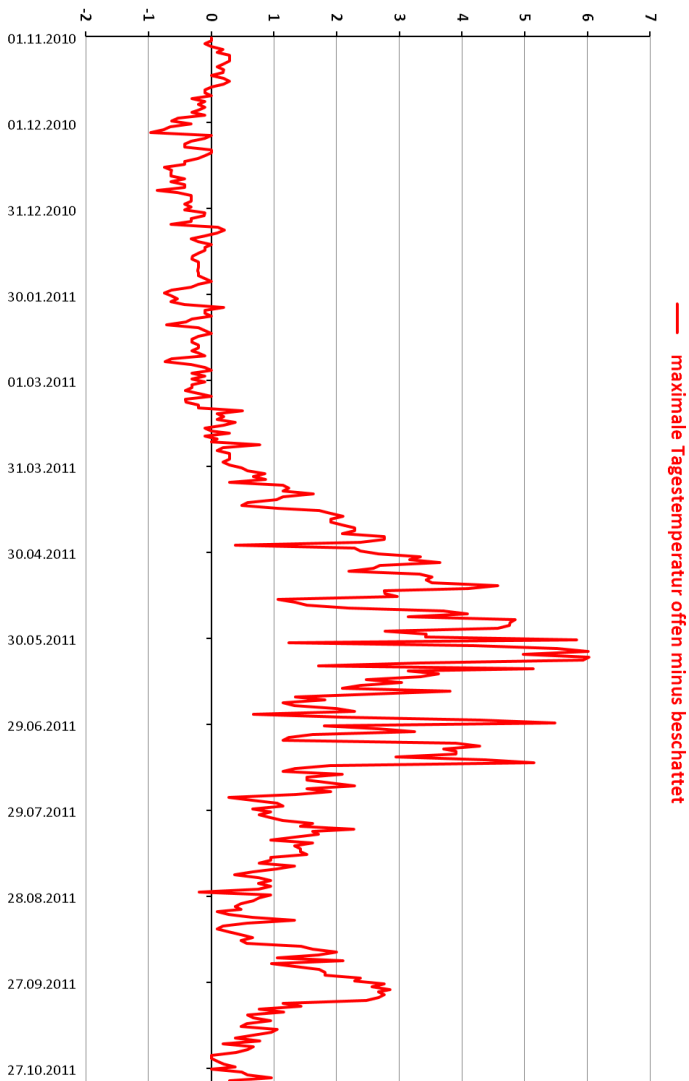


Abb. 7: Unterschiede im Jahresgang der Wassertemperatur an zwei Abschnitten des gleichen Tieflandbaches. Der obere Abschnitt ist durch Ufergehölze beschattet, der untere Abschnitt liegt 2 km bachabwärts und ist unbeschattet. Darstellt sind die Differenzen in den Wassertemperaturen der beiden Abschnitte. Dies verdeutlicht, dass Ufervegetation Temperaturspitzen um bis zu 6 °C kappen kann.

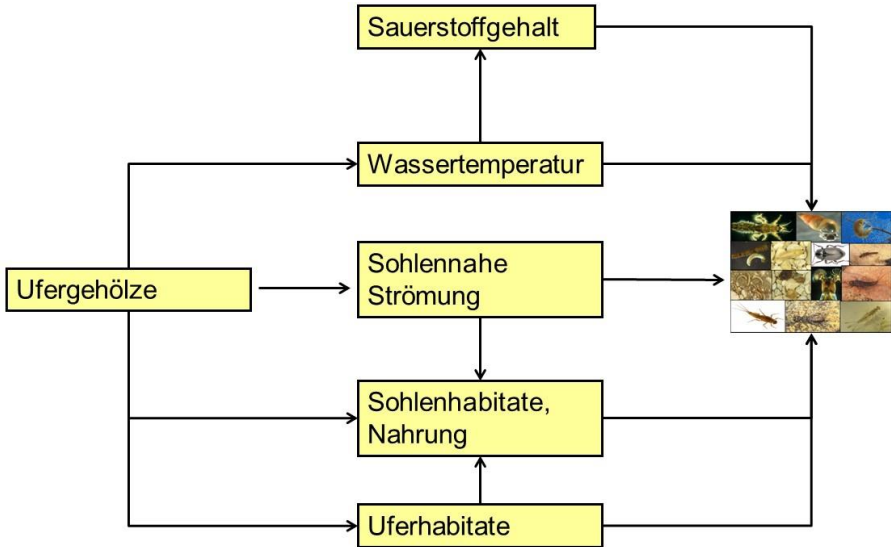


Abb. 8: Wechselwirkungen zwischen Ufergehölzen und dem Makrozoobenthos in Fließgewässern.

In vielen Regionen sind Maßnahmen zur Förderung von Ufergehölzen daher ein Schlüssel zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes, z. B. im Rahmen von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, Zweckflurbereinigungen und Agrarumweltmaßnahmen.

Literatur

- Böhmer J. & U. Mischke** (2008): Auswertungssoftware Version PhytoFluss 2.0 mit Informationen zur Software PhytoFluss mit Eingabeformat zum deutschen Bewertungsverfahren von Fließgewässern mittels Phytoplankton modifiziert nach Mischke & Behrendt 2007 zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie.
- Dussling, U., R. Berg, H. Klinger & C. Wolter** (2004) VIII-7.4 Assessing the ecological status of river systems using fish assemblages. Pages 84pp in C. Steinberg, W. Calmano, H. Klapper, and R. D. Wilken, editors. Handbuch Angewandte Limnologie. ecomed, Landsberg am Lech.
- Haase, P., S. Lohse, S. Pauls, K. Schindehütte, A. Sundermann, P. Rolauffs & D. Hering** (2004) Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of a practical standardized protocol for macroinvertebrate sampling and sorting. *Limnologica* 34:349-365.
- Hering, D., R.K. Johnson, S. Kramm, S. Schmutz, K. Szoszkiewicz & P.F.M. Verdonschot** (2006): Assessment of European rivers with diatoms, macrophytes, invertebrates and fish: A comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology* 51: 1757–1785.
- Hering, D., J. Aroviita, A. Baattrup-Pedersen, K. Brabec, T. Buijse, F. Ecke, N. Friberg, M. Gielczewski, K. Januschke, J. Köhler, B. Kupilas, A.W. Lorenz, S. Muhar, A. Paillex, M. Poppe, T. Schmidt, S. Schmutz, J. Vermaat, P.F.M. Verdonschot, R.C.M. Verdonschot, C. Wolter & J. Kail** (2015) Contrasting the roles of section length and instream habitat enhancement for river restoration success: A field study on 20 European restoration projects. *Journal of Applied Ecology* 52: 1518–1527.
- Schaumburg, J., C. Schranz, D. Stelzer, G. Hoffmann, A. Gutowski & J. Foerster** (2006) Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- Sundermann, A., S. Stoll & P. Haase** (2012) River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. *Ecological Applications* 21: 1962-1971.

Anhang I

Mitglieder des Wissenschaftlichen Beirats

Brinker, Dr. Alexander	Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg Argenweg 50/1 88085 Langenargen
Brämick, Dr. Uwe	Institut für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow Jägerhof am Sacrower See Im Königswald 2 14469 Potsdam
Breckling, Dr. Peter	Deutscher Fischerei-Verband e. V. Venusberg 36 20459 Hamburg
Geist, Prof. Dr. Jürgen	Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie Technische Universität München Wissenschaftszentrum Weihenstephan Mühlenweg 22 85354 Feising
Karl, Dr. Horst	Utkiek 2a 22767 Hamburg
Kraus, Dr. Gerd	Johann Heinrich von Thünen-Institut Institut für Seefischerei Palmaille 9 22767 Hamburg
Lukowicz, Dr. Mathias v.	Feldafinger Str. 43 d 82383 Pöcking

Fortsetzung Mitglieder Wissenschaftlicher Beirat

Schulz, Prof. Dr. Carsten	GMA Büsum Hafentörn 3 25761 Büsum
Steinhagen, Prof. Dr. Dieter	Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover Abt. Fischkrankheiten und Fischhaltung Bünteweg 17 30559 Hannover
Wedekind, Dr. Helmut Vorsitzender	Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft Institut für Fischerei Weilheimer Str. 8 82319 Starnberg
Zimmermann, Dr. Christopher	Johann Heinrich von Thünen-Institut Institut für Ostseefischerei (IOR) Alter Hafen Süd 2 18069 Rostock

Anhang II

ANSCHRIFTEN DER REFERENTEN UND MODERATOREN

Borcherding, Prof. Dr. Jost

Universität zu Köln
Ökologische Forschungsstation Rees
Außenstelle des Instituts für Zoologie der
Universität zu Köln
Grietherbusch 3a,
46459 Rees-Grietherbusch
Jost.borcherding@uni-koeln.de

**Bunzel-Drüke, Dr. Magret
Scharf, Matthias
Zimball, Olaf**

**ABU Arbeitsgemeinschaft Biologischer
Umweltschutz im Kreis Soest e. V.**
Biologische Station Soest
Teichstraße 19
59505 Bad Sassendorf – Lohne
abu@nabu-naturschutz.de

Geist, Prof. Dr. Jürgen

Technische Universität München
Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie
Dep. für Ökologie und
Ökosystemmanagement
Standort Weißenstephan
Mühlenweg 22
85354 Freising
geist@wzw.tum.de

Hartmann, Dr. Frank

Regierungspräsidium Karlsruhe
Postfach 53 43
76035 Karlsruhe
Frank.hartmann@rpk.bwl.de

Hering, Prof. D. Daniel

Universität Duisburg-Essen
Fakultät für Biologie
Aquatische Ökologie
Universitätsstr. 5
D-45141 Essen
Daniel.hering@uni-due.de

Fortsetzung Anschriften der Referenten und Moderatoren

Nemitz, Armin

Rheinischer Fischereiverband von 1880
e.V.
Wahnbachtalstrasse 13a
53721 Siegburg
nemitz@rhfv.de

Scharbert, Dr. Andreas

Rheinischer Fischereiverband von 1880
e.V.
Wahnbachtalstrasse 13a
53721 Siegburg
scharbert@rhfv.de

Wedekind, Dr. Helmut

Bayerische Landesanstalt für
Landwirtschaft
Institut für Fischerei
Weilheimer Str. 8
82319 Starnberg
Helmut.wedekind@LfL.bayern.de

Resolution

Flüsse in der deutschen Kulturlandschaft

Bonn, 27. Juni 2017

Bedeutung

Flüsse sind auch in der modernen Gesellschaft von größter Bedeutung für die Kultur, die Zivilisation und die damit verbundene Wirtschaftsleistung. Sie sind Lebensadern für Mensch und Natur. Flüsse und ihr Umfeld (Auen) erbringen vielfältige, unverzichtbare Dienstleistungen:

- Sie sind Lebensraum für Tiere, Pflanzen und Menschen, verbinden Binnenland und Meer. In der modernen Kulturlandschaft erfüllen die Flüsse eine wichtige Rolle bei der Naherholung.
- Sie sind Lieferant für Wasser als Trinkwasser und Brauchwasser für wirtschaftliche Prozesse (einschl. Kühlwasser), von Nahrungsmitteln (Fischerei/Angeln) und von Energie aus Wasserkraft.
- Sie dienen als Vorfluter für Oberflächen- und gereinigtes Abwasser, sind Transportweg für Waren und Güter (Binnenschifffahrt) und erfüllen wasserhaushaltliche Aufgaben (Be- und Entwässerung, Hochwasserschutz).

Zustand

Mit der Entwicklung der menschlichen Zivilisation und insbesondere von Landwirtschaft und Industrialisierung werden Flüsse seit Jahrhunderten stark anthropogen überformt und sind heute insbesondere in dichter besiedelten Gegenden vom ursprünglichen Naturzustand und natürlicher Dynamik weit entfernt.

In den letzten Jahrzehnten gab es große Fortschritte bei der Wasserreinhaltung und der Abwasseraufbereitung. Der Rückgang der stofflichen Belastung hat die biologische Wassergüte nachhaltig verbessert. In diesem Zusammenhang haben sich auch in der Aquakultur umweltfreundliche Verfahrensweisen durchgesetzt. Allerdings rückt die zunehmende Belastung mit Plastikpartikeln und Spurenstoffen (einschl. Arzneimittel) in den Blickpunkt. Zudem gibt es nach wie vor erhebliche ökologische Defizite durch den aktuellen Ausbauzustand, der einseitig an einer Optimierung für wirtschaftliche Nutzungsformen und einen Hochwasserschutz mit höchstmöglicher Einengung des Flussbetts orientiert war. In der Vergangenheit wurden nicht alle Potenziale genutzt, Lebensraumansprüche von Tieren, Pflanzen und erholungssuchenden Menschen zu integrieren.

Eine Gefährdung der Fischfauna stellt der wachsende Druck durch Fressfeinde wie den Kormoran dar. In der Kulturlandschaft müssen Populationen mit abträglichen ökologischen Wirkungen auf die Ökosysteme durch ein angemessenes Management reguliert werden, wenn ihr Erhaltungszustand im Sinne der europäischen Vorgaben ausreichend gut ist.

In Deutschland sind die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie, der gute Zustand der Gewässer, die gute Wasserqualität und die gute Struktur des Gewässers bisher nur in sehr wenigen

Gewässern erreicht worden. Die Durchgängigkeit der Fließgewässer für wandernde Fische und ihre generelle Eignung als Lebensraum, insbesondere auch als Laichbiotop ist in 80% der Gewässer nicht gegeben. Stauwehre und über 8000 Wasserkraftanlagen verhindern die Durchgängigkeit der Gewässer. Binnenwanderungen der aquatischen Organismen werden unterbunden, wandernde Fischarten können ihre Laichbiotope im Oberlauf der Flüsse nicht erreichen, werden in den Turbinen von Wasserkraftanlagen in großer Zahl tödlich verletzt. Der Aufstieg der Glasaale wird behindert und die Abwanderung der Blankaale zum Laichen in der Sargassosee ist mit extrem hohen Verlusten verbunden.

Handlungsbedarf

Der rechtliche Rahmen für die Bewirtschaftung der Flüsse besitzt eine weit entwickelte Komplexität und sehr hohe Regeldichte, die mit dem Ziel überarbeitet werden sollte, eine bessere Umsetzbarkeit bei geringerem Bürokratieaufwand zu erzielen.

Auch im europäischen Kontext gibt es nationale Gesetzgebung und den Bedarf nach Entwicklung der internationalen Zusammenarbeit.

Im Mittelpunkt steht die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Hier müssen die Anstrengungen auf breiter Front erhöht werden, um die Ziele eines gesamtökologisch „guten Zustands“ zu erreichen.

Aus fischereilicher Sicht von besonderer Bedeutung ist die Habitat-Qualität der Flüsse für die Fischfauna. Die Verbesserung der Strukturqualität im Hinblick auf Fisch-Lebensräume und die Fischfauna. Die Verbesserung der Strukturqualität im Hinblick auf Fisch-Lebensräume und die Durchgängigkeit können vielfach noch erheblich gesteigert werden. Die

fischereiliche Ertragsfähigkeit und die Naherholungsfunktion können erheblich verbessert werden, ohne die technischen Nutzungsansprüche zu gefährden.

Der Tendenz, Menschen im Rahmen der Ausweisung von Naturschutzgebieten oder FFH-Gebieten auszugrenzen, muss entgegen gewirkt werden. Betretungs- und Angelverbote sind nur dann akzeptabel, wenn sie zum Erreichen eines rechtlich bindenden Schutzzieles zwingend erforderlich und verhältnismäßig sind. Sie müssen fachlich begründet und mit ausreichenden Datengrundlagen unterlegt sein.

Neue Herausforderungen sind die Verringerung der Einträge von Plastik in die Weltmeere durch die Flüsse. Dies umfasst Makro- und Mikroplastik und wird auch auf dem bevorstehenden G 20-Gipfel thematisiert. Flüsse gelten als einer der Haupttransportwege für die aktuellen Belastungen. Die Kaskade Risikobewertung – Vermeidung – Verringerung – Beseitigung erfordert wesentlich größere Anstrengungen im Bereich Forschung, Entwicklung und Kommunikation.

Eine neue Herausforderung stellen die invasiven Arten dar. Im Rhein können invasive Grundelarten aus dem kaspischen Raum bereits eine dominierende Rolle innerhalb der Fischfauna einnehmen. Folgenabschätzung und Maßnahmen müssen in diesem Zusammenhang viel nachdrücklicher geplant und durchgeführt werden.