



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

Heft 88

2010

Fischartenschutz in Fließgewässern

herausgegeben von

Dr. Mathias v. Lukowicz

Deutscher Fischerei-Verband e.V.

Venusberg 36 20459 Hamburg

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

Heft 88

2010

Fischartenschutz in Fließgewässern

herausgegeben von

Dr. Mathias v. Lukowicz

ISSN 0415-6641

Deutscher Fischerei-Verband e.V.
Venusberg 36 20459 Hamburg
T 040-31 48 84 F 040-319 44 49
www.deutscher-fischerei-verband.de

ÖFFENTLICHE VORTRAGSVERANSTALTUNG

des Wissenschaftlichen Beirates des Deutschen
Fischerei-Verbandes über

Fischartenschutz in Fließgewässern

München, den 1. September 2010

INHALTSVERZEICHNIS

		Seite
	Vorwort	5
MR M. Braun	Fischartenschutz im Naturschutz- und Fischereirecht	9
Dr. G.-M. Knopp	Auswirkungen des Wasserhaushaltsgesetzes 2010 auf den Fischartenschutz	31
Dr. M. Schubert	Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie – Chancen für den Fischartenschutz in Bayern	45
Dr. K. Seifert	Fischartenschutz in großen Flüssen unter dem Einfluss der Nutzungen	63
Dipl.-Biol. U. Dußling Dr. S. Heimerl J. Reiss	Fischökologische und ökonomische Betrachtung der Wasserkraftpotenziale des Neckar-Einzugsgebiets	115
Forst-Ing. M. Görner	Kormoran und Fischbestände in Fließgewässern	151
Dipl.-Ing. J. Schnell	Maßnahmen zur Verbesserung des Lebensraums in Fließgewässern	165
Dr. S. Hanfland	Moderne Bewirtschaftungsmaßnahmen für den Fischartenschutz in Fließgewässern	193
Dr. D. Ingendahl Dr. P. Beeck	Die Wiederansiedlung von Wanderfischen im Rheinunter kritischer Betrachtung des „Flagship Species“-Ansatzes	231
Dr. K. Wysujack	Schutz und Bewirtschaftung des Aals Im Rahmen der EU-Aalverordnung. Herausforderungen und Optionen für Zukünftige Maßnahmen	255
	Referenten	287

Fischartenschutz in Fließgewässern

Vorwort

Die Vereinten Nationen haben 2010 zum Jahr der Biologischen Vielfalt ausgerufen. Bis zum Herbst hatte Deutschland die Präsidentschaft des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD, Rio de Janeiro 1992) inne und übergab sie dann an Japan. Schon vor ihrer zweijährigen Präsidentschaft hatte die Bundesrepublik die politischen Weichen für Fortschritte im Arten- und Biotopschutz gestellt und eine Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) entwickelt und im November 2007 beschlossen. Dank aufwändiger Naturschutzmaßnahmen wurden in den letzten Jahren und Jahrzehnten durchaus beachtliche Erfolge im Artenschutz erzielt. So hat sich die Seeadlerpopulation in Deutschland seit 1950 in etwa verfünffacht. Auch andere an Gewässer gebundene Arten wie Otter, Biber und Kormoran erfuhren eine starke Ausbreitung.

Die diesjährige öffentliche Vortragsveranstaltung des Wissenschaftlichen Beirats des Deutschen Fischereiverbands widmete sich dem Schutz und der Erhaltung einheimischer Fischarten in unseren Fließgewässern. In einer Reihe von Vorträgen wurden die mannigfachen Aspekte und Einflussfaktoren im Rahmen dieser Thematik beleuchtet, um soweit möglich einen Überblick über die anstehenden Probleme und Möglichkeiten ihrer Lösung zu geben.

Grundlage für die Existenz artenreicher und gesunder Fischbestände ist der Zustand der aquatischen Biotope. Die genetische Vielfalt innerhalb der Arten beruht auf der ursprünglich gegebenen Vielfalt der Lebensraumtypen. Die Erhaltung und Sicherung der Lebensräume ist in den Vorschriften der Wasser-, Naturschutz- und Fischereigesetze verankert. Das neue Wasserhaushaltsgesetz enthält Neuregelungen zur Verbesserung der ökologischen Situation für Gewässer und Fischbestände. Dadurch bieten sich für Fischereiverbände, soweit sie nach dem Bundesnaturschutzgesetz oder dem Umwelt-Rechtsbehelfsgesetz anerkannt sind, Ansätze, Forderungen zu stellen und ggf. deren Erfüllung rechtlich einzuklagen. Die europäische Wasserrahmenrichtlinie stellt mit dem Gebot, den guten ökologischen Zustand der Gewässer zu erhalten oder herzustellen, ein wirkungsvolles Instrument dar, Ziele zu erreichen, für die die Fischerei Jahrzehnte gestritten hat.

Die Bedrohungen aquatischer Lebensgemeinschaften sind meist anthropogener Natur: Veränderungen der Lebensräume durch Verbauung und Verschmutzung sowie verschiedenartige Übernutzung der Gewässer durch Schifffahrt, Wasserausleitung, Tourismus und, mit direktem Bezug auf die Fischbestände, früher auch durch die Fischerei selbst, heute eher durch den Kormoran.

Es sind also Überlegungen anzustellen, wie die Situation der Lebensgemeinschaften in den Gewässern, insbesondere der Fisch-

fauna, positiv verändert werden kann. Hierzu bieten sich zum einen ökologische Verbesserungsmaßnahmen an: Wasserreinhaltung, Rückbau von Einbauten und Renaturierung der Flussläufe und Auen, Errichtung von Fischwanderhilfen, lokale Strukturverbesserungen u. a. Zum anderen sind geeignete Bewirtschaftungsformen unerlässlich, die sich in angepasstem Fischbesatz und nachhaltiger Befischung niederschlagen. Alle Bewirtschaftungsmaßnahmen sind auf der Basis einschlägiger rechtlicher Bestimmungen sowie fischökologischer und fischereiwissenschaftlicher Grundlagen und Erkenntnisse durchzuführen. Da sich letztere im Laufe der Zeit auch ändern und entwickeln können, müssen Maßnahmen im Einzelfall immer wieder sorgfältig abgewogen werden.

Es muss akzeptiert werden, dass der Mensch in einer Kulturlandschaft lebt, die er gestaltet hat und vielfältig nutzt, und die er zum Überleben braucht. Um ein Gleichgewicht zwischen allen Komponenten der aquatischen und terrestrischen Lebensräume herzustellen, ist ein ganzheitliches Management erforderlich, das allen Lebewesen eine reelle Entwicklungschance einräumt, wieder zum Vorteil der natürlichen und der gestalteten Lebensräume. Es ist sicher eine Illusion zu meinen, die Natur würde es schon allein richten. Ein verantwortungsvolles menschliches Handeln, das sowohl Eingriffe in natürliche Abläufe wie auch den Verzicht darauf einschließt, ist unabweisbar. Das erfordert je nach Umständen einen hohen politischen, gesellschaftlichen und auch praktischen Einsatz.

Die Fischerei ist berufen und in der Lage, ihren Beitrag zur Bewahrung günstiger Umweltbedingungen in den Gewässern und zum Fischartenschutz zu leisten.

Dr. Mathias v. Lukowicz
Vorsitzender des Wissenschaftlichen Beirats
des Deutschen Fischerei-Verbands

Fischartenschutz im Naturschutz- und Fischereirecht

Manfred Braun

Zusammenfassung

Der nachfolgende Text entspricht im Wesentlichen dem Vortragsmanuskript. Dieses muss sich wegen der Fülle des Stoffs auf kurze, zum Teil stichwortartige Hinweise beschränken. Deshalb werden dem Leser zunächst die leitenden Gedanken und der Inhalt des Vortrags nahegebracht.

Das Thema ist aktuell und von großer Bedeutung für eine nachhaltige Fischerei. Der Begriff „Fischartenschutz“ wird ausgehend von Gegenstand, Ansatzpunkt und Ziel des Schutzauftrags bestimmt.

Unverzichtbar ist eine Orientierung über Ansätze für den Fischartenschutz im geltenden Recht. Dabei ist eine Beschränkung auf Rechtsquellen notwendig, die Aussagen zum Schutz von Arten und/oder von Biotopen oder Lebensstätten enthalten. Der Überblick muss alle einschlägigen Rechtskreise und –ebenen einschließen, auch soweit die Normen nicht ausdrücklich den Schutz der Fische ansprechen. In den Blick zu nehmen sind Quellen des internationalen Rechts, des EU-Rechts sowie des Bundes- und des Landesrechts.

Die Rechtsquellen müssen für die Anliegen des Fischartenschutzes erschlossen werden. Das setzt Verständnis für den Mechanismus der Geltung von Regelungen der verschiedenen Rechtsebenen voraus. Der praktische Fischartenschutz ist auf Bestimmungen angewiesen, die im Konzert der Rechtsnormen Geltung beanspruchen können.

Die Voraussetzungen einer erfolgreichen Arbeit für den Fischartenschutz werden an drei aus der Praxis entwickelten Problemstellungen aufgezeigt.

- Die Beispielfälle „Tauchen mit Atemgerät“ und „Schutz der Bachmuschel“ beziehen ihr Konfliktpotenzial aus gegenläufigen Interessen des wasserrechtlichen Gemeingebrauchs einerseits und des Arten- bzw. Biotopschutzes für Fische andererseits. Hier zeigen sich Gemeinsamkeiten zwischen Natur- und Fischartenschutz, die erkannt und effizient genutzt werden müssen und können.
- Gänzlich anders stellt sich das weiträumige Problemfeld „Kormoran“ dar. Hier kommt es darauf an, in der Auseinandersetzung mit dem Vogelschutz Anerkennung für die vitalen Interessen der Fischerei und des Fischartenschutzes zu erreichen. Ziel ist die wechselseitige Akzeptanz auf Augenhöhe. Dazu muss die Fischerei ihre schutzwürdigen

Interessen konsequent und lückenlos einbringen. Im Streitfall helfen nur möglichst konkrete und belegbare Angaben zu fischereiwirtschaftlichen Schäden und der Gefährdung von Fischarten durch den Kormoran. Vorhandene Erkenntnisse, dass regulierende Eingriffe in den Kormoranbestand durchaus ohne Nachteile für den sonstigen Vogelschutz möglich sind, müssen vorgetragen werden. Im Gerichtsverfahren ist eine überzeugende Argumentation streitentscheidend.

Das Thema ist hochaktuell

- Die Vereinten Nationen haben 2010 zum Internationalen Jahr der biologischen Vielfalt ausgerufen.
- Beim Stichwort „Biodiversität“ denkt die Öffentlichkeit gern an Wale, Eisbären, Tiger und andere exotische Tierarten. Vielleicht noch an die ebenfalls bedrohten Korallenriffe.
- Die Fischarten unserer Binnengewässer bleiben häufig unter der Wahrnehmungsschwelle.
- Umso verdienstvoller ist es, dass die Vortragsreihe unter dem Generalthema „Fischartenschutz“ steht.

Was ist „Fischartenschutz“?

Für eine Auseinandersetzung mit dem Thema ist begriffliche Klarheit unumgänglich. Die Begriffsbestimmung kann mit Hilfe einiger hin-führender Stichworte erfolgen.

- **Schutzobjekt:** Heimische und ehemals heimische Fischarten – einschließlich der Neunaugen, (zehnfüßigen) Krebse und Muscheln.
- **Ansatzpunkte des Schutzes:** Bestände bzw. Populationen sowie Lebensräume (Biotope) und Lebensstätten der Arten.
- **Schutzziel:** Erhaltung bzw. Wiederherstellung der vollständigen Artenvielfalt in einem möglichst naturnahen Umfeld.

Eine kurze Umschreibung des Begriffs könnte lauten:

Fischartenschutz ist die Gesamtheit aller Bemühungen um die Erhaltung und Wiederansiedlung der heimischen und ehemals heimischen Fischarten – einschließlich der Neunaugen, Krebse und Muscheln – in ihrer ganzen Vielfalt. Der Schutz ist gerichtet auf die Bestände bzw. Populationen der Arten sowie auf ihre Lebensräume und Lebensstätten.

Ansätze für den Fischartenschutz im einschlägigen Recht

Berücksichtigt werden nur Rechtsgrundlagen, die inhaltlich schwerpunktmäßig dem Naturschutzrecht oder dem Fischereirecht (Binnenfischerei) zuzuordnen sind. Nicht einzugehen ist somit z. B. auf folgende Rechtsgebiete, trotz ihrer mehr oder weniger starken Bezüge zum Schutz der Fischarten und der Gewässerlebensräume:

- Wasserrecht und Abwasserabgabenrecht.
- Erneuerbare-Energien-Gesetz.
- Bodenschutzgesetze des Bundes und der Länder.
- Erosionsschutzrecht.
- Dünge- und Pflanzenschutzrecht.

Andererseits werden nicht nur solche Regelungen des Naturschutz- und Fischereirechts angesprochen, die sich ausdrücklich mit dem Fischartenschutz befassen. Hinzuweisen ist vielmehr auch auf Normen, die dem Fischartenschutz zwar nicht ausdrücklich dienen, für diesen Zweck aber nutzbar gemacht werden können. Allerdings kann nur ein exemplarischer Überblick ohne Anspruch auf Vollständigkeit und ohne inhaltliche Details gegeben werden.

1. Internationales Recht – mit Verbindlichkeit für Deutschland

1.1 **Vereinte Nationen:** Übereinkommen über die biologische Vielfalt. Ziel ist die Erhaltung sämtlicher Tier- und Pflanzenarten und ihrer Lebensräume.

1.2 **Europarat:** Berner Konvention über die Erhaltung der europäischen Arten und ihrer Lebensräume.

2. Europäische Union

2.1 FFH-Richtlinie; sie berücksichtigt Fischarten und deren Schutzansprüche wie folgt:

- Anhang II enthält Fischarten, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen. Beispiele: Mairénke, Mühlkoppe.
- In Anhang IV sind Fisch- und Muschelarten aufgelistet, die unter strengem Schutz stehen. Ein Zugriff ist auch im Fischereirecht auszuschließen. Es handelt sich um Stör, Nordseeschnäpel, Donaukaulbarsch und Kleine Flussmuschel.
- Anhang V nennt Arten, deren Nutzung so zu regeln ist, dass sie sich mit der Aufrechterhaltung eines günstigen Erhaltungszustands vereinbaren lässt.

Beispiele: Sämtliche Renken- bzw. Felchenarten, Äsche.

- 2.2 Verordnung (EG) Nr. 338/97 – EU-Artenschutzverordnung (CITES) – mit besonderem bzw. strengem Schutz vor Gefahren durch den Handel u. a. für
- Stör (streng geschützt),
 - Sterlet (besonders geschützt) und
 - Europäischen Aal (besonders geschützt seit März 2009).
- 2.3 Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 – EU-Aalverordnung – mit Bewirtschaftungsplänen für Flussgebiete im natürlichen Verbreitungsgebiet des Aals, die sog. Aaleinzugsgebiete.
- 2.4 Verordnung (EG) Nr. 708/2007 – EU-Verordnung über fremde Arten in der Aquakultur: Schutz heimischer Arten und ihrer Lebensräume vor „Fremdlingen“, die aus einer Aquakulturanlage entweichen könnten.
- 2.5 EU-Verordnung über das Finanzierungsinstrument für die Umwelt (Life +) mit einem Förderbereich „Natur und biologische Vielfalt“.

2.6 EU-Wasserrahmenrichtlinie mit dem Ziel der Durchgängigkeit der Fließgewässer, u. a. zur Erhaltung wandernder Fischarten.

3. **Bundesrecht**

3.1 Art. 20a Grundgesetz: „Der Staat schützt ... die natürlichen Lebensgrundlagen ... “. Dabei handelt es sich um eine Staatszielbestimmung, aus der sich konkrete Ansprüche nicht ableiten lassen.

3.2 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG), insbesondere

3.2.1 Eingriffsregelung (§§ 14 ff. BNatSchG) mit differenzierten Vorschriften über die Vermeidung von Eingriffen in Natur und Landschaft bzw. deren Ausgleich.

3.2.2 Vorschriften über Biotopverbund sowie Biotopvernetzung mit Rechtsgrundlagen für die Ausweisung von Schutzgebieten (§§ 20 ff. BNatSchG).

3.2.3 Gesetzlicher Schutz von Biotopen, z. B. naturnaher Bereiche fließender und stehender Binnengewässer einschließlich der Verlandungsbereiche und Altarme (§ 30 BNatSchG).

3.2.4 Ausweisung und Erhaltung von FFH-Gebieten, u. a. für die in Anhang II enthaltenen Fischarten (§§ 31 ff. BNatSchG).

3.2.5 §§ 37 ff BNatSchG: Schutz der wild lebenden Tier- und Pflanzenarten, ihrer Lebensstätten und Biotope (Artenschutz). Die aquatischen Arten sind selbstverständlich einbezogen. Spezielle Regelungen mit – nicht immer unproblematischem – Bezug auch zum Fischartenschutz:

- Zugriffs- und Besitzverbote für besonders geschützte Tiere, z. B. auch für den Kormoran. Das Recht ermöglicht Ausnahmen von den Verboten, u. a. **„zum Schutz der natürlich vorkommenden Tier- und Pflanzenwelt“**. Beispiel: Kormoranvergrämung zum Schutz gefährdeter Fischarten.
- Maßnahmen gegen invasive Arten, z. B. Schwarzmeergrundeln, die einheimische Arten verdrängen.

3.3 Bundesartenschutzverordnung :

- Besonderer oder strenger Schutz für Neunaugen, Edelkrebse und Muschelarten.
- Ausnahme vom generellen Fallenverbot: Die Bekämpfung des Bisams mit Fallen ist zulässig. Der Bisam kann Muschelbeständen gefährlich werden.

- 3.4 Umweltschadensgesetz in Verbindung mit § 19 BNatSchG: Pflicht des Verantwortlichen zur Sanierung von Schäden an Gewässern und Arten.
- 3.5 Umwelt-Rechtsbehelfsgesetz und Naturschutzgesetze: Ein Fischereiverband, der gleichzeitig anerkannter Naturschutzverband ist, hat als solcher – auch ohne Verletzung eigener Rechte – bedeutsame Einwirkungsmöglichkeiten.
- Anspruch auf Beteiligung an Verfahren, die auf Genehmigungen für Eingriffe in Fischlebensräume gerichtet sind. Beispiel: Planfeststellung für einen Gewässerausbau.
 - Befugnis zur Einlegung von Rechtsbehelfen gegen einschlägige Entscheidungen oder das Unterlassen der vorgeschriebenen Beteiligung.

4. Landesrecht – am Beispiel Bayerns

- 4.1 Art. 141 Abs. 1 Bayerische Verfassung (BV): Verfassungsrechtlicher Auftrag zum Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen.
- 4.2 Naturschutzrecht

4.2.1 Bayerisches Naturschutzgesetz (Stand der gegenwärtig lfd. Novellierung): Das Verfassungsrecht lässt keine Abweichungen vom Artenschutzrecht des Bundes zu. Möglich sind ergänzende Regelungen im Rahmen bundesgesetzlicher Ermächtigungen. Beispiele:

- Gesetzlicher Schutz von Ufergehölzen und Ufergebüsch.
- Erstellung eines Arten- und Biotopschutzprogramms als fachliche Grundlage für den Biotopverbund.

4.2.2 Artenschutzrechtliche Ausnahmereordnung (AAV): Diese Verordnung ermöglicht insbesondere Ausnahmen vom Verbot, Kormorane zu töten. Rechtfertigender Grund für Ausnahmen ist u. a. der „Schutz der heimischen Tierwelt“, im Fall des Kormorans also der Fischartenschutz.

4.3 Fischerei- und Jagdrecht

4.3.1 Bayerisches Fischereigesetz 2008 in Stichworten, z. B.

- Hegepflicht,
- Leitbild der Nachhaltigkeit,
- Pflicht zur Anbindung von Altgewässern,
- Grundlage für Schonbestimmungen und Schutzprogramme,

- Erhebung der Fischereiabgabe (Mittel z. B. auch für die Schaffung von Laichplätzen),
- Grundlage für die Ausweisung von Schonbezirken für Fische.

4.3.2 Ausführungsverordnung zum Bayerischen Fischereigesetz 2010, z. B.

- Schonbestimmungen nach Zeit und Maß,
- Vorschriften über die Bewirtschaftung des Europäischen Aals,
- Verbot bestimmter Fangarten und Fanggeräte,
- Regelung des Fischbesatzes einschließlich der Besatzverbote.

4.3.3 Fischereiverordnungen der Bezirke mit regionalen Abweichungen von der Ausführungsverordnung.

4.3.4 Schonbezirksverordnungen der Kreisverwaltungsbehörden (z. B. zur Ausweisung von Laichschonbezirken).

4.3.5 § 19 Abs. 2 Ausführungsverordnung zum Bayerischen Jagdgesetz: Rechtsgrundlage für die (begrenzt zulässige) Jagd auf Graureiher.

Nutzung des Rechts für zentrale Anliegen/Forderungen

Nutzbar sind Rechtsnormen nur, soweit ihre Geltung anerkannt und gesichert ist, vor allem auch im Verhältnis zu konkurrierenden Regelungen. Bei Vorschriften verschiedener Rechtsebenen (EU, Bund, Land) besteht insoweit Klärungsbedarf.

1. Verhältnis zwischen Bundes- und Landesrecht

1.1 Grundsatz: Die Verfassung lässt landesgesetzliche Abweichungen vom Naturschutzrecht des Bundes zu. Aber: Das gilt nicht für das Artenschutzrecht des Bundes, dieses ist „abweichungsfest“ (Art. 72 Abs. 3 Satz 1 Nr. 2 Grundgesetz).

1.2 Unberührtheitsklausel: Das Artenschutzrecht des Bundes lässt die Vorschriften des Fischereirechts unberührt (§ 37 Abs. 2 BNatSchG). Soweit das Fischereirecht den Artenschutz ausdrücklich oder seinem Inhalt nach regelt, ist es gültig und anwendbar. Das Fischereirecht kann sogar, soweit es die Ziele des Artenschutzes nicht verfehlt, vom einschlägigen Recht des Bundes abweichen. **Beispiel:** Strenger Schutz des Edelkrebsses durch die Bundesartenschutzverordnung, dennoch schonende Bewirtschaftung nach Maßgabe des Fischereirechts.

2. Verhältnis zwischen EU-Recht und nationalem Recht

Eine „Unberührtheitsklausel“ gibt es im Verhältnis zwischen diesen Rechtsebenen nicht. Das EU-Recht hat Anwendungsvorrang. **Beispiel:** Zwang zur ganzjährigen Schonung des Nordseeschnäpels (Anhang IV der FFH-Richtlinie) in Bayern, obwohl diese Coregonenart hier gebietsfremd ist.

Fischartenschutz in der Rechtspraxis

Anschließend werden drei aus der Praxis gewonnene Sachverhalte betrachtet. Es geht jeweils um die Wahrung des Fischartenschutzes im Widerstreit mit gegenläufigen Interessen der Freizeitnutzung bzw. des Vogelschutzes. Rechtslage, Problem und Lösung können nur stichwortartig dargestellt werden.

1. Tauchen mit Atemgerät

1.1 Rechtslage: Diese Form des Tauchsports ist nach dem Wassergesetz kein erlaubnisfreier Gemeingebrauch. Zulässig ist das „Gerätetauchen“ nur mit behördlicher Genehmigung.

1.2 Popularklage zum Bayerischen Verfassungsgerichtshof: Ein Tauchsportverein forderte die Anerkennung des „Geräte-

tauchens“ als erlaubnisfreier Gemeingebrauch. Begründung des Vereins aus dem Verfassungsrecht:

- Freie Zugänglichkeit der Natur für jedermann,
- allgemeine Handlungsfreiheit,
- Gleichheitsgrundsatz, da vergleichbar mit dem „freien“ Tauchen.

1.3 Entscheidung des Verfassungsgerichtshofs: Die Genehmigungspflicht für das Tauchen mit Atemgerät ist verfassungskonform. Eine Verletzung von Grundrechten ist nicht gegeben. Das Gerätetauchen kann sich wesentlich belastender auswirken als das freie Tauchen. Das Interesse des Tauchsportvereins muss zurücktreten hinter dem Schutz vor

- erheblichen Störungen der Tierwelt im Gewässer,
- einer möglichen Zerstörung des Fischlaichs,
- Beeinträchtigungen des empfindlichen Gewässerlebensraums.

Die Argumente sind von Naturschutz- und Fischereiverwaltung gemeinsam beigebracht worden. Ein Beispiel für erfolgreiches Zusammenwirken im Interesse des Fischartenschutzes.

2. Schutz der Bachmuschel – unio crassus

2.1 Rechtlicher Status

- Streng geschützt (Anhang IV der FFH-Richtlinie).
- Zusätzlich: Die Muschelart hat Aufnahme in Anhang II der FFH-Richtlinie gefunden. In Bayern sind 56 FFH-Gebiete mit Erhaltungszielart Bachmuschel gelistet.
Schutzauftrag:
 - Sorge für geeignete Wirtsfische,
 - Erhaltung/Verbesserung des Gewässerlebensraums.
- BNatSchG: Verboten sind u. a. erhebliche Störungen während der Fortpflanzungszeit.
- Fischereirecht: Ganzjährige Schonung der Bachmuschel. Möglichkeit der aktiven Förderung über Fischschonbezirk und Fischereiabgabe.

2.2 Konflikt zwischen Schutz und Gemeingebrauch

- Der Muschelbach ist eine beliebte Kanustrecke.
- Auch zur Fortpflanzungszeit der Bachmuschel schrammen Kanus häufig über Kiesbänke mit Muschelvorkommen.
- Entscheidend: Ist das o. g. Störungsverbot des BNatSchG objektiv verletzt?
- Kanusport hält dagegen: Berufung auf wasserrechtlichen Gemeingebrauch, Recht auf Naturgenuss, allgemeine Handlungsfreiheit.

- Beurteilung: Gewässer- und Fischartenschutz sind grundsätzlich höherwertig und tragen ein Verbot bzw. eine wesentliche Beschränkung des Gemeingebrauchs. Bevorzugtes Instrument des Artenschutzes ist die Rechtsverordnung aufgrund des Wassergesetzes.

Auch hier zeigt sich: Die Zusammenarbeit zwischen Naturschutz und Fischerei kann dem Fischartenschutz zum Erfolg verhelfen.

3. Das Kormoranproblem

3.1 Ausgangssituation

- Starker Kormoraneinfall, evtl. mit Tendenz zur Koloniebildung.
- Durch Fraßdruck erhebliche Schäden in der Teichwirtschaft.
- Zusätzlich: Der lokale Äschenbestand im Fließgewässer ist nahezu zusammengebrochen.
- Die Schadensregion liegt zum großen Teil im Vogelschutzgebiet. Abschuss weder nach AAV (oben Nr. 4.2.2 – Kormoranverordnung) noch Allgemeinverfügung der Behörde zulässig. Abhilfe nur durch Abschussgenehmigung möglich.

3.2 Argumente für behördliche Abschussgenehmigung

- Erheblicher fischereiwirtschaftlicher Schaden (Erwerbsfischerei): Hierzu sind möglichst konkrete und belegbare Angaben der Antragsteller unverzichtbar.
- Gefährdung einer lokal bedeutsamen Fischpopulation: Eine solche Situation muss in jedem Fall herausgestellt werden.
- Dasselbe gilt für eine evtl. Zulässigkeit der Wasservogeljagd im betreffenden Gebiet. Argument: Kormoranabschuss bedeutet keine zusätzliche Störung.
- Verweisung der Behörde auf (tatsächlich verfügbare) Erkenntnisse, wonach Kormoranabschüsse andere Wasservogelarten kaum beeinträchtigen.
- Deutlich machen, dass die Renaturierung des Gewässers entgegen der Meinung vieler Vogelschützer nicht hilft. Bei Anwesenheit des Kormorans bleibt der Fischbestand niedrig.
- Als Voraussetzung für Eingriffe fordert das Naturschutzrecht, dass die betreffende Kormoranpopulation trotz Vergrämung fortbesteht. Verfügbare Feststellungen, die das belegen, müssen herangezogen werden.
- Wichtig: Die beantragte Vergrämung muss keine „Totallösung“ darstellen. Es genügt, wenn sie zumindest ein wesentlicher, zur Schadensminderung und für den Fischartenschutz geeigneter Schritt ist.

3.3 Zwei Gerichtsentscheidungen zur Kormoranvergrämung im Vergleich

Die nachfolgende tabellarische Gegenüberstellung zeigt die mögliche Spannweite gerichtlicher Entscheidungen bei immerhin ähnlichen Sachverhalten auf.

<p>VG Freiburg vom 17.02.2009 Az. 3 K 805/08</p>	<p>VG Hannover vom 27.04.2010 Az. 4 A 6036/08</p>
<p>Bodensee/Untersee Naturschutzgebiet</p>	<p>Steinhuder Meer Naturschutzgebiet (zusätzlich Vogelschutz- und FFH-Gebiet)</p>
<p>Antragsteller: Berufsfischer Ziel: Optische Vergrämung in Brutkolonie</p>	<p>Antragsteller: Berufsfischer Ziel: Begrenzte Zahl von Kormoran-abschüssen (23 pro Monat)</p>
<p>Erheblicher fischereiwirtschaftlicher Schaden: Aufgrund belegter Angaben bejaht. Es genügt die Verschlechterung der wirtschaftlichen Grundlage einzelner</p>	<p>Erheblicher fischereiwirtschaftlicher Schaden vom Gericht unterstellt. Berufsfischer hatte Schaden weder beziffert noch belegt.</p>

<p>Fischereibetriebe. Hier: Erhebliche Netzschäden und Fangverluste, Schaden 2.000 bis 3.000 €/Jahr und Fischer – schlüssig dargelegt.</p> <p>Zusätzlich gegeben: Gefährdung der lokalen Äschenpopulation durch den Kormoran.</p>	<p>Keine Gefährdung einer Fischpopulation geltend gemacht. Anm.: Ist Steinhuder Meer nicht ein Aalgewässer?</p>
<p>Beeinträchtigung der Kormoranpopulation: Nein, trotz angenommener Verringerung der Sommerpopulation.</p>	<p>Beeinträchtigung der Kormoranpopulation: Ja, weil Kormorane das Steinhuder Meer nicht mehr als Rastplatz nutzen könnten.</p>
<p>Ist die notwendige Befreiung auszusprechen? Ja, weil „Schadensdruck“ die erforderliche „nicht beabsichtigte Härte“ begründet.</p>	<p>Ist die notwendige Befreiung auszusprechen? Nein, weil der Berufsfischer unmittelbar vor mündlicher Verhandlung das Fischereirecht erneut angepachtet und damit den erheblichen Schaden freiwillig hingenommen habe.</p>

<p>Optische Vergrämung (Verhinderung des Aufkommens von Jungvögeln) ist ein erfolgversprechender erster Schritt zur Schadensminderung und daher eine geeignete Maßnahme.</p>	<p>Nur eine kontinuierliche/andauernde Vergrämung wirkt schadensmindernd und wäre damit eine geeignete Maßnahme. Diese würde aber die Population schädigen und ist daher unzulässig.</p>
<p>Entscheidung: Beantragte optische Vergrämung in Brutkolonie (Verhinderung des Brut Erfolgs) für zulässig erklärt.</p>	<p>Entscheidung: Beantragter Abschuss relativ weniger Vögel in vollem Umfang abgelehnt.</p>

Als Fazit ergibt sich: Die Antragsteller müssen die Interessen der Fischerei einschließlich des Fischartenschutzes konsequent und vollständig einbringen. Besonders wichtig sind belegbare Angaben zur Schadwirkung des Kormorans. Dasselbe gilt für Argumente, die eine Vereinbarkeit der Kormoranvergrämung mit den Belangen des Vogel- und Naturschutzes aufzeigen. Das Gericht darf nicht mit der Argumentation des Vogelschutzes allein gelassen werden.

Auswirkungen des Wasserhaushaltsgesetzes 2010 auf den Fischartenschutz

Günther-Michael Knopp

Zusammenfassung

Das am 1.3.2010 in Kraft getretene neue Wasserhaushaltsgesetz baut zwar auf dem Inhalt des vorausgegangenen Wasserhaushaltsgesetzes auf. Es hatte aber gleichzeitig schon deshalb neue inhaltliche Akzente zu setzen, weil das zuvor gegoltene Gesetz sich auf eine bloße Rahmengesetzgebung beschränken musste, die den Ländern einen eigenständigen Gestaltungsspielraum gab. Nunmehr stützt sich das Wasserhaushaltsgesetz auf die Möglichkeit zu einer abschließenden Regelung, die den Ländern in bestimmten Bereichen, wie zum Beispiel bei den Gewässerrandstreifen (§ 38 WHG), abweichende Regelungen zulässt.

Die WHG-Regelungen haben für den Fischartenschutz zum einen neue klarstellende Akzente gesetzt. Ein Beispiel ist § 6 Absatz 1 Nr. 1 WHG, wo festgelegt ist, dass die Gewässer nachhaltig mit dem Ziel der Erhaltung und Verbesserung der Funktions- und Leistungsfähigkeit als Lebensraum für Tiere zu bewirtschaften sind. Diese Verbesserung bezieht sich auch auf den Fischartenschutz.

Zum anderen werden erstmals klare Aussagen zur Mindestwasserführung (§ 33 WHG), zur Durchgängigkeit der Fließgewässer (§ 34 WHG) und zur Wasserkraftnutzung (§ 35 WHG) getroffen. Es handelt sich um Vorschriften, worauf in der Begründung zu den Vorschriften hingewiesen wird, die im Vollzug auch durch die Hinweise der Fischereiberechtigten und Fischereivereine vor Ort mit ihrem Sachverstand für den Fischartenschutz mit Leben zu erfüllen sind. Dies gilt insbesondere hinsichtlich einer künftigen fischfaunafreundlichen Wasserkraftnutzung.

Neue Akzente in den Vorschriften, die schon im voraus gegangenen Wasserhaushaltsgesetz enthalten waren

1. Auch wenn das an 1.3.2010 in Kraft getretene Wasserhaushaltsgesetz weitgehend den Inhalt des vorangegangenen Gesetzes übernimmt, ergeben sich auch in diesem Regelungsbereich, der sich inhaltlich nicht ändert, neue Akzente für die Belange des Fischartenschutzes.
 - 1.1 Solche neuen Akzente ergeben sich allein schon dadurch, dass nicht alle bisherigen Regelungen wie über das Einbringen und Einleiten von Stoffen, über Abwasseranlagen und Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen aufgrund der neu geschaffenen Abweichungsgesetzgebung

auf der Grundlage der Grundgesetzänderung vom 28.8.2006 zum Gegenstand der ausschließlichen Bundesgesetzgebung und damit einer abschließenden Regelung wurden. Nicht unbedeutende Bereiche, die die Gewässerbewirtschaftung und Flussgebietseinheiten betreffen, erhalten ihre nähere Ausfüllung erst durch die Gesetzgebung der Länder, wie zum Beispiel die neue Regelung zu Gewässerrandstreifen in § 38 WHG (hierzu unter II.5).

- 1.2 Diese hier künftig zu erwartenden Mitgestaltungen der Länder und ihre Auswirkungen lassen sich durch die derzeit noch nicht abgeschlossenen Änderungen der Ländergesetze hinsichtlich des Fischartenschutzes nicht abschließend bewerten. Die landesgesetzliche Entwicklung ist daher mit dem fachlichen Sacherstand der Fischer sehr intensiv zu verfolgen.
- 1.3 Auf folgende für den Fischartenschutz nicht zu unterschätzende neue Akzente im Sinne von Klarstellungen wird hier beispielhaft hingewiesen:
 - 1.3.1 Nachhaltige Bewirtschaftung der Gewässer mit dem Ziel der Erhaltung und Verbesserung der Funktions- und Leistungsfähigkeit als Lebensraum für Tiere (§ 6 Absatz 1 Nr. 1 WHG)

- a) Diese Zielbestimmung verweist im Gesetzestext „insbesondere“ auf den „Schutz vor nachteiligen Veränderungen von Gewässereigenschaften.“
- b) Eine solche „Bewirtschaftung“, die sich nunmehr nicht nur auf die Bestandssicherung beschränkt, sondern ausdrücklich erstmals auch auf die „Verbesserung“ abstellt, ist eine Daueraufgabe. Sie umfasst auch den Fischartenschutz.
- c) Damit wird klargestellt, dass das Wasser in einem Gewässer stets in geeigneter Güte, in der benötigten Menge und am richtigen Ort für die jeweiligen Bedürfnisse, damit auch für die Bedürfnisse der Fischfauna, zur Verfügung steht. Hier ist das Dargebot des Wassers im Gewässer für seine vielfältigen Nutzungen, also nicht nur für die Wasserkraft, sondern auch unter Beachtung des Fischartenschutzes zu steuern und zu begrenzen.
- d) Dieser Gesichtspunkt der Bewirtschaftung wird durch die „nachhaltige Gewässerbewirtschaftung“ in § 1 WHG in den Vordergrund gerückt. Der wasserrechtliche Vollzug war schon bisher durch ein vorausschauendes Verteilungsermessen gekennzeichnet.
- e) Die hier herangezogene Nachhaltigkeit der Gewässerbewirtschaftung bedeutet integrierte Bewirtschaftung der Wasserkreisläufe, unter anderem auch mit der Zielsetzung des langfristigen Schutzes des Gewässers als

Lebensraum und damit auch der darin heimischen Fischarten, was auch die Wiederherstellung dieses Lebensraums umfasst.

- f) Auch die anderen Politikbereiche haben die nachhaltige Bewirtschaftung der Gewässer zu beachten. Dies gilt auch für die Energiepolitik (Satz 1 des Erwägungsgrunds 16 der Wasserrahmenrichtlinie vom 23.12.2000: „Der Schutz und die nachhaltige Bewirtschaftung von Gewässern müssen stärker in andere politische Maßnahmen integriert werden, so zum Beispiel in die Energiepolitik ... und die Landwirtschaftspolitik.“).
- g) Unter diesem Gesichtspunkt ist auch von Berufsfischern und Fischereivereinen der Frage nachzugehen, ob das am 1.1.2009 in Kraft getretene Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) diesen Anforderungen aus der Sicht des Artenschutzes entspricht. Hierbei ist festzuhalten, dass sich weder aus dem Gesetzeszweck noch aus dem Anwendungsbereich des EEG ein Vorrang der Stromerzeugung vor den Belangen des Umwelt- und Naturschutzes einschließlich des Artenschutzes ergibt.
- h) Auch § 23 Absatz 5 Satz 1 Nr. 2, 1. Alternative EEG, wo als Voraussetzung für eine Vergütung auf die „Erreichung eines guten ökologischen Zustands“ abgestellt wird, dient dem in § 27 Absatz 1 Nr. 2 WHG entsprechend der Wasserrahmenrichtlinie festgelegten gleichlautenden Be-

wirtschaftungsziel. Zur 2. Alternative in § 23 Absatz 5 Satz 1 Nr. 2 EEG, die auf die wesentliche Verbesserung des ökologischen Zustands abstellt, wird im folgenden Satz festgehalten, dass diese Verbesserung „in der Regel vorliegt“, wenn unter anderem „die biologische Durchgängigkeit wesentlich verbessert“ wurde und dies unter „Beachtung der jeweiligen Bewirtschaftungsziele erforderlich ist, um einen guten Zustand zu erreichen.“ Auch hier steht damit die wesentliche Verbesserung des Fischartenschutzes im Mittelpunkt. In diesem Sinn ist für die Vertreter fischereilicher Belange entscheidend, ob durch das beantragte Vorhaben diese „wesentliche Verbesserung“ des Fischartenschutzes eintreten wird.

1.3.2 Festlegung von Maßnahmen auf Grund des Vorbehalts nachträglicher Inhalts- und Nebenbestimmungen der wasserrechtlichen Erlaubnis, Bewilligung und Planfeststellung (§§ 13 Absatz 2 Nr. 2 Buchst. a und 70 WHG)

a) Nach § 13 Absatz 2 Nr. 2 Buchst. a WHG kann die Wasserrechtsbehörde durch Inhalts- und Nebenbestimmungen in einer wasserrechtlichen Erlaubnis, Bewilligung oder Planfeststellung (unter Heranziehung von § 70 WHG, der auf § 13 WHG Bezug nimmt) nachträglich insbesondere auch Maßnahmen anordnen, die in einem Maßnahmenprogramm nach § 82 enthalten oder zu seiner Durchführung erforderlich sind, wie zum Beispiel

die Herstellung der Durchgängigkeit eines Gewässers. Hier kommt dem Inhalt der Maßnahmenprogramme und ihren Fortschreibungen, soweit sie Anforderungen für den Fischartenschutz enthalten, entscheidende Bedeutung zu. In dem Zusammenhang haben die Fischereivereine, soweit sie anerkannte Naturschutzverbände sind, die Möglichkeit der Klageeinlegung im Hinblick auf den Inhalt des Maßnahmenprogramms bei der Gewährleistung der Belange der Fischfauna. Hier sind auch die Berufsfischer im Zusammenwirken mit den Fischereivereinen einzubeziehen.

- b) Die durchgeführten Bestandsaufnahmen mit dem ergänzenden Monitoring bei den Gewässern im Vollzug der Wasserrahmenrichtlinie zeigten bereits, dass es insbesondere gilt die Durchgängigkeit oberirdischer Gewässer für die Fischfauna wesentlich zu verbessern. Allgemein ist bei den Durchgängigkeitsproblemen anzunehmen, dass es bei den großen Wasserkraftanlagen eher zu Verbesserungen kommen wird, als bei der Vielzahl kleiner Wasserkraftanlagen. Hinzukommt – zumindest in Bayern -, dass Gewässerentwicklungskonzepte für die größeren Gewässer (Gewässer 1. und 2. Ordnung) inzwischen weitgehend vorliegen, während bei Gewässern 3. Ordnung noch größere Defizite bestehen.

II. Neue Vorschriften

1. Fortbestand alter Rechte und Befugnisse für Wasserkraftanlagen

Der in der Anhörung der Verbände durch das Bundesumweltministerium zum Entwurf des Umweltgesetzbuchs (UGB) –Buch II Wasserwirtschaft- vorgetragene Vorschlag den Erlass des UGB zum Anlass zu nehmen alte Rechte und Befugnisse für Wasserkraftanlagen in eine dem neuen Wasserrecht entsprechende Gestattung überzuführen, wurde im in den Bundestag eingebrachten Gesetzentwurf nicht aufgenommen; also auch nicht der Hinweis berücksichtigt, dass es für alle Beteiligten (Wasserkraftanlagenbetreiber, Fischereiausübende und Wasserrechtsbehörden) sinnvoller und zeitgemäß ist, den Erlass eines neuen WHG zum Anlass einer entsprechenden Umgestaltung des Wasserrechts zu nehmen. Dieser Vorschlag wurde auch im neuen Wasserhaushaltsgesetz, das an Stelle eines Umweltgesetzbuchs erlassen wurde, nicht aufgenommen.

2. Mindestwasserführung (§ 33 WHG)

2.1 Durch § 33 WHG wird ein wichtiger Beitrag zur Erreichung der durch die Wasserrahmenrichtlinie vorgegebenen Bewirtschaftungsziele nach §§ 27 bis 30 WHG geleistet, indem in den bestehenden wasserrechtlichen Bescheiden für Wasserkraftanlagen nachträglich konkrete Festlegungen zur

Mindestwasserführung ermöglicht werden. Hier geht es darum, Abweichungen von den jeweils gewässertyp-spezifischen Lebensgemeinschaften auf ein geringfügiges Maß zu beschränken. Bei Ausleitungen aus dem „Mutterbett“ in einen Triebwerkskanal darf deshalb im Mutterbett nicht nur ein „Restwasser“ verbleiben.

2.2 Auch hier wird es, um diese Vorschrift „mit Leben zu erfüllen“, entscheidend auf den beim Fischartenschutz einzu-bringenden Sachverstand ankommen und damit auf alle am jeweiligen Gewässer aktiven Fischereiberechtigten und Fischereivereine, die die erforderlichen Anstöße für ein Tätigwerden des wasserrechtlichen Vollzugs geben.

3. Durchgängigkeit der Fließgewässer (§ 34 WHG)

3.1 Die Durchgängigkeit für Gewässerorganismen, und damit insbesondere für Fische, hat für die ökologische Funk-tionsfähigkeit und damit die Erreichung des guten Zustands des oberirdischen Gewässers größte Bedeutung. Die Durch-wanderbarkeit von Stauanlagen im Sinne eines schadlosen Passierens ist Grundbedingung für die Besiedlung des Gewässers mit wandernden Fischarten wie Salmoniden und Aalen. Durch die Aufnahme des § 34 in das WHG 2010 wurde eine vereinheitlichende Vorgabe zur Erreichung der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie geschaffen.

- 3.2 Die Forderung auf Durchgängigkeit betrifft sowohl die Zulassung künftiger Wasserkraftnutzungen durch die Errichtung geeigneter Einrichtungen und Betriebsweisen (Absatz 1), als auch vorhandene Wasserkraftnutzungen mit dem Erlass entsprechender Anordnungen (Absatz 2) und erfordert entsprechende Festlegungen in den wasserrechtlichen Bescheiden. Auch hier wird es entscheidend auf die Hinweise der Fischereiberechtigten und Fischereivereine auf Grund ihrer Erkenntnisse vor Ort in wechselseitiger Abstimmung ankommen.
- 3.3 Absatz 3 stellt klar, dass die erforderlichen Maßnahmen zur Erhaltung der Wiederherstellung der Durchgängigkeit bei Stauanlagen an Bundeswasserstraßen von der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes hoheitlich durch geführt werden. Die erforderlichen Maßnahmen erfolgen hierbei im Einvernehmen mit der Wasserwirtschaftsverwaltung des jeweils zuständigen Landes (§ 4 Bundeswasserstraßengesetz). Es bleibt abzuwarten, ob sich diese Neuregelung in der künftigen Praxis bewähren wird. Für die Bundeswasserstraßen wird derzeit ein bundesweites Priorisierungsprojekt zur Verbesserung der Durchgängigkeit erstellt. Die einzelnen Umsetzungsschritte sollen auch mit den Wasserkraftanlagenbetreibern abgestimmt werden.

4. Wasserkraftnutzung (§ 35 WHG)
- 4.1 Während § 34 WHG eine anlagenbezogene Spezialregelung für Einrichtungen und Vorkehrungen zum Aufstauen von Gewässern ist, tritt für Stauanlagen in Verbindung mit der Wasserkraftnutzung § 35 WHG hinzu.
- 4.2 Nach Absatz 1 „darf die Nutzung von Wasserkraft nur zugelassen werden, wenn geeignete Maßnahmen zum Schutz der Fischpopulation ergriffen werden.“ Eine Maßnahme ist nur dann „geeignet“, wenn sie sicherstellt, dass die Reproduzierbarkeit der Arten durch die Wasserkraftnutzung gewährleistet bleibt (Populationsschutz). Damit soll sichergestellt werden, dass Fische bei ihrer Wanderung grundsätzlich unbeschadet an der Wasserkraftanlage vorbei kommen.
- 4.3 Diese Formulierung ist in ihrer Abstraktheit und Unbestimmtheit nur bedingt geeignet, den Kraftwerksbetreiber dazu zu befähigen, die Rechtslage anhand dieser Regelung zu erkennen, damit er sein Verhalten danach richten kann – also anhand der Charakterisierung der Fischregion, des Umfangs des Fischbestands sowie des Laich- und Wanderverhaltens der betroffenen Arten. Zur Schaffung der Rechtsicherheit ist daher ein gesonderter feststellender Verwaltungsakt der zuständigen Kreisverwaltungsbehörde unter Beachtung des Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes erforderlich.

- 4.4 Gerade bei Absatz ist es notwendig, dass Fischereiberechtigte und Fischereivereine die Denkanstöße durch vorhandene Erkenntnisse der Wasserwirtschaftsbehörde oder der anordnenden Behörde zur Kenntnis zu geben.
- 4.5 Nach § 35 Abs. 3 WHG prüft die zuständige Behörde, ob an Staustufen und sonstigen Querverbauungen, die am 1.3.2010 bestanden und deren Rückbau zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele (§§ 27 – 31 WHG) auch langfristig nicht vorgesehen ist, eine Wasserkraftnutzung nach den Standortgegebenheiten möglich ist. Das Ergebnis der Prüfung wird der Öffentlichkeit in geeigneter Weise zugänglich gemacht. Erst die Zukunft wird zeigen, welche Folgen diese Vorschrift haben wird. Maßgebend ist nach dem Willen des Gesetzgebers die Zulassungsfähigkeit einer Wasserkraftnutzung im Hinblick auf die jeweiligen Standortgegebenheiten. Hierbei ist zu unterstellen, dass die anlagenbezogenen Anforderungen nach Absatz 1 erfüllt werden. Gegenstand der Prüfung ist dagegen nicht die Zulassungsfähigkeit der Wasserkraftnutzung durch eine im Einzelfall vorgesehene bestimmte Anlage (Bundestag-Drucksache 16/12275 vom 17.3.2009, S. 61/62). Nach § 35 Absatz 3 Satz 2 WHG ist das Ergebnis der Öffentlichkeit in geeigneter Weise zugänglich zu machen. Wichtig ist hierbei, dass in dieser öffentlichen Anhörung die fischereilichen Belange überzeugend eingebracht werden.

5. Gewässerrandstreifen (§ 38 WHG)
 - 5.1 Nach § 38 WHG dienen Gewässerrandstreifen der Erhaltung und Verbesserung der ökologischen Funktionen oberirdischer Gewässer, der Sicherung des Wasserabflusses sowie der Verminderung von Stoffeinträgen aus diffusen Quellen (Absatz 1). § 38 ist das Beispiel einer Erschwerung der insgesamt versuchten Vereinheitlichung bestehender Landesvorschriften durch den Bund.
 - 5.2 Nach Absatz 3 Satz 1 ist der Gewässerrandstreifen im Außenbereich 5 Meter breit. Nach Absatz 3 Satz 2 können die Länder davon abweichende Regelungen treffen. Gerade diese Abweichungsregelungen der Länder können insbesondere im Zusammenhang mit Landesgrenzen überschreitenden Gewässern zu einer nicht zu unterschätzenden Bedeutung bei einer erforderlichen ordnungsgemäßen länderübergreifenden Koordinierung führen. Diese fortlaufende Koordinierung zwischen den Ländern und auch innerhalb eines Landes zwischen den Ober- und Unterliegern eines Gewässers zur Erreichung und den Fortbestand der geforderten Umweltziele durch die Maßnahmen- und Bewirtschaftungsplanung wird dadurch erschwert.
 - 5.3 Besondere Schwierigkeiten dürfte die Koordinierung der Bewirtschaftungsziele des Gewässers dann machen, wenn, wie in Bayern nach Artikel 21 Absatz 1 Satz 1 und 2 des neuen Bayer. Wassergesetzes, die Festlegung der Ge-

wässerrandstreifen durch Vereinbarung mit den Grundstückseigentümern erfolgen kann. Hier wurden vom Gesetzgeber die Möglichkeiten für eine ordnungsgemäße Koordinierung überschätzt. Auch hier ist die Schaffung der Gewässerrandstreifen und ihre Ausgestaltung vor Ort im Interesse der fischereilichen Belange aufmerksam zu verfolgen.

Literatur

Braun, M. (2010): Das neue Wasserwasserhaushaltsgesetz und die Fischerei. Fischwaid Heft 1: 10 – 12.

Caßer-Pfeiffer, S. (2010): Das Gesetz zur Neuregelung des Wasserrechts, Zeitschrift für Wasserrecht. Heft 1: 1 – 31.

Knopp, G.-M. (2010): Das neue Wasserhaushaltsrecht, Verlag C.H. Beck, München.

Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie – Chancen für den Fischartenschutz in Bayern

Michael Schubert

Zusammenfassung

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist ein grenzübergreifendes Regelwerk, das dem Ziel dient, bis zum Jahr 2015 neben dem guten chemischen Zustand für alle natürlichen Gewässer den guten ökologischen Zustand und für alle künstlichen bzw. durch menschliche Nutzung erheblich veränderten Gewässer das gute ökologische Potential herbeizuführen.

Die WRRL fordert unter anderem die Überwachung des ökologischen Zustandes der Oberflächengewässer anhand biologischer Qualitätskomponenten. Dabei kommt den Fischbeständen eine hohe Bedeutung zu, indem sie als Zeigerorganismus einer Beurteilung bezüglich ihrer Artenzusammensetzung, Häufigkeit und Altersstruktur unterzogen werden. Das Richtlinienziel, ein guter ökologischer Zustand der Gewässer, ist erreicht, wenn der aktuelle Fischbestand nur geringfügig vom potentiell natürlichen, vom Menschen unbeeinflussten Zustand abweicht.

Die Planung und Durchführung lebensraumverbessernder Maßnahmen für Bayerns Fließgewässerfauna stellen einen wesentlichen Punkt bei der Umsetzung der WRRL dar. Somit sind von der Umsetzung der WRRL und der damit verbundenen Verbesserung der aquatischen Lebensräume positive Auswirkungen auf die Fischbestände zu erwarten, die anhand einiger Beispiele dargelegt werden. Zusätzlich erfahren die Fische durch die WRRL eine gesteigerte Bedeutung in der Öffentlichkeit sowie der Naturschutz- und Umweltverwaltung. Darüber hinaus können die im Rahmen des WRRL-Monitorings gewonnenen Informationen zu den Fischlebensgemeinschaften für verschiedene fischereiliche Fragestellungen genutzt werden.

Die konzeptionelle Umsetzung der WRRL zeigt jedoch auch Grenzen bei den Möglichkeiten des Fischartenschutzes auf, da das fischereiliche Monitoring z. B. nicht flächendeckend durchgeführt werden kann und sich auf Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet ab 10 km² beschränkt.

Fischereiliche Gewässerüberwachung in Bayern

Gemäß WRRL sind alle Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet von mindestens 10 km² und Standgewässer mit einer Wasserfläche von wenigstens 50 ha zu überwachen und hinsichtlich ihres ökolo-

gischen Zustands zu bewerten. Dies entspricht in Bayern ca. 23.000 km Fließgewässer und 54 Seen.

Grundlage bei der Auswahl fischereilicher Monitoringstrecken in Bayern war die vorgegebene Abgrenzung der Oberflächenwasserkörper (OWK) und deren Einstufung hinsichtlich ihrer strukturellen/hydromorphologischen Zielerreichung. Da die Fischbestände vorwiegend als Anzeiger struktureller Defizite herangezogen werden, beschränkt sich die fischereiliche Überwachung mit wenigen Ausnahmen auf OWK, für die die wasserwirtschaftliche Bestandsaufnahme einen nicht mindestens guten strukturellen Gewässerzustand ergeben hat.

Die Fischbestandserhebungen zur Überwachung des ökologischen Fließgewässerzustands werden von den Bezirksfachberatungen für Fischerei, dem Landesamt für Umwelt (LfU) in Wielenbach und dem Institut für Fischerei (IFI) in Starnberg mit Unterstützung des Landesfischereiverbandes Bayern (LFV) durchgeführt. Im ersten Bewirtschaftungszeitraum (2003 bis 2009) wurden 611 Fischbestandserhebungen verteilt auf 259 Fließgewässerstrecken durchgeführt. Für den zweiten Bewirtschaftungszeitraum (2009 bis 2015) sind 1.151 Fischbestandserhebungen in 521 Fließgewässerstrecken vorgesehen.

Zur Erfassung der aktuellen Fischbesiedelungen der 12 fischereilich überwachungsrelevanten bayerischen Seen werden keine gezielten Fischbestandserhebungen vorgenommen, sondern bereits erhobene Fischbestandsdaten und Fangergebnisse/-statistiken der Berufs- und Angelfischerei herangezogen.

Fischbasierte Bewertung des ökologischen Zustands bayerischer Gewässer

In Bayern erfolgt die fischbasierte Fließgewässerbewertung gemäß WRRL mit dem auf Bundesebene entwickelten Bewertungssystem fiBS (Dußling 2008; Dußling et al. 2004). fiBS legt die Bewertung des ökologischen Zustands des zu untersuchenden Gewässerabschnitts anhand der Klassifizierung verschiedener fischökologischer Qualitätsmerkmale zu Grunde (Abb. 1). Die Klassifizierung erfolgt, indem der numerische Parameter des Probenahmeergebnisses mit dem entsprechenden Parameter der Referenz-Fischzönose verglichen und die festgestellte Abweichung anhand festgelegter Kriterien bewertet wird.

Die zur Bewertung des ökologischen Gewässerzustands erforderlichen fischfaunistischen Referenzen, wurden für Bayern unter Verwendung historischer und aktueller Fischbestandsdaten und Angaben zur Gewässerstruktur rekonstruiert.

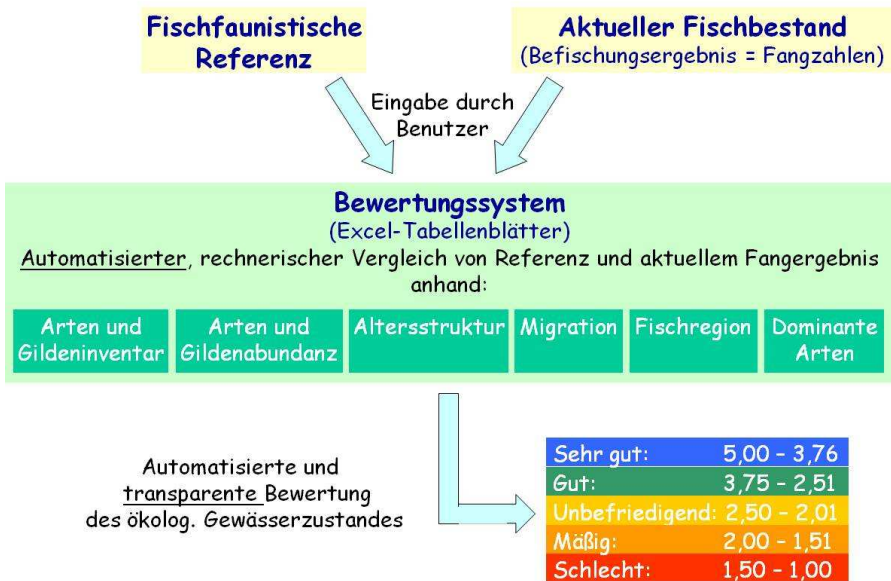


Abb. 1: Vereinfachte Darstellung der Gewässerbewertung mit fiBS.

Die Bewertungsergebnisse werden gemeinsam von den Fachberatungen für Fischerei der bayerischen Bezirke, dem LfU und dem IFI plausibilisiert. Hierbei ist u. a. der Einfluss fischfressender Vögel auf die untersuchten Fischbestände und Zustandsbewertungen zu berücksichtigen. Gegenstand der WRRL ist der chemische und ökologische Zustand des Gewässers, der maßgeblich von der Struktur, der biologischen Durchgängigkeit und dem Abflussverhalten der Fließgewässer bestimmt wird. Diese Gewässermerkmale bleiben vom Fraßdruck, den z. B. Kormorane und Gänsesäger auf die Fischbestände ausüben, sowie von fischereilichen Besitzmaß-

nahmen unbeeinflusst. Die Berücksichtigung von Fraßdruck und Fischbesatz vorausgesetzt, liefern die Befischungs- und Bewertungsergebnisse wichtige Informationen zum Fischarteninventar sowie den relativen Dominanzverhältnissen der einzelnen Fischarten. Ferner ist über deren Lebensraumsprüche eine Bewertung des ökologischen Gewässerzustands möglich. Dabei kommt es weniger auf die nachgewiesene Fischmenge an, sondern eher auf die Anzahl vorhandener Arten. So ist beispielsweise der Nachweis der natürlichen Vermehrung strömungsliebender, kieslaichender Arten für die Bewertung des Fließgewässers entscheidend und nicht unbedingt die Fischmenge. Vom Bewertungsverfahren wird jedoch ein Richtwert für die zur Bewertung erforderliche Mindestfischzahl vorgegeben. Für bayerische Gewässer liegt dieser Wert für die Äschenregion größerer Fließgewässer bei ca. 600 Fischen und für den Donaustrom bei ca. 1300 Fischen bezogen auf eine insgesamt zu befischenden Strecke zwischen 400 und 9000 Meter. Eine Unterschreitung dieser Mindestindividuenzahl und die hierfür verantwortlichen Ursachen, wie z. B. der Fraßdruck durch Vögel, werden bei der Plausibilisierung der Bewertungsergebnisse in vollem Umfang berücksichtigt. Die plausibilisierten Bewertungsergebnisse werden vom LfU mit anderen wasserwirtschaftlichen Qualitätskomponenten verschnitten.

Die fischereiliche Bewertung des ökologischen Zustands der bayerischen Seen erfolgte für den ersten Bewirtschaftungszeitraum

auf Basis einer Experteneinschätzung. Für den zweiten Bewirtschaftungszeitraum soll ein spezielles Bewertungsverfahren zur Anwendung kommen, das derzeit am Institut für Binnenfischerei e.V. in Potsdam-Sacrow entwickelt wird.

Aktueller Zustand der Fischbestände bayerischer Fließgewässer

Mit der zu Beginn des 19. Jahrhunderts einsetzenden Industrialisierung und der damit verbundenen intensivierten Landnutzung wurden die Fließgewässer in zunehmendem Maße vom Menschen verändert. Durch Begradigungen, Regulierungen, Quer- und Längsverbauungen wurde das Abflussgeschehen weitgehend vereinheitlicht. Seitengewässer, Altarme und Überflutungsbereiche wurden vom Hauptfluss abgetrennt. Die wasserbaulichen Maßnahmen hatten in den meisten Fällen verheerende Auswirkungen auf die Fischfauna, da die für Fische wichtigen Lebensraumstrukturen, wie etwa Kiesbänke, Flachufer, Buchten, Gumpen, Prall- und Gleithänge sowie die Vernetzung mit der Aue verschwanden.

Der darüber hinaus wirkende massive Einfluss fischfressender Vögel auf die bayerischen Fischpopulationen ist hinreichend bekannt und muss an dieser Stelle nicht näher erörtert werden.

Die verschiedenen Gefährdungsfaktoren führten während der letzten drei Jahrzehnte zu einem drastischen Rückgang der Fließgewässerpopulationen, weshalb 91 % der in Bayern heimischen Fließgewässerfischarten aktuell als gefährdet eingestuft werden (Bayrisches Landesamt für Umweltschutz 2003).

Die Ergebnisse des WRRL-Fischmonitorings spiegeln die in den Fließgewässern Bayerns vorherrschenden strukturellen Defizite wider. In zwei Drittel der im ersten WRRL-Bewirtschaftungszeitraum untersuchten 259 Gewässerstrecken sind die zur natürlichen gewässertypischen Fauna zählenden Fischarten noch weitgehend nachzuweisen. Jedoch sind in über 80 % der betroffenen Fließgewässerstrecken die Häufigkeiten der einzelnen Fischarten weit von den Verhältnissen natürlicher ungestörter Fischlebensgemeinschaften entfernt (Abb. 2). Besonders hervorzuheben ist hierbei das Fehlen bzw. der oft verschwindend geringe Anteil an Mittel- und Langdistanzwanderfischarten wie z. B. der Nase. Gemäß fischökologischer Bewertung befinden sich dementsprechend ca. 70 % der beprobten Fließwasserkörper in einem mäßigen bis schlechten ökologischen Zustand. Hier ist Handlungsbedarf angezeigt, um das Ziel der WRRL, den „Guten ökologischen Zustand“, in den nächsten Jahren herbeizuführen. Hieraus ergeben sich Chancen für den Fischartenschutz.

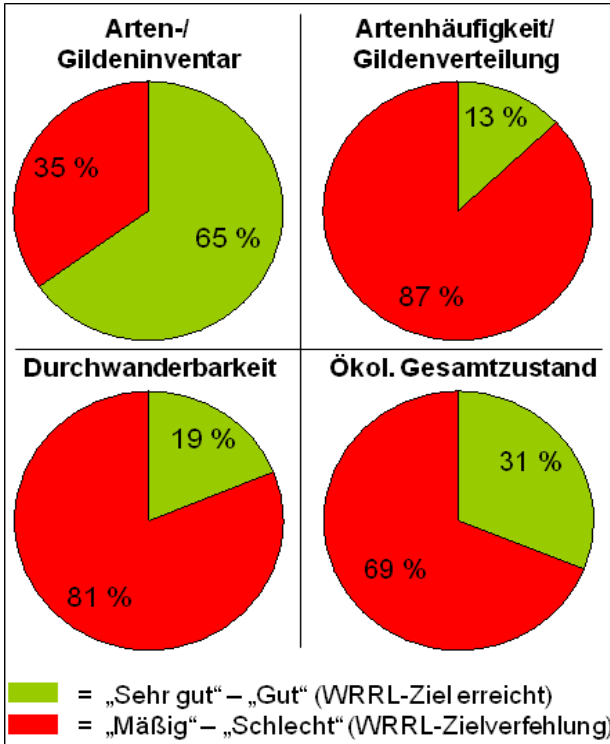


Abb. 2: Bewertung von Fischarten-/gildeninventar, Fischartenhäufigkeit und Fischgildenverteilung, Durchwanderbarkeit sowie fischökologischem Gesamtzustand bayerischer Fließgewässer (259 Befischungsstrecken) im ersten WRRL-Bewirtschaftungszeitraum (2003 – 2009).

Chancen für den Fischartenschutz

Die Renaturierung der Fließgewässer wird seit vielen Jahren von den bayerischen Fischereiverbänden, Fischereivereinen und Fischereifachstellen gefordert, und auch durch Eigeninitiative gefördert. Beispielhaft zu erwähnen sind in diesem Zusammenhang die vom Landesfischereiverband Bayern e.V. herausgegebenen Druck-

schriften zur Restaurierung von Kieslaichplätzen (LFV 2007), zur Restaurierung und Entwicklung von Fließgewässern (LFV 2010) sowie die in Zusammenarbeit mit dem Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft (neuerdings Landesamt für Umwelt) verfasste Broschüre zur Bedeutung von Totholz in Fließgewässern (LFV & LfW 2005).

Die Planung und Durchführung lebensraumverbessernder Maßnahmen für Bayerns Fließgewässerfauna stellen einen wesentlichen Punkt bei der Umsetzung der WRRL dar und sind in vielen Fällen Grundvoraussetzung, um das Ziel der WRRL, den „guten ökologischen Zustand“ bzw. das „gute ökologische Potential“, langfristig verwirklichen zu können. In den Maßnahmenprogrammen der wasserwirtschaftlichen Bewirtschaftungspläne sind daher neben der Schaffung eines ökologisch verträglichen Abflussgeschehens unter anderem folgende Renaturierungsmaßnahmen enthalten:

- Wiederherstellung der Durchgängigkeit (Längs- und Quervernetzung).
- Rücknahme von Ufer- bzw. Sohlverbau und Zulassen der natürlichen morphologischen Entwicklung.
- Schaffen von Strukturen zur Habitatverbesserung im Gewässer (z. B. Totholz einbringen).
- Vermindern und Beseitigen der Verschlammung des Gewässerbetts.
- Ufergehölzsaum / Auwald erhalten bzw. entwickeln lassen.

Somit sind von der Umsetzung der WRRL und der damit verbundenen Verbesserung der aquatischen Lebensräume positive Auswirkungen auf die Fischbestände zu erwarten, die nachfolgend exemplarisch dargelegt werden:

Wiederherstellung/Verbesserung der biologischen Durchgängigkeit:

Die Wiederherstellung/Verbesserung der biologischen Durchgängigkeit wurde in Bayern in den vergangenen Jahren auf pragmatischem maßnahmenorientierten Weg im Rahmen der Gewässerunterhaltung, des Gewässerausbaus sowie von Wasserrechtsverfahren für Wasserkraftanlagen verfolgt.

Die biologische Durchgängigkeit ist eine wesentliche Voraussetzung zur Erreichung des guten ökologischen Gewässerzustands (siehe Abb. 2). Dementsprechend wird zur Umsetzung der WRRL zusätzlich zur bisher gängigen Praxis auf strategischer Planungsebene die systematische Verbesserung der Durchgängigkeit in einem bayernweiten Gesamtkonzept angegangen. Durch die strategische Vorgehensweise kann die mit den verfügbaren Mitteln maximal mögliche Verbesserung für die Fischbestände in vergleichsweise kurzem Zeitraum erreicht werden.

Flussbettaufweitung und Steigerung der Uferdynamik: Beispiel Isar bei München:

Der im Rahmen des sogenannten „Isarplans“ im Stadtbereich von München durchgeführte Rückbau des stark eingeeengten, kanalartigen Flussbetts (Abb. 3) in ein in seiner Breite variierendes Flussbett mit umlagerungsfähigen Kiesbänken und Kiesinseln (Abb. 4) hat die Verfügbarkeit geeigneter Fischbrutlebensräume erhöht, was zu einer arten- und individuenreicheren Fischlebensgemeinschaft geführt hat (Tab. 1).



Abb. 3: Kanalartiges Gewässerbett der Isar im innerstädtischen Bereich vor Durchführung der naturnahen Flussbaumaßnahmen (Foto Wasserwirtschaftsamt München).



Abb. 4: Aufgeweitetes strukturreiches Gewässerbett der Isar im innerstädtischen Bereich nach Durchführung der naturnahen Flussbaumaßnahmen (Foto Wasserwirtschaftsamt München).

Tab. 1: Nachgewiesene Fischbrutlebensgemeinschaften vor und nach Renaturierung der Isar im Stadtgebiet von München. *Gebunden an lokal begrenzte Totholzansammlung (Schubert unveröffentlicht).

	Nachgewiesene Fischbrut	
	vor Renaturierung	nach Renaturierung
	(25.07.2006)	(04.08.2008)
Aitel	-	regelmäßig
Äsche	-	Einzelnachweis
Bachforelle	-	Einzelnachweis
Barbe	Einzelnachweis	regelmäßig
Elritze	vereinzelt*	häufig
Gründling	-	Einzelnachweis
Hasel	-	vereinzelt
Laube	-	vereinzelt
Nase	-	Einzelnachweis
Schneider	vereinzelt*	regelmäßig

Verminderung/Beseitigen der Verschlammung des Gewässerbetts und Restwassermenge:

Häufige Probleme in Bayerns Fließgewässern sind die aufgrund menschlicher Aktivitäten hervorgerufene Verschlammung von Kieslaichplätzen, sowie das künstlich veränderte Abflussgeschehen zahlreicher Fließgewässer (ungenügende Restwassermengen, Schwellbetrieb). Derartige negativ auf die Fischlebensgemeinschaften wirkende Effekte lassen sich mit der fischökologischen Gewässerbewertung gemäß WRRL abbilden und entsprechender Handlungsbedarf ableiten.

Bedeutung der Fische in der Öffentlichkeit:

Aufgrund ihres hohen Stellenwerts bei der Bewertung des ökologischen Gewässerzustands gemäß WRRL erfahren die Fische eine gesteigerte Bedeutung in der Öffentlichkeit sowie in der Naturschutz- und Umweltverwaltung. Darüber hinaus können die im Rahmen des WRRL-Monitorings gewonnenen Informationen zu den Fischlebensgemeinschaften für verschiedene fischereiliche Fragestellungen genutzt werden.

Grenzen des Fischartenschutzes

Die konzeptionelle Umsetzung der WRRL zeigt u. a. folgende Grenzen bei den Möglichkeiten des Fischartenschutzes auf:

Das fischereiliche Monitoring findet nicht flächendeckend statt, sondern beschränkt sich auf Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet ab 10 km² und Seen ab 50 ha Wasserfläche. Zudem konzentrieren sich die Fischbestandserhebungen in Bayern derzeit auf bekanntermaßen strukturell degradierte Fließgewässer. Somit bleiben Fischlebensgemeinschaften von Klein- und Kleinstgewässern (z. B. Schlammpeitzger) unberücksichtigt.

Eine referenzbezogene Bewertung des ökologischen Zustands von Auegewässern nach den Vorgaben der WRRL ist, wenn überhaupt, nur schwer umsetzbar. Auetyrische Fischarten wie der Bitterling und natürlicherweise nur in geringer Anzahl im Fließgewässer vorkommende Fischarten wie z. B. der Huchen oder die Donaubarscharten sind bei der Bewertung des ökologischen Gewässerzustands mit fiBS als Indikatorarten, bezogen auf den Gesamtfischbestand, von vergleichsweise geringer Bedeutung.

Die Umsetzung der WRRL liefert in Bayern damit zwar keinen unmittelbaren Ansatz für den Schutz der oben bezeichneten Fischarten, jedoch stellt z. B. die FFH-Richtlinie rechtliche und methodische Grundlagen zum Schutz der betreffenden Arten und ihrer Lebensräume zur Verfügung.

Fischgemeinschaften eignen sich bedingt zur Einschätzung des ökologischen Zustands bayerischer Seen. Im Vergleich zu den

Fließgewässern weisen die Seen geringere strukturelle Defizite auf, die anhand des Fischbestands aufgezeigt werden können. Methodisch bedingt gestaltet sich die fischbasierte Bewertung von Seen nach Vorgaben der WRRL im Vergleich zu den Fließgewässern jedoch weitaus schwieriger. In Bayern beschränkt sich das fischereiliche Monitoring auf zwölf größere Seen, weshalb die direkte Ableitung eventueller Möglichkeiten zum Fischartenschutz begrenzt ist. Dennoch geben die Bewertungsergebnisse der anderen, an einer größeren Zahl von Seen untersuchten biologischen Zeigerorganismen (wirbellose Tiere, Pflanzen, Algen), wichtige Hinweise auf erforderliche Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Gewässerzustands. Diese können sich wiederum positiv auf die entsprechenden Fischlebensräume und Fischlebensgemeinschaften auswirken.

Schlussfolgerung

Die WRRL ist ein hilfreiches und breit angelegtes Instrument, um die vielfältigen Ursachen anzugehen, welche die Qualität der Fließgewässer als Fischlebensräume beeinträchtigen. Hierzu liefert das in den vergangenen Jahren durchgeführte und in den nächsten Jahren fortzuführende fischereiliche Monitoring einen maßgeblichen Beitrag. Die Fischbestandserhebungen und die darauf basierende Bewertung des ökologischen Gewässerzustands liefern anhand des Zeigerorganismus „Fisch“ einerseits essentielle Informationen zu

Belastungsursachen und Störfaktoren in den Gewässern. Die Ergebnisse des Monitorings werden andererseits dazu herangezogen, Maßnahmen einzuleiten, die aus fischökologischer Sicht zur Verbesserung der Fischlebensräume in Fließgewässern erforderlich sind. Die Umsetzung der WRRL entspricht damit weitgehend den bereits seit langem von Seite der Fischerei erhobenen Forderungen zur Verbesserung von menschlich beeinflussten Gewässerlebensräumen und liefert einen bedeutenden Beitrag zum Fischartenschutz.

Literatur

Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (2003): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns.

Dußling, U. (2008): fiBS 8.0 – Softwareanwendung, Version 8.0.6 zum Bewertungsverfahren aus dem Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur fischbasierten Klassifizierung von Fließgewässern gemäß EG-WRRL. Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg:
http://www.landwirtschaft-bw.info/servlet/PB/menu/1116288_11/index1215610192432.html

Dußling, U., Berg, R., Klinger, H. & Wolter, C. (2004): Assessing the Ecological Status of River Systems Using Fish Assemblages. Handbuch Angewandte Limnologie 20. Erg.Lfg. 12/04: 1-84.

Landesfischereiverband Bayern e.V. (2007): Die Restaurierung von Kieslaichplätzen. Herg.: Landesfischereiverband Bayern e.V., München: 26 Seiten.

Landesfischereiverband Bayern e.V. (2010): Lebensraum Fließgewässer – Restaurieren und Entwickeln. Herg.: Landesfischereiverband Bayern e.V., München: 76 Seiten.

Landesfischereiverband Bayern e.V.; Landesamt für Wasserwirtschaft (2005): Totholz bringt Leben in Flüsse und Bäche. Herg.: Landesfischereiverband Bayern e.V., München: 47 Seiten.

Fischartenschutz in großen Flüssen unter dem Einfluss der Nutzungen

Kurt Seifert

Zusammenfassung

Die Anfänge menschlicher Eingriffe in das Fluss-Aueökosystem der großen Flüsse reichen weit in die Vergangenheit zurück. Bereits im Zuge der sogenannten Mittelwasserkorrekturen oder „Rektifikationen“, die an den großen mitteleuropäischen Flüssen und Strömen im wesentlichen zwischen 1830 und 1890 zum Schutz der bewohnten und bewirtschafteten Auengebiete vor Hochwasser und zur Gewinnung von wertvollem Acker-/Weideland durchgeführt wurden, kam es zu einschneidenden Veränderungen. Nebenarme oder Flussschleifen wurden dabei abgeschnitten und stillgelegt. Begradigung und Laufverkürzung und die damit verbundenen erhöhten Fließgeschwindigkeiten und Schleppkräfte führten zum Abtrag der Flusssohle und zu einer sukzessiven Eintiefung des Flussbettes. Im gleichen Zuge sanken die Grundwasserspiegel in der begleitenden Flussaue ab. Ebenso gingen die Häufigkeit und die Intensität der Überflutungsereignisse zurück, welche für die Regeneration der Auelebensräume und Lebensgemeinschaften von zentraler Bedeutung sind. Für die natürliche Fischfauna der großen Ströme, die an die Vielfalt der unterschiedlichen Lebensraumtypen im Hauptstrom,

Nebenarmen, Altarmen und sonstigen Auegewässer insbesondere an die hochgradige Vernetzung zwischen Hauptstrom und Auelebensräume in hohem Maße angepasst ist, stellten diese Veränderungen eine erste tiefgreifende und nachhaltige Verschlechterung ihrer Lebens- und Überlebensbedingungen dar.

Der weitergehende Ausbau der großen Fließgewässer diente dann ab Ende des neunzehnten Jahrhunderts und in den ersten Jahren des 20. Jahrhunderts in erster Linie der Förderung der Schifffahrt. Gleichlaufend wurde die Nutzung der Flüsse als Vorfluter für die ungereinigten häuslichen, kommunalen und industriellen Abwässer zunehmend intensiviert. Dies stellte einen weiteren drastischen Einschnitt für die Flussfischfauna insbesondere für jene Arten dar, die auf gute Sauerstoffversorgung und Wasserqualität angewiesen sind. Auch die fischereiwirtschaftliche Nutzung, insbesondere der Fang der wirtschaftlich bedeutenden Langstreckenwanderer wie der Lachs und die Störartigen nahm immer intensivere Formen an und brachte manche Arten (Stör im Rheinsystem) an den Rand ihrer Existenz.

Als finaler Schritt im Ausbauprozess folgte der Bau von Staustufen, welche sowohl die Stützung der Flusssohle und damit die Begrenzung der Eintiefung als auch die energetische Nutzung des Flusses durch Wasserkraftanlagen zum Ziel hatten. Der Aufstau führte zwangsläufig zu weiteren erheblichen Eingriffen in die

ökologische Funktionsfähigkeit der Fluss-Auesysteme der große Flüsse und Ströme. Der Verlust von strömungsgeprägten Habitaten, die Abschwächung von flussspezifischen Prozessen ebenso wie die Barrierewirkung der Querbauwerke, stellen vor allem für die Flussfische, welche auf solche Fließgewässereigenschaften, insbesondere auf die ökologische Durchgängigkeit flussauf- wie flussabwärts zwingend angewiesen sind, schwerwiegende Beeinträchtigungen dar.

Die wesentlichen Auswirkungen der menschlichen Nutzungen auf die Fischfauna, die davon ausgehenden Beeinträchtigungen und Schädigungen der Fischbestände werden im Vortrag beispielhaft dargestellt und bewertet. Der Fokus liegt dabei auf der Auswirkung der Querbauwerke und Wasserkraftanlagen auf die Fischarten und Populationen. Mögliche Schutz- und Erhaltungsmaßnahmen für die Fischfauna werden beispielhaft aufgezeigt und diskutiert.

1. Einleitung

Die Anfänge menschlicher Eingriffe in das Fluss-Aueökosystem der großen Flüsse reichen weit in die Vergangenheit zurück. Bereits im 18. Jahrhundert wurden erste Durchstiche und Uferbefestigungen an der unteren bayerischen Donau in alten kartographischen Werken dargestellt. Im Zuge der sogenannten Mittelwasserkorrekturen oder „Rektifikationen“, die an den großen mitteleuropäischen Flüssen und

Strömen im wesentlichen zwischen 1830 und 1890 zum Schutz der bewohnten und bewirtschafteten Auengebiete vor Hochwasser und zur Gewinnung von wertvollem Acker-/Weideland durchgeführt wurden, kam es zu einschneidenden Veränderungen.

Der weitergehende Ausbau der großen Fließgewässer diente dann ab Ende des neunzehnten Jahrhunderts und in den ersten Jahren des 20. Jahrhunderts in erster Linie der Förderung der Schifffahrt. Gleichlaufend wurde die Nutzung der Flüsse als Vorfluter für die ungereinigten häuslichen, kommunalen und industriellen Abwässer zunehmend intensiviert. Die Abwassereinleitungen und später die Nutzung der Flüsse als Vorfluter für erwärmte Kühlwässer, stellten einen weiteren drastischen Einschnitt für die Flussfischfauna insbesondere für jene Arten dar, die auf gute Sauerstoffversorgung und Wasserqualität angewiesen sind. Auch die fischereiwirtschaftliche Nutzung, insbesondere der Fang der wirtschaftlich bedeutenden Langstreckenwanderer wie der Lachs und die Störartigen, nahm immer intensivere Formen an und brachte manche Arten (Stör im Rheinsystem) an den Rand ihrer Existenz.

Als finaler Schritt im Ausbauprozess folgte der Bau von Staustufen, welche sowohl die Stützung der Flusssohle und damit die Begrenzung der Eintiefung als auch die energetische Nutzung des Flusses durch Wasserkraftanlagen zum Ziel hatten. Der Aufstau führte zwangsläufig zu weiteren erheblichen Eingriffen in die ökologische

Funktionsfähigkeit der Fluss-Auesysteme der große Flüsse und Ströme

Die wesentlichen Auswirkungen der menschlichen Nutzungen auf die Fischfauna, die davon ausgehenden Beeinträchtigungen und Schädigungen der Fischbestände werden im Folgenden beispielhaft dargestellt und bewertet. Mögliche Schutz- und Erhaltungskonzepte sowie Maßnahmen für die Fischfauna werden aufgezeigt und diskutiert.

2. Hauptnutzungen und deren Einflüsse auf die Fischfauna

2.1 Mittelwasserkorrekturen

Die Mittelwasserkorrekturen des 19. Jahrhunderts sind als die erste große wasserbaulichen Veränderungen der großen Flüsse anzusehen. Hauptziele der Rektifikationen waren, die bewohnten und bewirtschafteten Auegebiete vor Hochwasser zu schützen und fruchtbare Acker- bzw. Weidelandflächen nutzbar zu machen. Hierbei wurden Flussschleifen und Nebenarme abgeschnitten und stillgelegt. Begradigung und Laufverkürzung und die damit verbundenen erhöhten Fließgeschwindigkeiten und Schleppkräfte führten zum Abtrag der Flusssohle und zu einer sukzessiven Eintiefung des Flussbettes. Im gleichen Zuge sanken die Grundwasserspiegel in der begleitenden Flussaue ab. Ebenso gingen die Häufigkeit und die Intensität der Überflutungsereignisse zurück, welche für die Regene-

ration der Auelebensräume, insbesondere der fischökologischen Teilhabitate (Mesohabitate) und der Lebensgemeinschaften von zentraler Bedeutung sind. Zu den charakteristischen Eigenschaften naturbelassener Fluss-Aue-Ökosystemen gehört, dass sie in einer Art dynamischem Gleichgewicht stehen, was die räumliche Verteilung, die Anzahl und die Qualität von Mesohabitaten angeht („shifting mosaic steady state“; im Sinne von BORMANN & LIKENS 1979). Dies bedeutet, dass ausgelöst durch die Dynamik und Kraft des Abflusses, Strukturen und Mesohabitate ständig gestört oder zerstört werden, um an anderen Stellen des gleichen Fluß-Aueabschnittes wieder aufzuleben. Auf diese Weise bleibt die Habitatausstattung eines Flussabschnittes in der Summe annähernd gleich. Das naturbelassene, dynamische Fluss-Auesystem verjüngt sich somit ständig, die Habitate bleiben nachhaltig funktionsfähig. Für die natürliche Fischfauna der großen Ströme, die an die Vielfalt der unterschiedlichen Lebensraumtypen im Hauptstrom, in Nebenarmen, Altarmen und sonstigen Auegewässer insbesondere aber an die hochgradige Vernetzung zwischen Hauptstrom und Auelebensräume in hohem Maße angepasst ist, stellten die durch die Mittelwasserkorrekturen ausgelösten Veränderungen eine erste tiefgreifende und nachhaltige Verschlechterung ihrer Lebens- und Überlebensbedingungen dar.



Abb. 1a: Historisches Donau-Auesystem (1819) zwischen Ingolstadt und Vohburg vor der Mittelwasserkorrektion



Abb.1b: Donau zwischen Ingolstadt und Vohburg heute. Die Begradigung und Abtrennung von Schleifen und Verzweigungen erfolgte bereits durch die Mittelwasserkorrektion

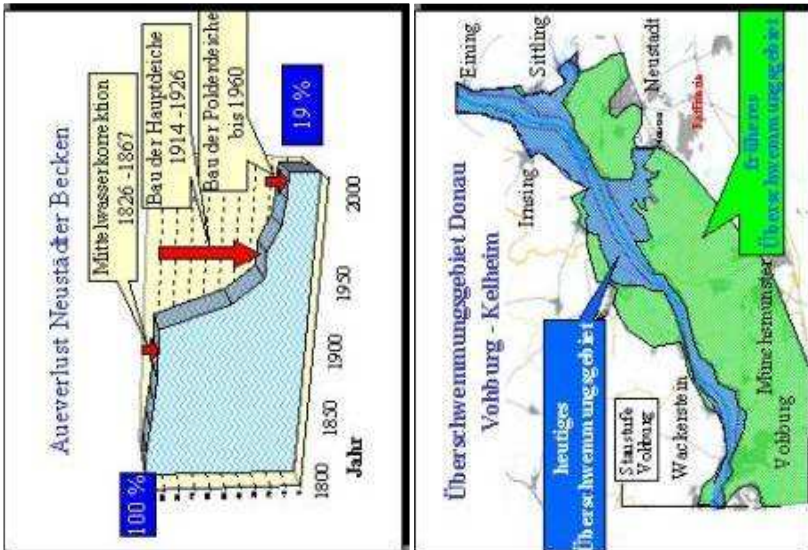


Abb. 2: Verlust von Überflutungsflächen zwischen 1800 und 2000 am Beispiel der bayer. Donau; übernommen aus: http://www.wwa-in.bayern.de/projekte_und_programme/polder/index.htm

Die Verluste an Lebensraumfläche, welche ausgelöst und maßgeblich beeinflusst durch die Mittelwasserkorrekturen stattfand und die durch nachfolgende Ausbauschritte noch verstärkt wurden, verdeutlicht Abb. 2. Wie hier an der bayerischen Donau, sind an den meisten größeren Flüssen Mitteleuropas mehr als 80 % der Aueflächen bzw. der Überflutungsgebiete seit Mitte des 19. Jahrhunderts abgetrennt und abgeschnitten worden. Für die Fischfauna ging damit nicht nur ein nicht ausgleichbarer qualitativer Verlust an Strukturen und Habitaten einher sondern auch ein massiver Verlust an Produktionsfläche und Produktionsvermögen.

2.2 Flussausbau und Schifffahrt

Der zweite große Ausbauschnitt in den großen Flüssen diente hauptsächlich den Zwecken der Schifffahrt. Der planmäßige Schifffahrtsausbau in großem Maßstab begann Ende des neunzehnten Jahrhunderts und hält in einigen Gewässern bis heute an. Zielsetzung des Ausbaus zur Förderung der Schifffahrt ist, deren Leichtigkeit und Sicherheit zu gewährleisten. Dies wird im Wesentlichen durch das Vorhalten bestimmter Fahrwassertiefen und –breiten gewährleistet. Hergestellt werden die benötigten Fahrrinnentiefen und –Breiten entweder mit sogenannten flussregelnden Maßnahmen oder durch Aufstau. Zu den flussregelnden Maßnahmen zählen Fahrrinnenbaggerungen und der Einbau von Regelungsbauwerken wie Buhnen und Parallelwerke (Längsleitwerke).

Die Haupt-Folgen des Schifffahrtsausbaus für die Fischfauna sind:

- Habitatverlust und Habitatveränderung durch Überbauung,
- Veränderung der Anströmung ufernaher Flachwasserbereiche
- Monotonisierung des aquatischen Lebensraumes durch Vereinheitlichung des Sohlreliefs und der Strömungsstruktur

Schwerwiegend sind in der Regel auch die direkten und indirekten Auswirkungen des Schifffahrtsbetriebs auf die Fischfauna insbesondere:

- Beeinträchtigung von Fischhabitaten durch Sog- und Wellenschlag
- Direkte Schädigung von Fischbrut, Kleinfischen durch Wellenschlag
- Einschleppung von Neozoen (Fische, Krebse, Makrobenthos)



Abb. 3: Ausbau für die Schifffahrt mit Buhen und Leitwerken

Gut untersucht ist insbesondere die Auswirkung von schiff-fahrtsbedingtem Wellenschlag und Sog auf die juvenilen Fischstadien (SCHIEMER et al 2001). Die nachteiligen Folgewirkungen reichen von

- indirekten Beeinträchtigungen, z. B. der Erhöhung der Schwebstoffkonzentration in Jungfischhabitaten
- über nachteilige direkte Auswirkungen stark erhöhter Strömungsgeschwindigkeiten (wiederholt auftretende starke Sog-

und Scherströmungen, die zur Verdriftung sowie zu nachhaltiger Störung der Nahrungsaufnahme und des Wachstums bzw. der Kondition führen) in potentiellen Jungfisch–Lebensräumen

- bis zu letalen Schädigungen von Brut- und Jungfischen, die durch brechende Wellen oder durch den abrupten Wasserverlust in Flachzonen aufs Trockene geworfen werden bzw. Trockenfallen.



Abb. 4: Schifffahrtbedingter Wellenschlag an flacher Kiesbank

In der Folge des Ausbaus zu Wasserstrassen und des damit verbundenen Schifffahrtsbetriebes ist es in betroffenen Flusssystemen zu einer massiven Invasion von Neozoen gekommen. Den Anfang machten meist wirbellose Kleintiere (Kleinkrebse, Muscheln, Schnecken u. a.), gefolgt von Großkrebsen aus Asien und Amerika (Kamberkrebs, Wollhandkrabbe) und Fischen. Im Bereich vieler großer Flüsse, welche gleichzeitig Schifffahrtsstrassen sind, werden

die Makrozoobenthos-Zönosen heute von massenhaft vorkommenden Neozoenarten wie Schlickkrebs oder Körbchenmuschel dominiert. Für die heimische Fischfauna, insbesondere für Arten, die auf bestimmte autochthone Nährtiergruppen spezialisiert sind, stellen derart massive Dominanzverschiebungen hinsichtlich der Nahrungsverfügbarkeit ernste Probleme dar.

Als problematisch werden auch die Invasionen von neuen Fischarten angesehen. Besonders im Focus stehen dabei die sogenannten Schwarzmeergrundeln, welche sich mit Hilfe der Schifffahrt zwischenzeitlich nicht nur über das ganze Donauesystem sondern via Kanalverbindungen auch auf Main, Rhein, Mosel und sonstige Bereiche der Schifffahrtsstrassen ausgebreitet haben. Während Mitte der 80er Jahre nur die Marmorierte Grundel, teils massenhaft in verschiedenen Bereichen der bayerischen Donau scheinbar urplötzlich auftauchte, folgte Ende der 90iger Jahre die Kesslergrundel (SEIFERT & HARTMANN 2000) und später die Schwarzmundgrundel. Der Erstnachweis der Schwarzmundgrundel in Bayern gelang im Jahr 2004 fast zeitgleich an zwei Donauabschnitten, bei Passau und in der Stauhaltung Straubing (PAINTNER & SEIFERT 2006). Für die Verbreitung der drei Grundelarten werden Frachtschiffe als Vektoren angenommen. Der Transport erfolgt wahrscheinlich in erster Linie als angeheftete Gelege an den Schiffsrümpfen (WIESNER et al 2000, AHNELT et al 2001). Dies ist für Gelege der Marmorierten Grundel und der Schwarzmundgrundel

nachgewiesen (MOSKAL'KOVA 1996). Der Umstand, dass Schiffe als Vektoren der Verbreitung dienen, erklärt auch, wie die drei Grundelarten als relativ schwache Schwimmer, die bis zu 2300 Flusskilometer und bis über 300 Höhenmeter von den ursprünglichen Verbreitungsgebieten im Schwarzen Meer in die bayerische Donau und von dort über weitere große Distanzen in die übrigen mitteleuropäischen Flussbereiche gelangen konnten. Nach PAINTNER (2007) gelingt es den Tieren, sich vom Ort ihrer Einschleppung aus, offensichtlich sehr rasch in der Umgebung auszubreiten und beachtliche Populationsdichten zu erreichen. Hauptursache für das rasche Populationswachstum ist neben der hohen ökologischen Anpassungsfähigkeit die erfolgreiche Reproduktionsstrategie dieser Arten: mehrmaliges Ablaichen der Weibchen während der Saison und die Bewachung von Gelegen mehrerer Weibchen durch ein Männchen (Charlebois et al. 1997).



Abb 5.: Schwarzmundgrundel (*N. melanostomus*) (Photo: S. Paintner)

In der bayerischen Donau dominieren derzeit eindeutig die Schwarzmundgrundeln. Sie erreichen dort, bezogen auf die Gesamtfläche des Hauptflusses, mehr als 5 % der Gesamtindividuenzahlen. Besonders dominant ist die Art in den Steinschüttungen der Uferböschungen, wo sie stellenweise deutlich mehr als 50 % der Fisch-Individuenzahlen ausmacht und Individuendichten von 4 - 6 Stk./m² erreicht.

Bisher gibt es keine abgesicherten Ergebnisse zur Frage des Einflusses der Schwarzmeergrundeln auf die Fischfauna der oberen Donau bzw. die der anderen neu besiedelten Gewässer. Angesichts der festgestellten starken Dominanzen der Schwarzmundgrundel und deren Konkurrenzstärke („cyber goby“) sind Konkurrenz- und Prädationseinflüsse insbesondere gegenüber den juvenilen Formen und den Eiern verschiedener heimischer Fischarten als sehr wahrscheinlich anzusehen.

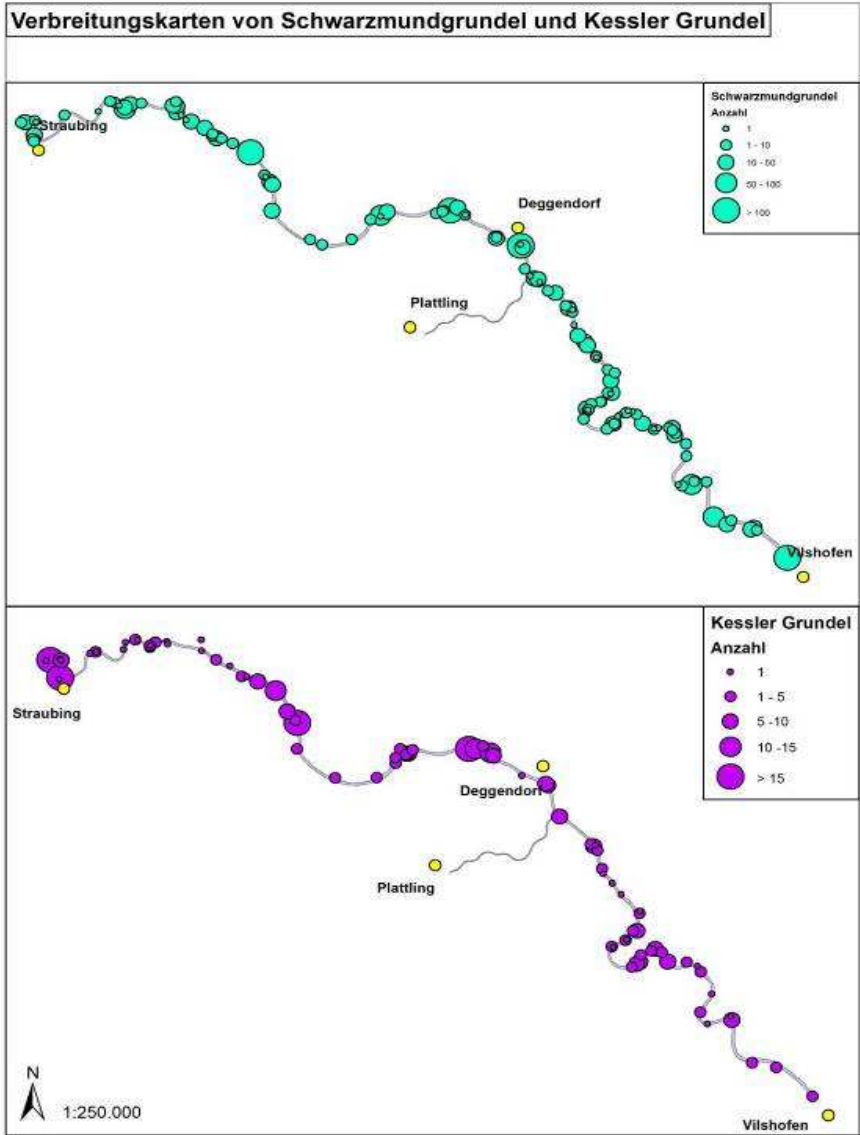


Abb. 6: Verbreitung und Häufigkeit der Kessler Grundel (*N. kessleri*) und der Schwarzmundgrundel (*N. melanostomus*) in der bayerischen Donau zwischen Straubing und Vilshofen (2010)

2.3 Vorfluter für Abwässer und Kühlwässer

Die Nutzung der Flüsse als Vorfluter für die ungereinigten häuslichen, kommunalen und industriellen Abwässer hatte sich seit Mitte des 19. Jahrhunderts vor allem im Zuge der sog. industriellen Revolution deutlich intensiviert. In diesem Zuge wurden in zunehmendem Maße schwer abbaubare, toxisch wirkende Abwässer produziert und eingeleitet. Dies stellte einen weiteren drastischen Einschnitt für die Flussfischfauna insbesondere für jene Arten dar, die auf gute Sauerstoffversorgung und hohe Wasserqualität angewiesen sind.

Erst im ersten Drittel des 20. Jahrhunderts begannen die ersten großen Städte mit dem Bau von Kläranlagen. Stetig steigende Bevölkerungszahlen und Ausweitung der Industrieproduktion in den Ballungszentren sorgten lange Zeit dafür, dass trotz Verbesserung der Kläranlage und Reinigungssysteme die Gesamtbelastungen der großen Flüsse bis Mitte des 20. Jahrhunderts immer mehr zunahm und gleichlaufend ein Niedergang der Flussfischfauna stattfand. Unempfindliche Allerweltsarten dominierten die Fischbestände, während empfindliche Arten wie Lachs, Bachforelle und andere verschwanden oder nur noch in Form von künstlich gestützten Rumpfbeständen vorhanden waren. Erst mit der flächenweiten Etablierung moderner Abwassersammel- und Klärsysteme und der Optimierung der Klärtechnik hat sich die Abwasserbelastung der großen Flüsse seit Anfang der 90er Jahre langsam vermindert, so

dass die Lebensbedingungen für Fische in vielen großen Flüssen heute wieder besser sind als vor 20 Jahren.

Dagegen stellen Einleitungen von erwärmten Kühlwässern ein zunehmendes Problem dar. Vorwiegend betroffen sind große und mittelgroße Fließgewässer. Hauptemittenten sind Wärmekraftwerke. Dazu zählen Kernkraftwerke, konventionelle Kraftwerke (Kohle-, Öl- und Gaskraftwerke), Müllkraftwerke und Biomassekraftwerke. Aber auch im Zuge industrieller Verarbeitungs- und Produktionsprozesse fallen teils erhebliche Mengen an thermisch belasteten Kühl- bzw. Brauchwässern an. Eine eher untergeordnete, aber keineswegs ganz zu vernachlässigende Rolle spielen hier auch die erwärmten Einleitungen großer kommunaler Abwasserreinigungsanlagen.

Verschärft wird die Situation durch die unmittelbaren Folgen des Klimawandels. Infolge der erhöhten Lufttemperaturen findet eine zusätzliche Erwärmung des Flusswassers statt. Auf Grundlage einer Literaturstudie erscheint es wahrscheinlich, dass die mittleren Wassertemperaturen größerer zentraleuropäischer Flüsse infolge des Klimawandels im 20. Jahrhundert um etwa 1°C angestiegen sind (HAAG 2009). Beispielsweise liegt die Rheintemperatur an der deutsch-niederländischen Grenze inzwischen drei Grad über dem natürlichen Niveau liegt. Zwei Grad resultieren aus den Abwärmeeinleitungen (überwiegend thermischen Kraftwerken und Industrie-

anlagen) entlang des Rheins und seiner Nebenflüsse, ein Grad ist wahrscheinlich auf den Klimawandel zurückzuführen.

Die Auswirkungen von Temperaturerhöhungen auf die Fischfauna spielen sich nach v. SIEMENS (2011) auf verschiedenen Ebenen ab. Temperaturerhöhungen, wirken sich zuerst auf die abiotischen Rahmenbedingungen des aquatischen Lebensraumes aus. So beeinflussen sie im Gewässer beispielsweise den Sauerstoffgehalt oder auch die Säure-Basen-Gleichgewichte. Zum anderen ergeben sich auch auf der biotischen Ebene ökologische Auswirkungen, die im Wesentlichen darauf zurückzuführen sind, dass chemische und biochemische Reaktionen bei Temperaturerhöhung beschleunigt werden.

Dies gilt innerhalb gewisser physiologischer Grenzen naturgemäß für alle pflanzlichen und tierischen Stoffwechselfvorgänge, letztlich auch für die biologische Produktion und das Wachstum. Die Temperatur ist somit ein Schlüsselfaktor für das gesamte Ökosystem, auch im aquatischen Bereich. Die aquatischen Lebensgemeinschaften, so auch die jeweils zugehörigen Fischarten, sind daher an das natürliche Temperaturregime gut angepasst, welches von einer typischen Jahresganglinie, typischen Schwankungen im Tagesverlauf sowie einem gelegentlichem Auftreten von natürlichen Extremereignissen geprägt ist. In Binnengewässerlebensräumen und hier insbesondere

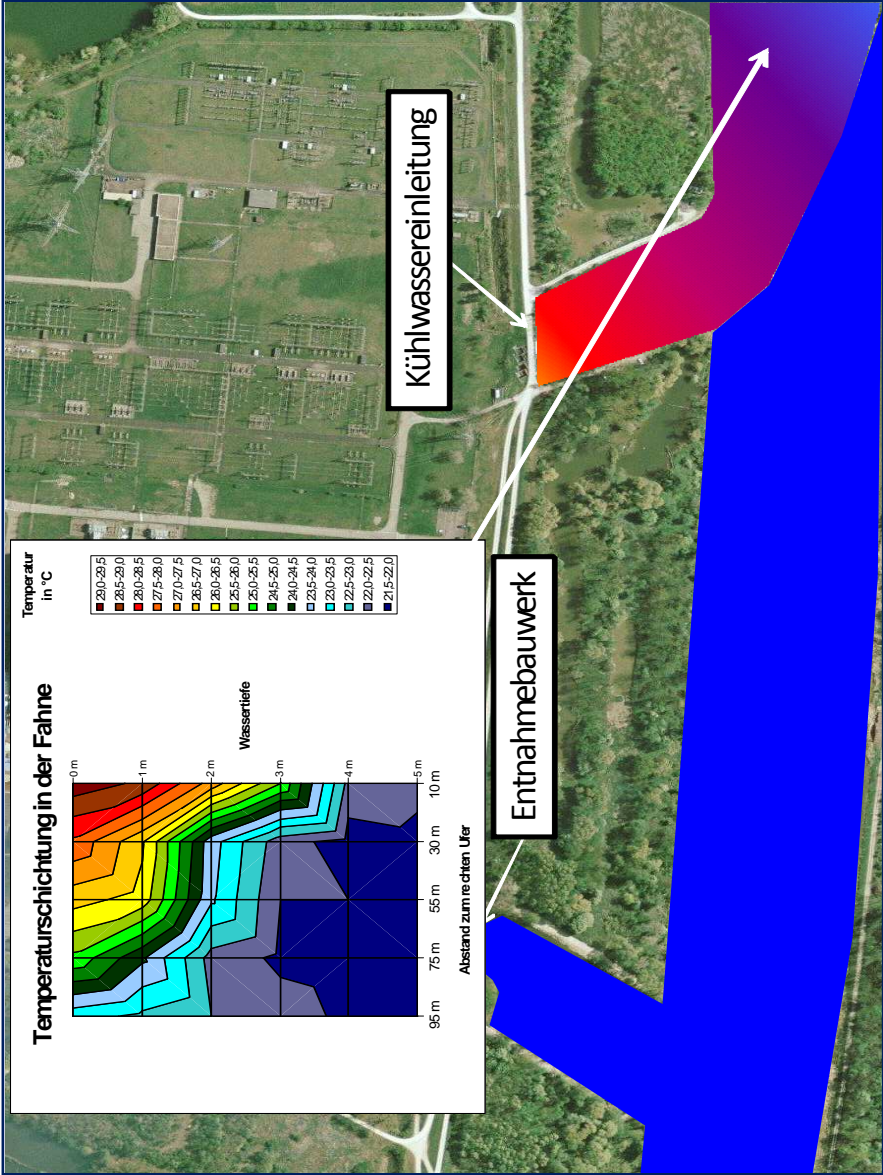


Abb. 7: Typische Einleitungssituation eines thermischen Kraftwerkes mit Darstellung der Temperaturschichtung im beeinflussten Flussabschnitt

in Fließgewässersystemen, verändert sich die Temperatur wesentlich stärker und auch rascher als in marinen Lebensräumen. Entsprechend „weit“ ist hier die Temperaturanpassung der Fische ausgefallen, was sich bei der mitteleuropäischen Flussfischfauna u. a. durch einen relativ hohen Anteil an eurythermen Fischarten bemerkbar macht. Selbst die als oligo-stenotherm („obligatorische Kaltwasserfischarten“) eingestuften Arten tolerieren im Vergleich zu den meist an sehr enge Temperaturbereiche angepassten marinen Arten noch ein relativ breites Temperaturspektrum. Dies lässt sich oft schon deutlich am natürlichen geographischen Verbreitungsgebiet und der Vielfalt der von einer Art darin genutzten Lebensraumtypen erkennen. Beispielsweise kommen die Fischarten Huchen und Quappe (Rutte) sowohl im kühleren alpinen Raum des Donaueinzugsgebietes als auch im Donaumittellauf (Ungarn, Serbien in LELEK 1987) vor, wo deutlich höhere Durchschnitts- und Maximaltemperaturen vorliegen.

Die spezifischen Temperaturansprüche können sich von Fischart zu Fischart teils erheblich unterscheiden. Nicht nur abhängig von der Artzugehörigkeit, sondern auch, je nach Lebensstadium und Jahreszeit, lässt sich für jede Fischart grob derjenige Temperaturbereich eingrenzen, innerhalb dessen diese überhaupt lebensfähig ist (oberes und unteres Temperaturlimit). Deutlich engere Grenzen weist zudem jener Temperaturbereich auf, innerhalb welcher der

Fisch Nahrung zu sich nimmt und im Ruhezustand eine normale physiologische Aktivität aufweist (Optimumsbereich).

Mit der Einleitung von Kühlwasser geht grundsätzlich die Gefahr einher, dass die Gewässertemperatur seltener, häufiger und/oder zu anderen Zeiten innerhalb eines art- bzw. altersspezifischen Optimumsbereiches zu liegen kommt. Einige Arten können dabei begünstigt, andere benachteiligt werden. Je nach Eingriffsintensität und vorherrschendem Konkurrenzdruck reicht die Spannbreite der Veränderungen von kaum messbaren Verschiebungen der Dominanzverhältnisse bis hin zur nachhaltigen Veränderungen im Artenspektrum.

Nachfolgend werden grundlegende Auswirkungen von Temperaturerhöhungen auf Fische stichpunktartig dargestellt:

- Überschreitung des Optimumsbereichs, Überschreitung des oberen Temperaturlimits (Stress, gesteigerte Krankheitsanfälligkeit, erhöhte Mortalität)
- Erhöhung der Stoffwechselrate bei gleichzeitig geringem Nahrungsangebot im Winter (Unterbrechung der Winterruhe, erhöhter Energieverbrauch, Herabsetzung der Kondition)

- Vorverlegung, Verzögerung, Ausdehnung und Wegfall der Laichzeiten durch erhöhte Wassertemperaturen (Wirkungskette: Vorverlegung der Laichzeit → Suboptimale Nahrungsgrundlage für die geschlüpfte Brut → Erhöhung der Mortalität → selektive Benachteiligung einzelner Arten → Verschiebung der Dominanzverhältnisse → Artenverlust)
- Gestörte Gonadenentwicklung bei Frühjahrslaichern im Einflussbereich von Wärmefahnen
- Steigerung der Laichzyklen bei mehrfach laichenden Fischarten
- Fehlleitung von Fischen bei Laichwanderungen durch Orientierung an der Wärmefahne

Nachhaltige und starke künstliche Erwärmung von Flüssen kann damit zu Verschiebungen der Dominanzverhältnisse hin zu temperaturtoleranten Ubiquisten und zum Verlust von Fischarten führen, die an kühle Bedingungen angepasst sind.

2.4 Fischereiliche Nutzung

Zahlreiche Untersuchungen und Studien haben gezeigt, dass Übernutzung (Überfischung) zum Zusammenbruch von Fischpopulationen führen kann (PAULI et al 1998, CHRISTENSEN et al 2003, MULLON et al 2005). Insbesondere der exzessive Fang der

wirtschaftlich bedeutenden Langstreckenwanderer wie des atlantischen Lachs und verschiedener Störarten brachte, in Zusammenwirken mit anderen menschlichen Einflüssen (Lachs) oder für sich alleine (Störe) manche Arten an den Rand ihrer Existenz oder zum gänzlichen Verschwinden.

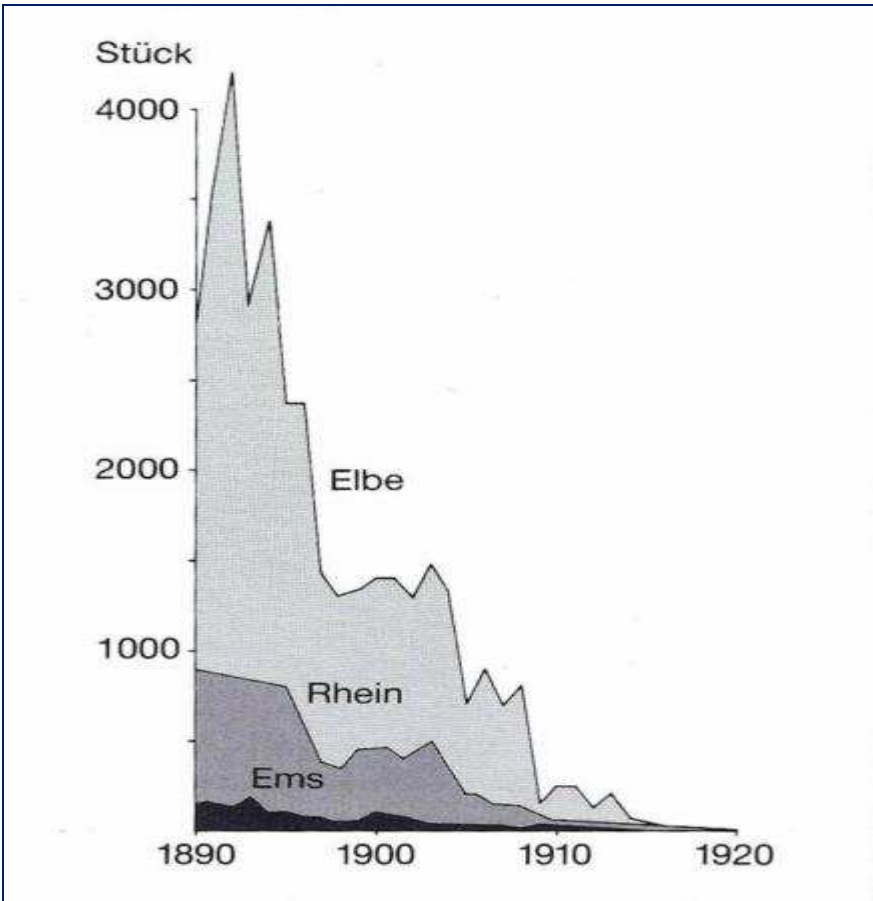


Abb. 8: Rückgang der Störfänge im Elbegebiet, holländischem Rhein und Ems (aus SEIFERT & KÖLBING 1995)

Obwohl nach LEWIN et al (2010) die fischereiliche Nutzung in der Regel nicht die Hauptursache dafür war, hat Überfischung doch zum weltweiten Aussterben einiger Fischarten geführt. Nach neueren Studien und Untersuchungen kann auch die Angelfischerei durch zu hohe Entnahmeraten sowie durch selektive Entnahme von Raubfischen und von „kapitalen“ Exemplaren zur Übernutzung von Fischpopulationen führen. Insbesondere stellen nachteilige Veränderungen der genetischen Struktur von Fischbeständen, die in diesem Zusammenhang angenommen werden, ein erhöhtes Gefährdungspotenzial dar (LEWIN et al 2010). Gleichermaßen können durch unsachgemäßen Fischbesatz vielfältige nachteilige Folgen für die heimischen Wildfischpopulationen entstehen. Diese können nach LEVIN et al (2010) wie folgt zusammengefasst werden:

- „genetisches Aussterben“ von lokalen Populationen durch Hybridisierung zwischen Zucht- und Wildfischpopulationen mit der Folge des Verlustes der genetischen Diversität, der lokalen Anpassung und der Fitness der Population
- Veränderung und Destabilisierung des natürlichen Räuber-Beute-Regimes durch zu starken Raubfischbesatz mit der Folge negativer Veränderung der Konkurrenzverhältnisse, der natürlichen Invertebratenfauna, der Algendynamik und des Nährstoffkreislaufes.
- Beeinträchtigung lokaler Wildfischpopulationen durch eingeschleppte Krankheitserreger und/oder Parasiten.

2.5 Wasserkraftnutzung

Als finaler Schritt im Ausbauprozess von großen Flüssen ist der Bau von Staustufen anzusehen, welche sowohl die Stützung der Flusssohle und damit die Begrenzung der Eintiefung als auch die energetische Nutzung des Flusses durch Wasserkraftanlagen zum Ziel hatten und haben. Der Aufstau führt zwangsläufig zu weiteren erheblichen Eingriffen in die ökologische Funktionsfähigkeit der Fluss-Auesysteme der große Flüsse und Ströme. Der Verlust von strömungsgeprägten Habitaten, die Abschwächung von flusssynamischen Prozessen ebenso wie die Barrierewirkung der Querbauwerke, stellen vor allem für die Flussfische, welche auf solche Fließgewässereigenschaften, insbesondere auf die ökologische Durchgängigkeit flussauf- wie flussabwärts und lateral zwingend angewiesen sind, schwerwiegende Beeinträchtigungen dar.

Natürliche Fließgewässer sind bedingt vor allem durch wechselnde Abflüsse in der Regel hochdynamische Systeme. Die Dynamik wird dabei auf vielfältige Weise wirksam. Beeinflusst von der Abfluss- und Wasserspiegeldynamik werden Strömungsgeschwindigkeit, Schleppkraft, Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, Bspannungsflächen, in erster Linie aber der Geschiebe- und Sedimenttransport. Ergebnis der dynamischen Verhältnisse im Fluss sind u. a. stete Störungen (Veränderungen), teilweise sogar Zerstörung bestimmter Strukturen, aber im gleichen Zuge auch wieder Schaffung und Erneuerung von Strukturen und (Teil-)Lebensräumen. Die fluss-

eigene und die flussbegleitende Pflanzen- und Tierwelt hat sich nicht nur an die jeweiligen typischen Bedingungen angepasst, sondern viele Arten sind auf diese Dynamik zwingend angewiesen. Klassisches Beispiel für die Bedeutung flussspezifischer Vorgänge für die Habitatbildung und Habitatnutzung sind die Umlagerung und der Transport von Sedimenten insbesondere von Kies. Die regelmäßige Umlagerung und Wiederherstellung von Kiesbänken-/flächen ist zwingende Voraussetzung für die Schaffung, Erhaltung und Erneuerung funktionstauglicher Kieslaichplätze für eine Vielzahl rithraler und rheophiler Flussfischarten und damit für deren Leben und Überleben (SEIFERT 2011 in prep.). Gerade diese Funktionselemente der natürlichen Dynamik, welche für die Fortpflanzung der strömungsorientierten Flussfischarten und damit für deren Überleben von zentraler Bedeutung sind, werden durch den Aufstau von Flüssen nachhaltig beeinträchtigt oder gänzlich zerstört.

Besonders nachteilig auf die Fortpflanzungsverhältnisse der typischen Flussfischfauna wirken sich Summationseffekte aus der Längsverbauung früherer Flusskorrekturen und der heutigen Querbauwerke aus, welche den Geschiebehalt der Flüsse nachhaltig stören. Während die Längsverbauung die Seitenerosion behindert und die Tiefenerosion verstärkte wirken die Querbauwerke bzw. die anschließenden Stauhaltungen als Geschiebefallen. Folge ist, dass in allen größeren Flüssen heute ein ausgeprägtes, sich immer mehr verstärkendes Geschiebedefizit zu verzeichnen ist. Eine

natürliche Regeneration und Neubildung von Kies-Laichplätzen ist daher in den meisten Flüssen nicht einmal mehr in den verbliebenen Restfließstrecken möglich.

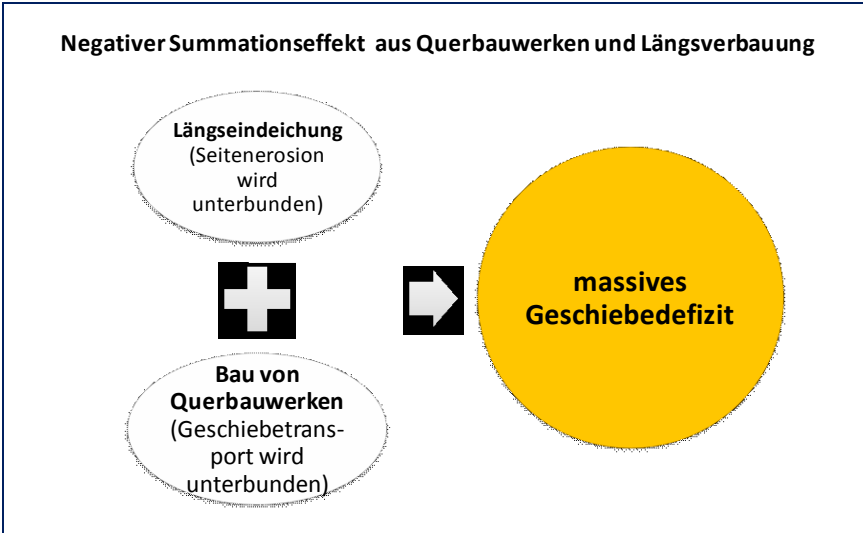


Abb. 9: Geschiebedefizit, eine der Hauptgefährdungsursachen für die heimische Flussfischfauna

Während die flussaufwärts gerichtete Durchgängigkeit an den Wanderungsbarrieren der Staustufen heute durch gut geplante und fachgerecht gebaute, funktionstaugliche Fischeaufstiegsanlagen wieder hergestellt werden kann, gibt es für die Wanderungen der Fische Richtung flussabwärts an bestehenden großen Wasserkraftanlagen bislang noch keine zufriedenstellenden Lösungen (SEIFERT 2011 in prep.).

Flussabwärtsgerichtete Wanderungen zu den marinen Lebensräumen sind bei den diadromen Langdistanzwanderern (Aal, Lachs, Meerforelle, Stör, Maifisch etc.) zur Arterhaltung ebenso unverzichtbar wie die Aufwärtswanderungen. Auch bei vielen potamodromen Flussfischarten und dort bei nahezu allen Größen- und Altersklassen sind zeitweise flussabwärts gerichtete Bewegungen zu beobachten. Mit die häufigste und intensivste Form der Abwanderung ist die Drift von Fischlarven und Brut von den Laichplätzen in flussabwärts gelegene Bereiche. Sie dürfte damit zu den wichtigsten Ausbreitungs- und Verteilungsmechanismen von Fischen in Fließgewässer-Ökosystemen zählen. Sowohl bei der Brut von Salmoniden, von Weißfischarten als auch von barschartigen Fischen sind passive Verfrachtungen und aktiv ausgelöstes „Verdriften Lassen“ bekannt.

Abwandernde Fische orientieren sich negativ rheotaktisch (mit der Strömungsrichtung) und dabei in erster Linie an der Hauptströmung des Gewässers. Die Hauptwanderkorridore bei der aktiven wie bei der passiven Abwanderung liegen in der Regel im Bereich der Hauptströmung und dort art- und altersspezifisch in unterschiedlichen Höhen der Wassersäule (z. B. juvenile Lachse, Forellen, Äschen meist oberflächennah, Aale sohlennah). Durch ihr angeborenes Orientierungs-Verhalten und durch passive Verfrachtung gelangen die abwandernden Fische an Wehranlagen mit Kraftwerken, solange der Ausbaudurchfluss eines Kraftwerkes nicht überschritten wird, mit der Hauptströmung vor die Turbineneinlässe

und nach der Rechenpassage durch die Turbinen in das Unterwasser.

Bei der Turbinenpassage kommt es bekanntermaßen zu teils erheblichen Schädigungen der Fische. Die Schädigungsrate und das Ausmaß der individuellen Schädwirkungen sind von einer Vielzahl an Variablen abhängig. Deren wichtigste sind:

- Turbinentyp und Drehzahl,
- Fallhöhe und Druckdifferenzen
- Abfluss und Turbinenauslastung
- Fischart- und Fischgröße

Die grundsätzlichen Wirkungsmechanismen der Fischschädigung bei der Turbinenpassage können wie folgt zusammengefasst werden:

Direkte Schädigung durch:

- Aufprall auf Leitapparat und Laufradschaufeln
- Quetschung zwischen Laufradschaufeln und Turbinengehäuse
- Schlag- bzw. Schnittverletzungen durch Laufradschaufelkanten
- Scher- und Stoßkräfte der Wasserturbulenzen, durch rasche Druckveränderungen, Kavitation bei der Passage von Ober- ins Unterwasser (besonders Jung- und Kleinfische).

Indirekte Schädigung:

- Gesteigerte Mortalität durch Desorientierung und erhöhte Prädation im Turbinen-Unterwasser

Insbesondere für die Langstreckenwanderer, welche auf dem Weg zu den marinen Lebensräumen zahlreiche Wasserkraftanlagen bzw. deren Turbinen passieren müssen (Blankaale; juvenile Lachse, Maifische, Störe u.a.) stellen diese Mehrfachpassagen ernste Bestandsbedrohungen dar. Aber auch die Arten der rheophilen u. indifferenten heimischen Fluss-Fischfauna erleiden eine mehr oder weniger starke Beeinträchtigung durch die Wasserkraftanlagen insbesondere die Kurz- und Mitteldistanzwanderer wie Huchen, Barbe, Nase u. a.



Abb. 10: Beispiel für letale Schädigungen durch Turbinen bei Aalen (links) und Forellen (rechts) - (rechtes Bild: Landesfischereiverband Bayern e.V.)

Als Beispiel für durchschnittlichen Schädigungsraten (Mortalität) bei der Turbinenpassage für verschiedene Fischarten an einem bestimmten Kraftwerksstandort am bayerischen Main seien die Untersuchungsdaten (Hamenfänge) von HOLZNER (2000) am Kraftwerk Dettelbach wiedergegeben:

Fischart	Mortalität (Mittelwert) in %
Aal	27
Bachforelle	15
Barbe	15
Brachse	48
Flussbarsch	25
Giebel	45
Güster	46
Hasel	31
Hecht	16,5
Kaulbarsch	17
Laube	22
Regenbogenforelle	13
Rotauge	34,6
Schleie	11
Schied	14,2
Karpfen	20
Wels	6
Zander	21

<u>KRAFTWERKSDATEN:</u>	
Turbinentyp:	Kaplan
Durchmesser:	3,54 m
Fallhöhe:	ca. 4,5 m
Ausbaudurchfluss:	2 x 60 m ³ /s

Dabei ist darauf zu verweisen, dass die Ergebnisse nicht differenzieren zwischen Fischen, welche nur die untersuchte Kraftwerksanlage passiert haben und solche, die möglicherweise schon mit Vorschädigungen aus oberhalb liegenden Kraftwerken (Mehrfachpassagen) am Standort angekommen sind.

3. Heutiger Zustand der Fischfauna und Maßnahmen zum Schutz und zur Rehabilitierung.

3.1 Die Fischfauna heute am Beispiel des Lechs

Der heutige Zustand der Fischfauna in unseren großen Flüssen und dessen Entwicklung unter dem Einfluss der menschlichen Nutzungen lässt sich sehr gut aus der vergleichenden Darstellung des historischen und des heutigen Zustandes des Lechs ableiten, einem der am stärksten anthropogen veränderten Flüsse in Deutschland. Der einst außerordentlich strukturreiche, verzweigte, mit vielfältigsten Mesohabitaten ausgestattete Flusslauf innerhalb einer breiten Aue, wurde zu einem schmalen, monotonen, beidseits eingedeichten Trapezgerinne mit seenartigen Aufweitungen im Bereich der Staustufen umgewandelt.

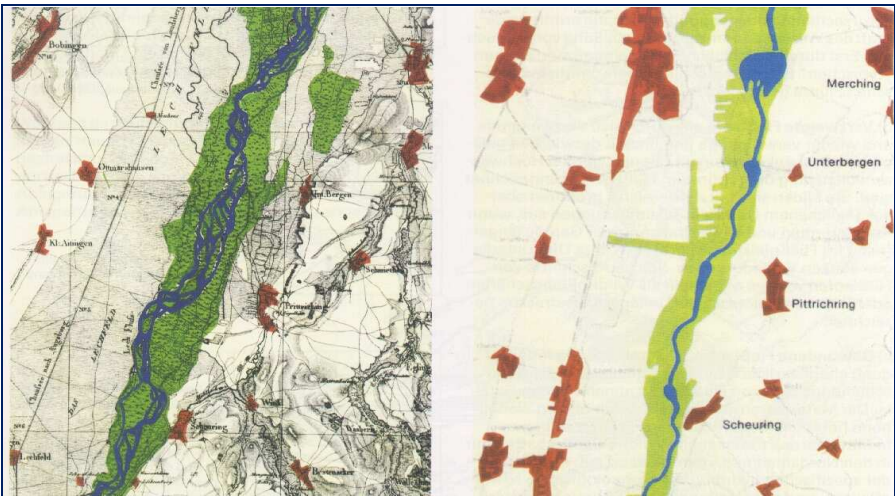


Abb. 11: Bayerischer Lech zwischen Landsberg und Augsburg - historischer Zustand (links), heutiger Zustand (rechts)

Die ursprüngliche Fischfauna des Lechs war naturgemäß von dessen alpinem Charakter geprägt. Der rasch strömende, teils in enge Schluchttäler gezwängte, teils auf kilometerbreiten Aueflächen verzweigte Fluss mit ausgedehnten ständig bewegten Kiesbänken, stellte einen idealen Lebensraum für strömungsliebende, kieslaichende Fischarten der Äschen- und Barbenregion dar. Bachforelle und Äsche, ebenso wie die Weißfischarten Nase, Barbe, Hasel und Döbel waren, je nach Lechabschnitt, dominierende Arten. Darüber hinaus beherbergte der Lech eine der besten Huchenpopulationen Bayerns. Bis Füssen frei durchgängig, war der Lech wohl der wichtigste rhithrale Nebenfluss der oberen Donau. Riesige Laichschwärme von Nasen, Barben, Brachsen, Nerflingen (Aland) und vielen anderen Fischarten wanderten bis zu 100 km und mehr lechaufwärts.

Die Durchgängigkeit und damit die wechselseitige "fischbiologische Befruchtung" zwischen Lech und Donau ist längst Historie. Insgesamt sind es über 40 Querbauwerke, welche im bayerischen Lech die Durchgängigkeit unterbrechen. Ab seinem Übergang von Österreich nach Bayern bei Füssen, wird der Lech intensiv zur Energiegewinnung genutzt. Seit dem Beginn der 50iger Jahre wurde der Fluss in eine lückenlose Kraftwerks-Kette, bestehend aus heute 27 Stauseen und mehreren Ausleitungskraftwerken umgewandelt. Als sogenannter Kopfspeicher (Jahresspeicher) der Kraftwerkskette dient der Forggensee bei Füssen, dessen Bau im Jahre 1954

vollendet war. Mit einer Fläche von rund 1540 ha bei Vollstau, einem Wasservolumen von etwa 150 Mio. m³ und einer maximalen Tiefe von 35 m ist der künstlich entstandene Forggensee der fünftgrößte See in Bayern. Die anderen 26 Lechstauseen sind durchwegs deutlich kleiner als der Forggensee und erreichen Wasserflächen zwischen ca. 30 und 150 ha.

Besonderheit der Wasserkrafterzeugung am Lech ist die dort genehmigte und praktizierte Spitzenstromerzeugung. D. h., die Kraftwerke und damit der Abfluss des Lechs werden nach dem jeweiligen Strombedarf der Verbraucher gesteuert. Dies hat sog. Schwellbetrieb zur Folge, der dazu führt, dass zu den Spitzenbedarfszeiten maximale Abflussmengen durch die Kraftwerksturbinen abgelassen werden und dabei bestimmte Lechstauseen (Tageskopfspeicher) teilweise abgelassen, andere (Tagesendspeicher) wieder aufgefüllt werden. Nachts und zu sonstigen Zeiten mit geringem Strombedarf, wird der Lechabfluss dann stark reduziert und das Wasser zurückgehalten, um die Wasserspeicher wieder zu befüllen.

Die heutigen Lechstauseen stellen - mit wenigen Ausnahmen - fischökologisch und fischereilich isolierte Hybridlebensräume dar. Sie sind zudem den oben erwähnten nachteiligen Auswirkungen der Wasserkrafterzeugung im Schwellbetrieb unterworfen (starke künstliche Abfluss- und Wasserspiegelschwankungen). Der Fischfauna des Lechs sind durch Begradigung, Eindeichung und Aufstau die

wichtigsten Teillebensräume insbesondere Laichplätze und Jungfischhabitats bis auf mehr oder weniger stark beeinträchtigte Relikthabitats verloren gegangen. Da die Fortpflanzungsmöglichkeiten gerade der Salmonidenarten aber auch der rheophilen Cypriniden weitgehend oder gänzlich weggefallen sind, müssen deren Bestände überwiegend durch Besatz erhalten werden oder sind auf Reliktpopulationen geschrumpft (Nasen, Hasel u. a.). Die Dominanzverhältnisse haben sich gänzlich verschoben. Während im historischen Lech rheophile und rhithrale Arten sowohl zahlenmäßig als auch von der Biomasse her dominierten (Nase, Hasel, Barbe, Äsche, Bachforelle), liegt das Übergewicht heute bei den anpassungsfähigen meist indifferenten „Allerweltsarten“ (Aitel, Brachse, Rotaugen, Barsch, Hecht). Die Existenz der Salmonidenbestände im heutigen Lech geht fast ausschließlich auf Besatz zurück. Der Fischbestand bzw. das Überleben der ohnehin stark beeinträchtigten Populationen wird zusätzlich dadurch erschwert, dass der Raubdruck fischfressender Vögel, insbesondere auf die Salmonidenpopulationen, gerade unter den Stausee- und Schwellbetriebsbedingungen noch verstärkt zur Wirkung kommt.

Nun ist der Lech sicherlich ein Extrembeispiel des Einflusses der menschlichen Nutzungen auf die Fischfauna, mit der Folge eines stark denaturierten Fischbestandes. In anderen großen Flüssen mit insgesamt geringerem Nutzungsgrad ist es um die fischfaunistischen Verhältnisse graduell besser bestellt. Insgesamt zeigt sich

aber sehr deutlich, dass der jeweilige Zustand der Fischfauna in den großen Flüssen ein zuverlässiges Spiegelbild der jeweiligen menschlichen Nutzungsarten- und -Intensitäten liefert.

Der Zustand der Fischfauna unserer großen Flüsse unter Artenschutzaspekten kann zusammenfassend wie folgt beschrieben werden:

- (1) Begrenzte Artenverluste, vor allem bei diadromen Wanderfischen, die zum Teil irreversibel sind (großwüchsige Donau-störe u. a.) oder durch Wiedereinbürgerungsprogramme teilweise kompensiert werden können (Lachs, Meerforelle u. a.).
- (2) Im Bereich mehrfach gestauter Flüsse sind massive und vielerorts weiter fortschreitende Abnahmen der Populationsgrößen und stark defizitäre Populationsstrukturen bei eingriffsempfindlichen rhithralen und rheophilen Arten zu verzeichnen.
- (3) In gestauten Bereichen ist die Reproduktion und Rekrutierung bei kieslaichenden rhithralen und rheophilen Arten erheblich und nachhaltig gestört. Durch ständig zunehmendes Geschiebedefizit kommt es auch in freien Fließstrecken zu populationsgefährdenden Reproduktions- und Rekrutierungsdefiziten bei rhithralen und rheophilen Arten.
- (4) In Stauhaltungsketten sind massive Verschiebungen der Dominanzverhältnisse hin zu indifferenten Arten gegeben, in Fließ-

strecken schreiten die Dominanz-Verschiebungen aus den unter (3) genannten Gründen voran.

Zu beachten ist, dass das tatsächliche Ausmaß der Beeinträchtigung und Denaturierung der Fischbestände vor allem hinsichtlich der Punkte (2) bis (4) vielerorts durch Besatzmaßnahmen abgemildert wird. Daher ergibt sich vordergründig oftmals ein „geschöntes“ Zustandsbild.

3.2 Konzepte und Maßnahmen zum Schutz und zur Rehabilitierung der Fischfauna

Der nachhaltige Schutz bzw. die Regeneration und Rehabilitierung von Fisch-populationen in großen Flüssen ist grundsätzlich nur über integrierte Ansätze möglich, welche

- den Schutz, die Erhaltung oder die Wiederherstellung des Fluss-Auelebensraumes insbesondere von fischökologischen Mesohabitaten und Habitatstrukturen
- sowie die Erhaltung, Förderung bzw. Wiederherstellung von spezifischen fischökologischen Funktionen (Durchgängigkeit longitudinal u. lateral, Abfluss- und Wasserspiegeldynamik, Geschiebetransport- und Ablagerung),
- und ggf. nach erfolgter Habitatverbesserung und Funktionswiederherstellung durch Initialbesatz die Wiedereinbürgerung von Arten bzw. einen neuen Populationsaufbau

zum Ziele haben. Die dreistufige Zielpyramide eines ganzheitlichen Fischartenschutzes gibt Abb. 12. wieder.

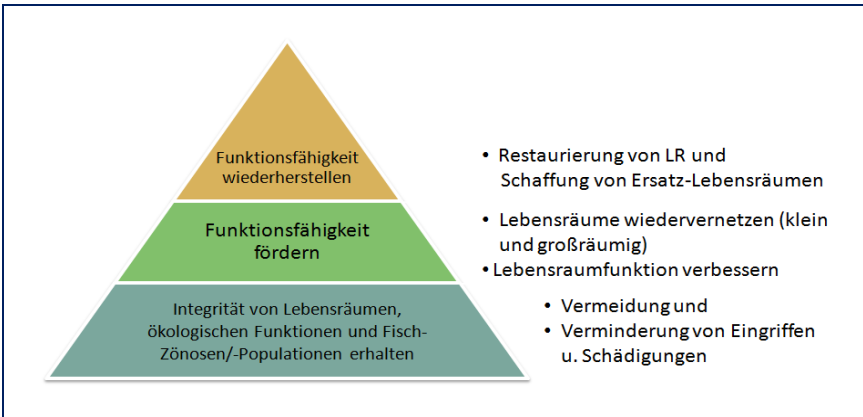


Abb. 12: Zielpyramide und Maßnahmen zum Schutz und zur Rehabilitierung der Fischfauna

Das integrierte Schutzkonzept basiert auf:

- (1) Vermeidung und Verminderung von Eingriffen zur Erhaltung der Integrität von aquatischen Lebensraumkomplexen, ökologischen Funktionen und Fischzönosen.
- (2) Herstellung/Verbesserung der longitudinalen und lateralen Durchgängigkeit (Vernetzung) zur Förderung und Verbesserung der Funktionsfähigkeit von aquatischen Lebensräumen und der natürlichen Fischpopulationen
- (3) Restaurierungsmaßnahmen zur Wiederherstellung der Funktionsfähigkeit von Fluss-Auelebensräumen z. B:

- Neuerrichtung von vernetzten Teillebensräumen wie Kieslaichplätze, Jungfischhabitats, Unterstände, Schiffahrtsschutzstrukturen etc. und
- Schaffung von Ersatzhabitat-Komplexen (Ersatzfließgewässer, Umgehungsgewässer, Entlandung von Altwasern, Wiederbeschickung von Nebenarmen).

Um eine nachhaltige Wirkung des Schutzkonzeptes zu gewährleisten, sollte die Wirksamkeit der Maßnahmen regelmäßig überprüft (Monitoring) und durch geeignete Pflege und Unterhaltung langfristig gesichert werden.

Folgende Beispiele zu konkreten Schutzmaßnahmen für die Fischfauna finden sich im Anhang:

1. Vermeidung/Verminderung von Fischschäden in Turbinen von Wasserkraftanlagen
2. Verminderung und Vermeidung von Fischschäden durch Schiffahrtsbetrieb (Schiffahrtsschutz-Strukturen)
3. Wiederherstellung und Verbesserung von Teil-Lebensräumen (Kieslaichplätze, Jungfischhabitats)
4. Umgehungssystem und Ersatzfließgewässer mit der Zielsetzung: Wiederherstellung der Durchgängigkeit sowie eines Fluss-Aue-Biotopkomplexes aus Fließgewässer-Lebensraum, Laichgebieten und Jungfischhabitats für Flussfische.

Literatur

- Ahnelt, H., M. Duchkowitsch. & G. Scattolin** (2001): *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857) (Teleostei: Gobiidae), the Racer Goby in Austria.- Österreichs Fischerei 54:262-266, Scharfling
- Ahnelt H., Banarescu P., Spolwind R., Harka A. und Waidbacher H.** (1998) Occurrence and Distribution of Three gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the middle and upper Danube region – examples of different dispersal patterns? – *Biologia, Bratislava* 53(5):665-678.
- Bormann, F.H., Likens, G.E.** (1979): Catastrophic disturbance and the steady state in northern hardwood forests. *American Scientist*, 67, 660-669
- Bunzel-Drüke, M., Scharf, M.** (2004): Wärmeeinleitung in die Lippe: Auswirkungen auf die Fischfauna.- *LÖBF-Mitteilungen* 3, S. 44-51
- Charlebois, P. M., J. E. Marsden, R. G. Goettel, R. K. Wolfe, D. J. Jude & S. Rudnika** (1997): The round goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas), a review of European and North American Literature.- 76 pp., Illinois-Indiana Sea Grant Program and Illinois Natural History Survey, INHS Special Publication No. 20
- Christensen, V., Guenette, S., Hyemanns, J.J., et al** (2003): Hundred year decline of north atlantic predatory fishes.- *Fish and Fisheries* , 4, 1-24.
- Cowx, G.; Welcome, R.L.** (1998): *Rehabilitation of Rivers for Fish.*- FAO and Fishing News Books, Oxford

- Freyhof J.** (2003) Immigration and potential impacts of invasive freshwater fishes in Germany, In: Jahresforschungsbericht des IGB 2002, Heft 17/2003.
- Haag** (2009): Die mögliche Wirkung des Klimawandels auf Wassertemperaturen von Fließgewässern.– WWF Deutschland (Hrsg.).
- Holzner, M.** 2000: Untersuchung über die Schädigung von Fischen bei der Passage des Mainkraftwerkes Dettelbach. Dissertation an der Technischen Universität München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Lehrstuhl für Tierhygiene, Arbeitsgruppe Fischbiologie. Freising.
- IKSR** (2004): Bericht Nr. 142d Wärmebelastung der Gewässer im Sommer 2003
Zusammenfassung der nationalen Situationsberichte
- IKSR-Niederlande** (2006): Einfluss der Wärmeeinleitungen auf die Wassertemperatur des Rheins Zusammenfassung, Niederländische Delegation
- Kinzelbach, R.** (1998): Die Neozoen. In: Gebhardt, H., Kinzelbach R. & Schmidt-Fischer S. (Hrsg.), Gebietsfremde Tierarten.- pp. 3-14, (ecomed Verlag) Landsberg
- Landwüst, C. v.** (2006): Expansion of *Proterorhinus marmoratus* (Teleostei, Gobiidae) into the river Moselle (Germany). Folia zoologica 55(1):107-111.
- Lelek, A.** (1987): The Freshwater Fishes of Europe, Volume 9: Threatened Fishes of Europe – AULA-Verlag Wiesbaden
- Levin, W.C., Bischoff, A., Mehner, T.** (2010): Die „gute fachliche Praxis“ in der Binnenfischerei.-Naturschutz u. Biologische Vielfalt Heft 105, BfN Schriftenvertrieb, Münster

- Moskal'kova, K. I.** (1996): Ecological and morpho-physiological prerequisites for distribution to range extension in the round goby *Neogobius melanostomus* under conditions of anthropogenic pollution. *J. Ichthyol.* 36:584-590
- Mullon, C., Freon, P., Cury, P.** (2005): The dynamic of collapse in world fisheries.- *Fish and Fisheries*, 6, 111-120
- Paintner, S. & Seifert K.** (2006): First record of the Round Goby, *Neogobius melanostomus* (Gobiidae), in the German Danube. *Lauterbornia* 58:101-108
- Paintner, S.** (2007): Schwarzmeergrundeln auf dem Vormarsch! Ausbreitung von Neozoen, Auswirkungen auf die heimische Fischfauna und Fischerei.- Tagungsband, 19. SVK-Fischereitagung, Künzell
- Pauly, D., Christensen, V. Dalsgaard, J. et al** (1998): Fishing down marine foodwebs. – *Science*, 279, 860-863
- Reinartz, R., Hilbrich T. und Born O.** (2000): Nachweis der Marmorierten Grundel (*Proterorhinus marmoratus* Pallas, 1811) im unterfränkischen Main bei Eltmann (Rheineinzugsgebiet). *Österreichs Fischerei* 53:192-194
- Schiemer, F.; Bartl, E., Hirzinger, H., et al** (2001): Der Einfluss des schifffahrtsbedingten Wellenschlages auf die Entwicklung der Fischfauna der Donau.- Studie im Auftrag vom Fischereirevierversand II – Korneuburg
- Seifert, K., Kölbing, A.** (1995): So macht Angeln Spaß.- BLV Verlag, München
- Seifert, K. & Hartmann F.** (2000): Die Kesslergrundel (*Neogobius kessleri*), eine neue Fischart in der deutschen Donau. *Lauterbornia* 38:105-108.

- Seifert, K.** (2011 in prep.): Praxishandbuch: Planung, Bau und Betrieb von Fischaufstiegsanlagen in Bayern.- Herausgeber.: Bayer. Landesamt f. Umwelt, Augsburg u. Landesfischereiverband Bayern e. V., München
- Siemens, M. v.** (2011): Auswirkungen von thermischen Einleitungen auf Fischfauna und Fischerei – Methoden zur Modellierung und Prognose.- Tagungsband, 22- SVK-Fischereitagung, Künzell
- Tittizer, T.** (1998): Vorkommen und Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrozoobenthos) in den Bundeswasserstrassen. In: Gebhardt, H., Kinzelbach R. & Schmidt-Fischer S. (Hrsg.), Gebietsfremde Tierarten.- pp. 49-86, (ecomed Verlag) Landsberg
- Wiesner, C., R. Spolwind, H. Waidbacher, S. Guttmann & A. Dobliger** (2000): Erstnachweis der Schwarzmundgrundel *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in Österreich.- Österreichs Fischerei 53:330-331, Scharfling

Anhang

Fischartenschutz unter dem Einfluss der Nutzungen

ANHANG: Beispiele für angewandten Fischartenschutz

Maßnahmen zur Schadenminderung und zum Ausgleich

1. Fischschäden in Wasserkraftturbinen
2. Wasserstraßenausbau
3. Umgehungsgewässer bzw. Ersatzfließgewässer an einer Stütz-Staustufe mit Wasserkraftwerk

Fischartenschutz unter dem Einfluss der Nutzungen

1. Vermeidung/Verminderung von Fischschäden in Wasserkraftturbinen

Grundsätzliche Möglichkeiten zur Verminderung

1.1 Fischschutz(Scheuch)- und Ableitanlagen

- Verhaltensbarrieren (elektr. Strom, Licht, Geräusche etc.)
- Mechanische Barrieren in Kombination mit Bypass-Systemen

1.2 fischfreundliche Turbinen

1.3 fischschonendes Turbinen-/Wehrmanagement

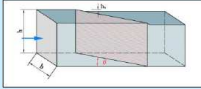
1.4 Trap and truck (Catch and carry)

(1.1) Fischschutz- und Abstiegsanlage

WKA Rothenburg: Fischabstiegsanlage

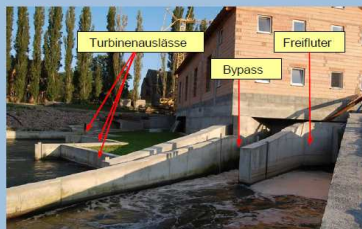
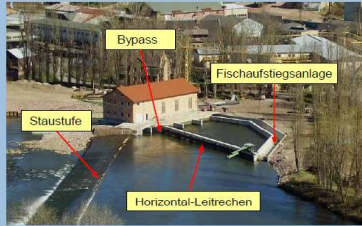
Leitsystem

- Typ: Horizontalrechen
- Stabweite: 20 mm
- horizontaler Anströmwinkel $\leq 38^\circ$
- vertikaler Anströmwinkel: 90°
- Sohleitwand: ja, Höhe = 0,60 m
- Rechenlänge: 50 m



Bypass

- Typ: schachtartiges Freispiegelgerinne (Fisch-Treibgut-Ableiter nach GLUCH 2007)
- Kanalbreite: 2,00 m
- Kanallänge: 12 m
- Dotation: 1,4 m³/s (bei MQ Saale)



Projekt und Bilder mit freundlicher Genehmigung von: BGF · Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel
Internet: www.bgf-halle.de · E-Mail: info@bgf-halle.de

(1.1) Fischschutz- und Abstiegsanlage

WKA Rothenburg: Funktionskontrolle

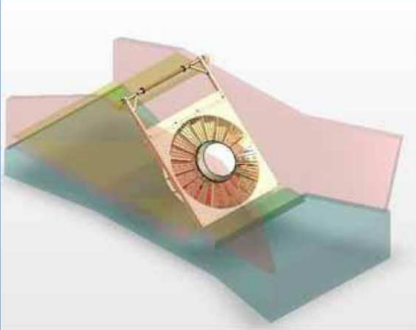
- 6.385 Individuen aus 29 Arten nachgewiesen
- häufigste Arten im Gesamtfang: Ukelei (66,8 % / 4.266 Indiv.), Aal (18,9 % / 1.205 Indiv.)
- Körperlänge 5 – 130 cm (Mittelwert: 24,5 cm, Mittelwert ohne Aal: 14,0 cm)



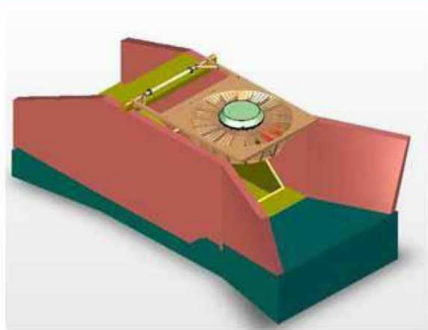
Projekt und Bilder mit freundlicher Genehmigung von: BGF · Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel
Internet: www.bgf-halle.de · E-Mail: info@bgf-halle.de

(1.2) Fischfreundliche Turbinen

Very Low Head (VLH) – Turbine für sehr geringes Gefälle



Turbine im Betrieb



Turbine außer Betrieb (hochgeklappt)

(1.2) Fischfreundliche Turbinen – VLH Turbine: Merkmale

- variable Drehzahl, zwischen 9 und 40 U/min
- verstellbares Laufrad
- starrer Leitapparat
- Wirkungsgrad 78 % bei max. Q_a (Über den gesamten nutzbaren Fallhöhenbereich, an den Trafoklemmen (!) gemessen!)

	Mortalität bei Turbinenpassage (%)	
	VLH	Kaplan (vergleichbare Leistung)
Aale	7,7	15 - 30
Junglachse	3,1	5 - 7

Im Sinne eines optimalen Fischschutzes sollte die Turbine in Verbindung mit einem Fischschutz- und Ableitsystem (20 mm Horizontalrechen mit Bypass) verwendet werden.

Fischartenschutz unter dem Einfluss der Nutzungen

(1.3) Fischfreundliches Wehr-/Turbinenmanagement

- Anpassung des Betriebs an Abwanderzeiten bestimmter Fischarten durch Drosselung bzw. Stopp der Turbinen während der Hauptzeit des Fischabstiegs betroffener Arten unter gleichzeitiger Abflussabgabe über das Wehr
- Mögliche Steuerung und Feinjustierung durch Monitoring von Fischwanderungen (DIDSON*, Migromat)

*Hydroakustische Methoden zur Fischerfassung unter besonderer Berücksichtigung einer akustischen Kamera (DIDSON)

Nachteil:

- Erzeugungsverluste (hohe Verhaltensbarriere für WK-Betreiber)
- nur für wenige Zielarten mit definierten Wanderzeiten anwendbar, Effizienz??

(1.4) Catch and Carry – Fang u. Transport

Nachteil:

- nur für einzelne Zielarten anwendbar, Effizienz ??

Fischartenschutz unter dem Einfluss der Nutzungen

2. Wasserstraßenausbau - Schutzstrukturen



2. Wasserstraßenausbau - Schutzstrukturen



Funktionen:

- Verminderung und Vermeidung von Fischschäden (Parallelwerke Schiffahrtsschutz)
- Verbesserung von Lebensräumen (Kieslaichflächen)

2. Wasserstraßenausbau – Schutzstrukturen u. Teilhabitate



Längsleitwerk, ausgestattet mit Stein-/Tothholzstrukturen/Wellenschlagschutz, Durchflussbereiche mit variablem Strömungsbild



2. Wasserstraßenausbau – Wiederherstellung von Habitaten



Funktionen:
Wiederherstellung von Habitaten
(Kieslaichplatz + Jungfischhabitat)

Huchen (FFH II, RL 3) August 2009

Zingel (FFH II, RL 2) August 2009

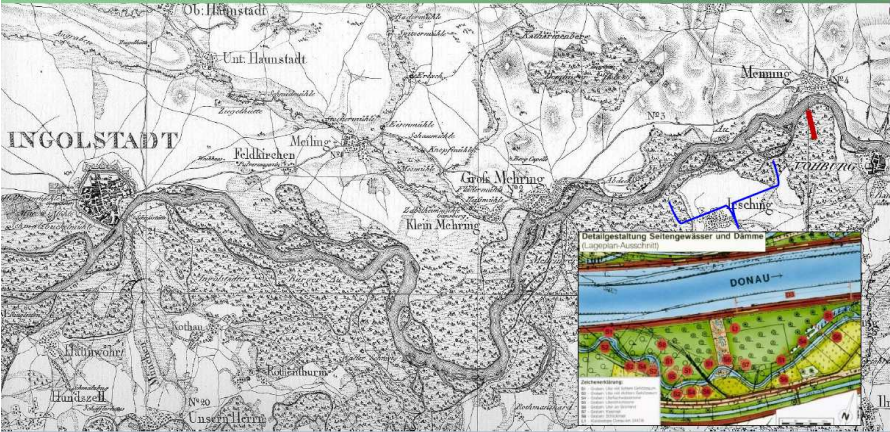
Streber (FFH II, RL 2) August 2009

2. Wasserstraßenausbau – Schutzstrukturen u. Teilhabitate



Hakenbuhne mit Totholz-Blocksteinelementen und Ausbuchtung (Uferrückbau) direkt unterstromig eines Kieslaichplatzes. Funktion: Brut-Jungfischhabitat, Hochwassereinstand

**3. Kompensationsmaßnahme für Aufstau (WK-Nutzung) u. Längskorrektion:
Ersatzfließgewässer und Umgehungssystem Donaustufe Vohburg**
Planungsleitbild: Historisches Donau-Auesystem (1819) zwischen Ingolstadt und Vohburg: Nachbildung eines Nebenarmes: Charakter: Kleiner Auefluss



**3. Beispielprojekt:
Umgehungssystem (UGS) Donaustufe Vohburg**

Ziele: Wiederherstellung der Durchgängigkeit, Ersatzfließgewässer, Laichgebiete und Jungfischhabitate für Flussfische



Fischartenschutz unter dem Einfluss der Nutzungen



Kieslaichplätze, frisch umgelagert im UGS, Jahr 2008, links: Streber (FFH Anh. II, RL 2, Population stetig nachgewiesen seit 1996)



Ehemaliger Donauarm mit permanenter Anbindung an das UGS, Jahr 2008, Bärbling (FFH II, RL2, Population stetig nachgewiesen seit 1994)



Kieslaichplätze-Jungfischhabitate in Flussbiegung, Jahr 2008



FFH-LRT 3260 im UGS, Jahr 2008

Fischartenschutz unter dem Einfluss der Nutzungen

Beispielprojekt Donaustufe Vohburg – Umgehungssystem: Untersuchung und Dokumentation der Funktionsfähigkeit 2009-2010 (BNGF 2010)

Schwarm aufwandernder Nasen (RL 2), März 2010



Frauennerfling (FFH II, RL 2) 2009



Streber (FFH II, RL 2), März 2010

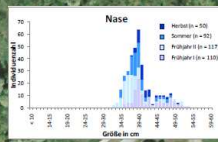


Donau-Stromgründling (FFH II, RL 2, 1994-2010)



Zielvorstellungen der Planung erreicht:

- hochwertiger Fließgewässerlebensraum für alle heimischen Donaufische der von diesen dauerhaft besiedelt bzw. immer wieder aufs Neue aufgesucht wird, sei es als Laichplatz, als Nahrungsraum oder als Wanderweg Richtung flussaufwärts: 100%-iger Ausgleich bei großer Stauhöhe (6 m Stauhöhe) erwartungsgemäß nicht möglich
- funktionsfähige Vernetzungssader für Flussfische, welche die Populationen im Unterwasser und Oberwasser verbindet und die laterale Vernetzung zwischen Fluss und Aue wiederherstellt (ökologische Durchgängigkeit längs und lateral)



Fischökologische und ökonomische Betrachtung der Wasserkraftpotenziale des Neckareinzugsgebiets

Uwe Dußling, Stephan Heimerl und Johannes Reiss

Zusammenfassung

Der Klimawandel sowie die Diskussionen über dessen Folgen und den notwendigen Klimaschutz haben in Deutschland in den vergangenen Jahren einen Umschwung in der Energiepolitik eingeleitet. Es wird angestrebt, die Nutzung fossiler Energieträger und die damit verbundenen Emissionen von Kohlendioxid und anderen Treibhausgasen wirksam zu reduzieren. Um dieses Ziel zu erreichen, ist die verstärkte Nutzung der Wasserkraft als regenerativer Energiequelle stärker in den Fokus gerückt.

Gleichzeitig ist die Stromerzeugung aus Wasserkraft mit problematischen Folgen für den Lebensraum Fließgewässer und die darin enthaltene Lebewelt verbunden. Zudem kann ein Ausbau der Wasserkraftnutzung einer Erreichung der Ziele entgegen stehen, die durch die EG-WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000) und europäische Regelungen zum Natur- und Artenschutz vorgegeben sind. Kenntnisse über Wasserkraftpotenziale, die an bereits vorhandenen Querbauwerkstandorten unter ökologisch akzeptablen Bedingungen öko-

nomisch attraktiv nutzbar sind, sind daher von besonderem Interesse.

Im vorliegenden Artikel werden die Ergebnisse einer Studie präsentiert, die der Ermittlung solcher Wasserkraftpotenziale im Einzugsgebiet des Neckars diene.

1. Einleitung – Pro und Contra der Wasserkraftnutzung

Stromerzeugung aus Wasserkraft hat bereits eine lange Tradition und nimmt – trotz des in jüngerer Vergangenheit forcierten Ausbaus von Windkraft-, Photovoltaik- und Biogasanlagen – noch immer eine führende Rolle bei der Nutzung regenerativer Energiequellen in Baden-Württemberg ein (Abb. 1). Unter den erneuerbaren Energieträgern werden für die Wasserkraft vor allem folgende Vorteile aufgeführt (HEIMERL 2009):

- Die durch Wasserkraftanlagen verursachten Emissionen (Kohlendioxid, Stickoxide, Schwefeldioxid usw.) sind im Vergleich zu einigen anderen Energieerzeugungsformen sehr gering;
- Wasserkraftanlagen sind als Grund-, Mittel- und Spitzenlastkraftwerke einsetzbar;
- Laufwasserkraftwerke haben mit bis zu 6.000 Betriebsstunden pro Jahr eine hohe durchschnittliche Ausnutzungsdauer;
- aufgrund ihrer langen Lebensdauer können Wasserkraftanlagen trotz hoher Anfangsinvestitionen sehr günstig Energie erzeugen;

- die Technik ist weitgehend ausgereift, Wasserkraftanlagen können über 90 % der Energie des Wassers ernten;
- Wasserkraftanlagen können für Schifffahrt, Hochwasserschutz oder Freizeiteinrichtungen einen Zusatznutzen entfalten.

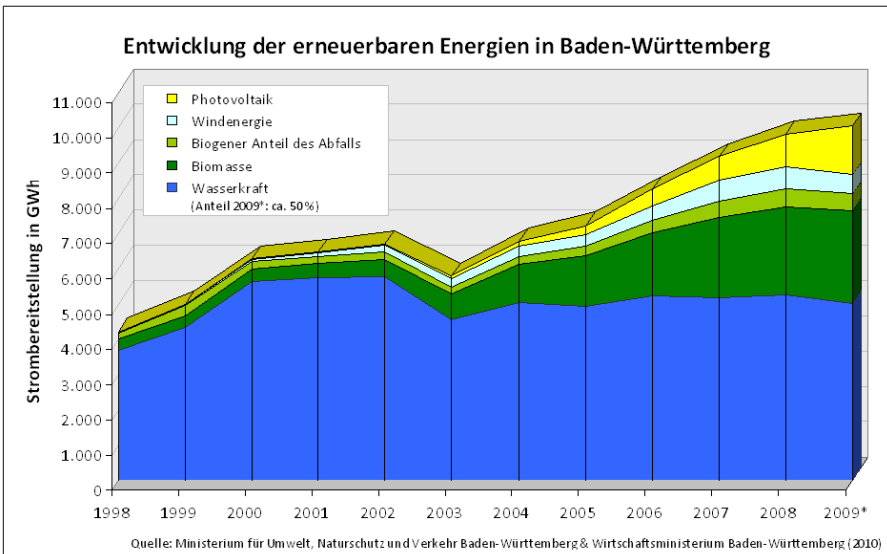


Abb. 1: Entwicklung der Strombereitstellung (Endenergie) aus erneuerbaren Energien in Baden-Württemberg. * Die Zahlen von 2009 beruhen im Wesentlichen auf Abschätzungen

Die Vielzahl der in heutiger Zeit zu unterschiedlichen Zwecken in Fließgewässern installierten Querbauwerke führt generell zu einer starken Störung des natürlichen Fließgewässerkontinuums. Querbauungen stellen hierbei nicht nur einen Eingriff in die Längsdurchgängigkeit der Fließgewässer dar, sondern beeinflussen vor allem auch die natürliche Dynamik des Abflussgeschehens. Dies gilt

auch für die bei Wasserkraftanlagen letztlich notwendigen Querbauwerke, womit den genannten Vorteilen der Stromerzeugung aus Wasserkraft auch entsprechende Nachteile gegenüber stehen. Die aus dem Querverbau resultierenden Beeinträchtigungen für Fließgewässer und ihre Lebewelt sind vielfältig. Als wichtigste Aspekte lassen sich nennen:

- Die Behinderung oder Unterbindung von Wander- und Wechselmöglichkeiten für Wassertiere, insbesondere für Fischarten;
- die Behinderung oder Unterbindung des Transports und der regelmäßigen Umlagerung von Sohlsubstraten als grundlegende Voraussetzungen für den Fortbestand bzw. das Entstehen funktionsfähiger Laichbiotope für eine Reihe von Fischarten;
- Veränderungen des natürlichen Temperaturregimes durch eine stärkere Erwärmung infolge längerer Verweilzeiten des Wassers (Staubereiche) und reduzierter Wassertiefen (Restwasserstrecken);
- ein allgemeiner Verlust natürlicherweise vorhandener Fließgewässerstrukturen und Habitate durch Wasserentnahme, Einstau von Gewässern und damit einhergehenden gewässerbaulichen Eingriffen;
- Schädigungen von Fischen und anderen Wasserorganismen durch Turbinen, mechanische Barrieren und große Absturzhöhen.

Vor dem Hintergrund dieses Spannungsfeldes und den weiterhin aktuellen Bestrebungen, die Stromerzeugung aus Wasserkraft durch

die Erschließung zusätzlicher Wasserkraftpotenziale zu optimieren, stellen sich drei zentrale Fragen:

- Wie können etwaige ökologische Folgen in vertretbarem Rahmen und im Einklang mit den übrigen Bewirtschaftungszielen für Fließgewässer gehalten werden?
- Wie hoch ist das tatsächliche Erschließungspotenzial der Wasserkraft unter akzeptablen ökologischen Rahmenbedingungen?
- Sind die erschließbaren Potenziale wirtschaftlich nutzbar?

Nachfolgend wird beleuchtet, wie diese Fragestellungen im Rahmen einer Potenzialstudie für das Einzugsgebiet des Neckars bearbeitet wurden.

2. Untersuchungsgebiet und Aufgabenstellung

Das Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr Baden-Württemberg beauftragte im Herbst 2008 das Büro am Fluss e.V., eine Studie zur Erhebung von Wasserkraftpotenzialen im Neckar-Einzugsgebiet in Zusammenarbeit mit der Fichtner GmbH & Co. KG und dem Büro Gewässer & Fisch durchzuführen. Das zu bearbeitende Untersuchungsgebiet umfasste das gesamte baden-württembergische Einzugsgebiet des Neckars exklusive des als Bundeswasserstraße ausgebauten Neckarabschnitts. Gegenstand der Studie waren ausschließlich bereits vorhandene Querbauwerke (Regelungsbauwerke und Sohlenbauwerke).

Die Studie umfasste die Aufgaben,

- Ausbaupotenziale von bereits genutzten Wasserkraftstandorten durch Modernisierung und
- Neubaupotenziale an bereits bestehenden, derzeit aber nicht energetisch genutzten Querverbauungen

auf Grundlage der bestehenden Fallhöhen (d. h. ohne Stauzielhöhen) zu ermitteln und in diesem Rahmen

- standardisierte Festlegungen zur Gewährleistung einer ausreichenden Durchgängigkeit für Fische zu treffen,
- durch EU-Vorschriften vorgegebene Bewirtschaftungsziele für Fließgewässer zu berücksichtigen sowie
- eine Abschätzung der Wirtschaftlichkeit für die ermittelten Potenziale vorzunehmen.

Der Fokus bei der Berücksichtigung der aus fischökologischer Sicht bestehenden Erfordernisse wurde im Rahmen der Studie auftragsgemäß auf den Aspekt der Fischwanderungen und -migrationen gerichtet.

3. Rahmenbedingungen für die Nutzung der Wasserkraft

3.1 Bewirtschaftungsziele nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Seit dem Jahr 2000 ist die EG-WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000) die wichtigste Grundlage des wasserwirtschaftlichen Handelns. Zweck der WRRL ist die nachhaltige Nutzung der Ressource Wasser. Diese ist unter anderem mit dem verpflichtenden Ziel verbunden, Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet $> 10 \text{ km}^2$ und Seen mit einer Fläche $> 50 \text{ ha}$ in einem guten ökologischen Zustand zu erhalten bzw. durch geeignete Maßnahmen im Regelfall bis zum Jahr 2015, spätestens jedoch bis 2027, in einen guten ökologischen Zustand zu überführen. Für künstliche und erheblich veränderte Gewässer gilt das gute ökologische Potenzial als Bewirtschaftungsziel.

Nach den hierzu vorliegenden vorläufigen Bewertungsergebnissen der fischbasierten Fließgewässerbewertung gemäß WRRL erreichen die Wasserkörper des Untersuchungsgebiets den guten ökologischen Zustand mehrheitlich noch nicht. Ursache sind insbesondere Beeinträchtigungen der Lebensraumfunktionen infolge menschlicher Eingriffe in die natürliche Strukturvielfalt, Dynamik und Durchgängigkeit der Fließgewässer. Diese gehen auf eine Reihe unterschiedlicher Gewässernutzungen zurück und sind – wie eingangs erwähnt – auch Folgen der Stromerzeugung aus Wasserkraft.

3.2 Wasserrechtliche Vorgaben

Der rechtliche Rahmen für die energiewirtschaftliche Nutzung der Wasserkraft wird durch die nationalen, zur Umsetzung der WRRL erlassenen Gesetze vorgeben. Zu nennen sind das WASSERHAUSHALTSGESETZ (2009) auf Bundesebene (WHG) und das für die Potenzialstudie relevante WASSERGESETZ (2005) auf der Landesebene von Baden-Württemberg (WG). Beide Gesetze verbinden die Bewirtschaftung von Gewässern mit dem grundsätzlichen Ziel, die Funktionsfähigkeit der Gewässerlebensräume zu erhalten und zu verbessern. § 35 WHG knüpft die Zulässigkeit der Wasserkraftnutzung ferner an die Ergreifung von geeigneten Maßnahmen zum Schutz der Fischpopulation.

Mit dem WASSERKRAFTERLASS BADEN-WÜRTTEMBERG (2007) existiert ein weiteres, für Baden-Württemberg spezifisches Instrument, das die Zulassung von Wasserkraftanlagen bis 1.000 kW Leistung regelt. Der Wasserkrafterlass diente als entscheidende Grundlage für die Potenzialstudie und schreibt die grundsätzliche Gewährleistung der Durchgängigkeit bei der Nutzung der Wasserkraft vor. In bestimmten Fällen umfasst dies auch Anforderungen an die flussabwärts gerichtete Durchgängigkeit.

Konkret enthält der Wasserkrafterlasses Ausführungen zur Festlegung von Mindestabflüssen im Rahmen des wasserrechtlichen Ge-

nehmungsverfahrens. Dabei ist grundsätzlich zwischen zwei Kraftwerkstypen zu unterscheiden (Abb. 2):

- **Ausleitungskraftwerke**, bei denen über einen Triebwerkskanal eine bestimmte Wassermenge aus dem Gewässermutterbett entnommen und nach der energetischen Nutzung wieder zurückgeführt wird (es entsteht eine Ausleitungsstrecke);
- **Flusskraftwerke**, bei denen keine Wasserentnahme stattfindet, sondern die energetische Nutzung des Wassers durch Anstau im Gewässermutterbett erfolgt.

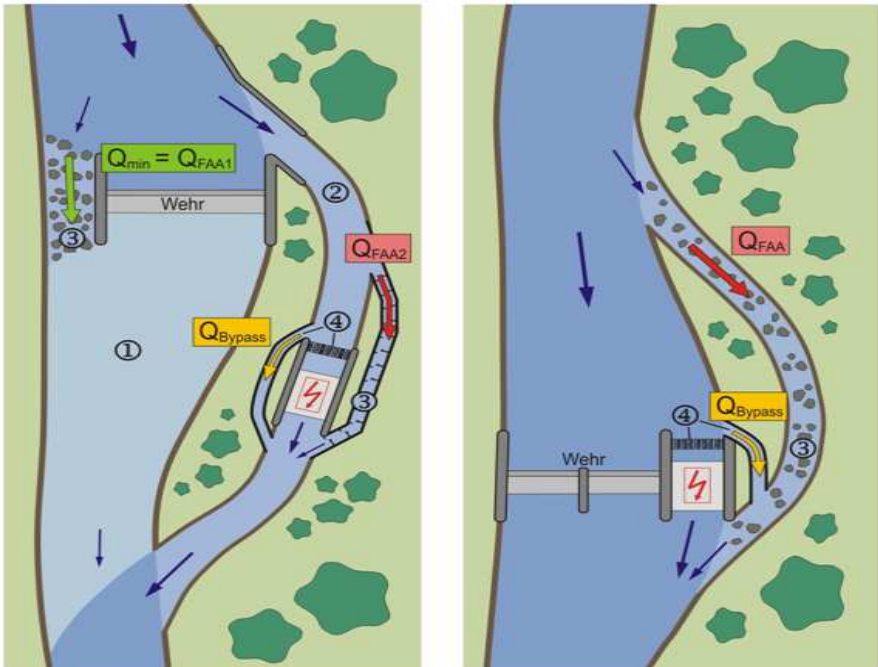


Abb. 2: Schematische Darstellung eines Ausleitungskraftwerks (links) und eines Flusskraftwerks (rechts) mit ① = Ausleitungsstrecke, ② = Triebwerkskanal, ③ = Fischaufstiegsanlage(n) und ④ = Fischabstiegsanlage (Rechen-Bypass-System).

Die Festlegung des jeweiligen Mindestabflusses erfolgt demnach in einem zweistufigen Verfahren. Im ersten Schritt werden aus den hydrologischen Daten des Standortes Orientierungswerte abgeleitet. Für den Mindestabfluss in Ausleitungsstrecken – d. h. für die im Gewässermutterbett verbleibende, nicht vom Ausleitungskraftwerk energetisch genutzte Wassermenge – gilt einen Orientierungswert von $1/3$ MNQ (MNQ = mittlerer Niedrigwasserabfluss). Der Mindestabfluss für Flusskraftwerke bemisst sich gemäß Wasserkrafterlass in erster Linie nach den Anforderungen an eine funktionsfähige Fischaufstiegsanlage inklusive der notwendigen Leitströmung. Ein quantitativer Orientierungswert hierzu ist nicht genannt.

Der zweite Schritt zur Festlegung des Mindestabflusses umfasst eine Überprüfung des Orientierungswertes an Hand der örtlichen Gegebenheiten und die gegebenenfalls erforderlichen Anpassungen. Diese dienen beispielsweise dazu, Ausleitungsstrecken durchgängig zu gestalten, eine ausreichende Leitströmung zu erzeugen, funktionsfähige Fischaufstiegsanlagen herzustellen oder zusammenhängende und funktionsfähige Lebensräume zu erhalten.

3.3 Belange des Natur- und Artenschutzes

In den von anadromen Wanderfischarten derzeit nicht erreichbaren Gewässern des Untersuchungsgebiets sind vor allem die EG-AAL-VERORDNUNG (2007) und die FFH-RICHTLINIE (1992) für Belange des

Fischartenschutzes relevant. Beide Gesetzeswerke enthalten Vorgaben, die bei der Nutzung der Wasserkraft im Neckargebiet zu beachten sind.

In der **EG-Aalverordnung** ist die Nutzung der Wasserkraft zur Stromerzeugung als Gefährdungsfaktor für den Aal festgehalten. In den Wanderrouen befindliche Wasserkraftanlagen werden als maßgeblich mitverantwortlich für die durch Turbinenpassagen eintretenden Tötungsverluste bei aus dem Binnenbereich abwandernden geschlechtsreifen Blankaalen angesehen. Die EG-Aalverordnung fordert daher die Sicherstellung einer ausreichenden Abwanderungsrate, unter anderem auch durch geeignete Maßnahmen an Wasserkraftanlagen. Details hierzu waren in einzugsgebietspezifischen Aalbewirtschaftungsplänen festzulegen. Der Neckar und seine Zuflüsse sind im Aalbewirtschaftungsplan – Flussgebietseinheit Rhein (LANUV NRW 2008) behandelt, der im Dezember 2008 vorgelegt und durch Beschluss der Kommission vom 08.04.2010 genehmigt wurde. In Bezug auf den Gefährdungsfaktor Wasserkraftnutzung wurden folgende relevante Regelungen getroffen:

- Errichtung neuer Wasserkraftanlagen im Aal-Einzugsgebiet nur mit funktionsfähigen Auf- und Abstiegsanlagen auch für Aale;
- langfristig: Die Ausstattung bestehender Kraftwerke mit geeigneten Schutzeinrichtungen und funktionierendem Bypass (wo dies technisch möglich ist);

- kurz- bis mittelfristig: Die zeitweilige Abschaltung/Drosselung der Kraftwerke in den Hauptwanderzeiten, soweit die Aalabwanderungszeiten hinreichend genau feststellbar sind;
- so genannte "Fang & Transport"-Maßnahmen an Flüssen mit hoher Mortalität, solange weder die Ausstattung mit geeigneten Schutzeinrichtungen noch die zeitweilige Abschaltung/Drosselung zu realisieren sind.

Die **FFH-RICHTLINIE** (1992) der EU – durch das **BUNDESNATURSCHUTZGESETZ** (2009) auf nationaler Ebene umgesetzt – dient dem Schutz und dem Erhalt bestimmter Lebensräume und besonders gefährdeter wildlebender Tier- und Pflanzenarten. Schutzziele sind unter anderem auch sämtliche in Baden-Württemberg heimischen Neunaugenarten und verschiedene Fischarten. In der praktischen Umsetzung der FFH-Richtlinie wurde ein Netzwerk von Schutzgebieten – die FFH-Gebiete – ausgewiesen, welches auch eine Reihe von Gewässerabschnitten des Untersuchungsgebiets umfasst. FFH-Gebiete unterliegen hierbei grundsätzlich dem Verschlechterungsverbot gemäß § 33 Abs. 1 Bundesnaturschutzgesetz. Eingriffe, die zu einer erheblichen Beeinträchtigung der geschützten Lebensraumtypen und Arten führen, sind demnach unzulässig.

Ein Ausbau der Wasserkraftnutzung stellt a priori eine mögliche erhebliche Beeinträchtigung in diesem Sinne dar, wenn daraus Veränderungen der Gewässerlebensräume resultieren (wie dies

z. B. bei einer Erhöhung des Stauziels der Fall wäre). Die Zulässigkeit solcher Maßnahmen ist in FFH-Gebieten daher in jedem Einzelfall zu prüfen. Ein Ausbau der Wasserkraftnutzung bleibt in den betreffenden Fließgewässerabschnitten damit zwar grundsätzlich möglich, ist jedoch gegebenenfalls mit strengeren ökologischen Restriktionen und Anforderungen verbunden.

3.4 Das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG)

Das EEG (2010) des Bundes hat den Gesetzeszweck, *"eine nachhaltige Entwicklung der Energieversorgung zu ermöglichen und [...] die Weiterentwicklung von Technologien zur Erzeugung von Strom aus Erneuerbaren Energien zu fördern"*.

In dem Gesetz ist als Ziel formuliert, den Anteil der erneuerbaren Energien an der Stromversorgung in Deutschland bis zum Jahr 2020 auf mindestens 30 Prozent zu erhöhen. Hierzu schafft das EEG ökonomische Anreize durch festgelegte Vergütungssätze für Strom, der aus erneuerbaren Energien gewonnen wird. Diese Vergütungssätze sind – soweit für die Potenzialstudie relevant – in Tabelle 1 zusammengefasst und werden für Wasserkraftanlagen mit einer Leistung bis zu 5 MW über einen Zeitraum von 20 Jahren gewährt. Sie bilden eine wesentliche Grundlage für die Abschätzung der Wirtschaftlichkeit im Falle der Nutzung vorhandener Wasserkraftpotenziale.

Ergänzend ist zu beachten, dass die Vergütung gemäß EEG Bedingungen unterliegt und nur gilt,

"wenn nach der Errichtung oder Modernisierung der Anlage nachweislich ein guter ökologischer Zustand erreicht oder der ökologische Zustand gegenüber dem vorherigen Zustand wesentlich verbessert worden ist".

Dies ist gemäß EEG in der Regel der Fall, wenn die Stauraumbewirtschaftung, die biologische Durchgängigkeit, der Mindestwasserabfluss, die Feststoffbewirtschaftung oder die Uferstruktur wesentlich verbessert werden. Auch die Anlage von Flachwasserzonen oder die Anbindung von Altarmen und Seitenstrukturen können wesentliche ökologische Verbesserungen im Sinne des EEG sein.

Tabelle 1: Vergütung für Strom aus Wasserkraft nach EEG (2010) (Auszug)

Leistungsklasse (kW)	Vergütungssätze (ct./kWh) bei	
	Neubau	Modernisierung
≤ 500	12,67	11,67
> 500 bis ≤ 2.000	8,65	8,65

4. Berücksichtigung ökologischer Abflüsse

Im Rahmen der Potenzialstudie war es weder möglich noch vorgesehen, eine detaillierte Analyse einzelner Querbauwerkstandorte vorzunehmen. Stattdessen wurde das Ziel verfolgt, Arbeitswerte für ökologische Abflüsse festzusetzen, die auf standardisierte Weise in die Potenzialberechnung einfließen können. Hierbei wurden berücksichtigt:

- Mindestabflüsse für Ausleitungsstrecken (Q_{\min});
- Abflüsse zur Dotation von Fischaufstiegsanlagen an Regelungsbauwerken und, sofern dies aus fischökologischer Sicht erforderlich ist, im Bereich von Krafthäusern (Q_{FAA});
- Abflüsse zur Dotation von Rechen-Bypass-Systemen für den Fischabstieg, sofern dies aus fischökologischer Sicht erforderlich ist (Q_{Bypass}).

In Abstimmung mit dem Auftraggeber wurden hierzu zwei unterschiedliche, parallel weiterverfolgte Ansätze ausgearbeitet (wobei gegebenenfalls existente, standortspezifische Abflussregelungen mit über das jeweilige Szenario hinausgehenden Dotationen berücksichtigt blieben):

Szenario 1: Potenzialberechnung unter Berücksichtigung ökologischer Abflüsse, die ausschließlich den Orientie-

rungswerten gemäß Wasserkrafterlass Baden-Württemberg entsprechen.

Szenario 2: Potenzialberechnung unter Beachtung ökologischer Abflüsse, die den von den örtlichen Gegebenheiten abhängigen spezifischen fischökologischen Anforderungen gemäß Wasserkrafterlass Baden-Württemberg Rechnung tragen.

4.1 Szenario 1: Orientierungswerte nach Wasserkrafterlass Baden-Württemberg

Die im Rahmen des Szenario 1 berücksichtigten ökologischen Abflüsse orientieren sich ausschließlich an den hierzu im Wasserkrafterlass Baden-Württemberg enthaltenen quantitativen Vorgaben. Spezifische ökologische Rahmenbedingungen des Standorts bleiben genauso unberücksichtigt wie etwaige hydraulische Erfordernisse. Auch Abflüsse zur Dotation von ergänzenden Fischaufstiegsanlagen oder von Rechen-Bypass-Systemen zum Fischabstieg entfallen.

Für **Ausleitungskraftwerke** gibt der Wasserkrafterlass einen Orientierungswert von $1/3$ MNQ zur Mindestdotation von Ausleitungsstrecken vor. Dieser Wert wurde auch für die Potenzialberechnung gemäß Szenario 1 herangezogen.

Bei **Flusskraftwerken** wird das entnommene Wasser unmittelbar unterhalb des Regelungsbauwerks wieder eingeleitet, so dass keine Ausleitungsstrecke entsteht. Somit ist an Flusskraftwerken lediglich für die Anlage zur Herstellung der Durchgängigkeit ein ausreichender Abfluss mit der notwendigen Leitströmung zu gewährleisten. Hierzu sind keine quantitativen Orientierungswerte im Wasserkraft-erlass genannt. In der aktuellen Praxis wird zur Dotation von Fisch-aufstiegsanlagen an Flusskraftwerken unter normalen Bedingungen häufig ein Abflusswert von etwa $1/6$ MNQ angesetzt. Dieser Wert wurde daher auch zur Berechnung der Wasserkraftpotenziale ge-mäß Szenario 1 verwendet.

4.2 Szenario 2: Spezifische ökologische Abflüsse nach Wasserkrafterlass Baden-Württemberg

Eine stärker differenzierende und an den jeweiligen ökologischen Rahmenbedingungen ausgerichtete Betrachtung ist im Wasserkraft-erlass Baden-Württemberg durch das beschriebene zweistufige Ver-fahren umrissen. Aufgrund der Vielzahl der von der Potenzialstudie erfassten Querbauwerkstandorte waren für die Potenzialberechnung letztlich Verallgemeinerungen zur ausreichenden Berücksichtigung fischökologischer Erfordernisse zu treffen. Dies erfolgte unter folgen-den Prämissen:

- Stromaufwärts gerichtete Fischwanderungen und -migrationen sollten in allen Fließgewässern möglichst umfassend und bestmöglich gewährleistet sein.
- Stromabwärts gerichtete Fischwanderungen und -migrationen sollten zumindest in den hinsichtlich dieses Aspekts fischökologisch besonders bedeutsamen Fließgewässerabschnitten (Wanderrouten anadromer Fischarten, hoher Migrationsbedarf der Fischfauna, Aal-Einzugsgebiet) möglichst umfassend und bestmöglich sowie weitestgehend ohne Schädigung der Fische möglich sein.

Diese fischökologisch bedeutenden Vorgaben erfordern eine Reihe weitergehender Betrachtungen.

Hydraulische Erfordernisse

Die Gestaltung von funktionsfähigen Fischaufstiegsanlagen an Wasserkraftstandorten hängt unter anderem entscheidend davon ab, ob deren Konstruktion und Dotation an den Körpergrößen, Verhaltensweisen und Schwimmleistungen der entsprechenden Zielarten ausgerichtet ist. Auf der Grundlage hierzu vorliegender wissenschaftlicher Erkenntnisse lassen sich von der Fischart abhängige Werte für die aus hydraulischer Sicht erforderlichen Mindestabflüsse in Fischaufstiegsanlagen formulieren. Diese sind in Tabelle 2 für einige wichtige Fischarten zusammengestellt. Eine Unterschreitung der betreffenden Werte führt dazu, dass für die

jeweiligen Fischarten ein Aufstieg in ökologisch ausreichendem Umfang aufgrund der entstehenden hydraulischen Rahmenbedingungen nicht mehr gewährleistet ist.

Die Werte in Tabelle 2 basieren allerdings ausschließlich auf hydraulischen Erwägungen zur Fischaufstiegsanlage selbst. Sie lassen insbesondere noch keine detaillierten Rückschlüsse darüber zu, inwieweit andere für die durchgängige Gestaltung von Wasserkraftstandorten wichtige Rahmenbedingungen erfüllt sind. Eine Schlüsselstellung bei der durchgängigen Gestaltung von Ausleitungskraftwerken kommt beispielsweise der stromabwärts an eine Fischaufstiegsanlage anschließenden Ausleitungsstrecke im Gewässermutterbett zu. Herrschen dort Strömungs- und Tiefenverhältnisse vor, die von den betreffenden Zielfischarten gemieden werden, gelangen diese nicht zur Fischaufstiegsanlage, welche die ihr zugeordnete Funktion dann nicht mehr erfüllen kann. Im Endeffekt wird ein Querbauwerkstandort für Fische damit auch im Falle einer prinzipiell funktionsfähigen Fischaufstiegsanlage unpassierbar.

Spezifische ökologische Abflüsse an Ausleitungskraftwerken

Der im Wasserkrafterlass Baden-Württemberg für den Mindestabfluss in Ausleitungsstrecken genannte Orientierungswert von $1/3$ MNQ kann in vielen Fällen ausreichen, um Ausleitungskraftwerke stromaufwärts durchgängig zu gestalten. Unzureichend ist ein

Abfluss von 1/3 MNQ jedoch dann, wenn er zur Unterschreitung der in den Tabellen 2 zusammengestellten Orientierungswerte führt.

Tabelle 2: Orientierungswerte für die erforderliche Mindestdotations von Fischaufstiegsanlagen ($Q_{FAA \min}$) aus hydraulischer Rechnung ohne Berücksichtigung der Leitwirkung (DWA 2010, DUMONT 2005)

Fischart	Beckenartige Bauweise	Umgehungsgerinne
	$Q_{FAA \min}$ (m ³ /s)	$Q_{FAA \min}$ (m ³ /s)
Bachforelle	0,1	0,2
Äsche, Döbel, Rotauge, Hasel	0,15 – 0,25	0,35
Barbe, Erachse, Hecht, Zander, Lachs, Meerforelle	0,4 – 1,0	0,5 – 0,55

Hierzu kommt es vor allem in den natürlicherweise bereits durch geringe Abflüsse gekennzeichneten Gewässerabschnitten der Forellen- und Äschenregion. Die dort in Fischaufstiegsanlagen erforderlichen Dotationen betragen gemäß Tabelle 2 mindestens 0,1 m³/s (Bachforelle) bzw. 0,15 - 0,25 m³/s (Äsche). Insbesondere in der Forellenregion ist aber fraglich, ob die für eine beckenartige Fischaufstiegsanlage gerade noch ausreichende Dotation in den größeren Querschnitten der Ausleitungsstrecke zu genügenden Tiefen- und Strömungsverhältnissen führt. Als Arbeitswert für die Potenzialermittlung mit Szenario 2 wurde daher ein ökologischer Mindestabfluss von 1/3 MNQ, mindestens jedoch 0,2 m³/s festgelegt (Tab. 3, Abb. 2).

Tabelle 3: Übersicht der bei der Ermittlung von Wasserkraftpotenzialen im Neckar-Einzugsgebiet (ohne Bundeswasserstraße) in den Berechnungsszenarien berücksichtigten ökologischen Abflüsse.

Ökologische Funktion	<u>Szenario 1:</u>	<u>Szenario 2:</u>
	Orientierungswerte nach Wasserkrafterlass	Spezifische ökologische Abflüsse nach Wasserkrafterlass
Ausleitungskraftwerke		
A) Mindestabfluss (Ausl.strecke) = Dotation 1. Fischaufstiegsanlage: $Q_{\min} = Q_{FAA1}^{(1)}$	$Q_{\min} = Q_{FAA1}^{(1)} = 1/3 \text{ MNQ}$; ohne Mindestwert	$Q_{\min} = Q_{FAA1}^{(1)} = 1/3 \text{ MNQ}$; jedoch mindestens: $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$
B) Dotation 2. Fischaufstiegsanlage am Krafthaus: Q_{FAA2}	keine	$Q_{FAA2} = 0,2 \text{ m}^3/\text{s}$ (nur bei hohem Migrationsbedarf ⁽²⁾)
C) Dotation Fischabstiegsanlage (Bypass): Q_{Bypass}	keine	$Q_{Bypass} = 0,1 \text{ m}^3/\text{s}$ (nur im Aal-EZG ⁽³⁾ oder bei hohem Migrationsbedarf ⁽²⁾)
Ökologischer Gesamtabfluss, Ausleitungskraftwerke: $Q_{ök(A)}$	$Q_{ök(A)} = Q_{\min} = 1/3 \text{ MNQ}$	$Q_{ök(A)} = Q_{\min} + Q_{FAA2} + Q_{Bypass}$
Flusskraftwerke		
A) Dotation Fischaufstiegsanlage: Q_{FAA}	$Q_{FAA} = 1/6 \text{ MNQ}$; ohne Mindestwert	$Q_{FAA} = 1/6 \text{ MNQ}$; jedoch mindestens: $0,4 \text{ m}^3/\text{s}$ bei hohem Migrationsbedarf ⁽²⁾ ; $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$ bei normalem und erhöhtem Migrationsbedarf ⁽²⁾
B) Dotation Fischabstiegsanlage (Bypass): Q_{Bypass}	keine	$Q_{Bypass} = 0,1 \text{ m}^3/\text{s}$ (nur im Aal-EZG ⁽³⁾ oder bei hohem Migrationsbedarf ⁽²⁾)
Ökologischer Gesamtabfluss, Flusskraftwerke: $Q_{ök(F)}$	$Q_{ök(F)} = Q_{FAA} = 1/6 \text{ MNQ}$	$Q_{ök(F)} = Q_{FAA} + Q_{Bypass}$

⁽¹⁾ aus fischökologischer Sicht ist anzustreben, Q_{\min} vollständig über eine geeignete Fischaufstiegsanlage abzuführen.

⁽²⁾ gemäß DUBILING (2005)

⁽³⁾ gemäß Aalbewirtschaftungsplan – Flussgebietseinheit Rhein (LANUV NRW 2008)

Ein zweiter, für den Fischaufstieg an Ausleitungskraftwerken bedeutender Aspekt ist der Umstand der miteinander konkurrierenden Strömungen aus der Ausleitungsstrecke (Gewässermutterbett) und aus dem Triebwerkskanal (Abb. 2). Fast immer geht die deutlich stärkere Strömung hierbei von dem mit signifikant höheren Abflüssen dotierten Triebwerkskanal aus. In diesen werden die bei ihren Aufstiegen in erster Linie an der stärksten Strömung orientierten Fische in der Folge vermehrt geleitet. Sofern am Krafthaus keine zusätzliche funktionstüchtige Fischaufstiegsanlage installiert ist, entsteht dort ein Sackgasseneffekt.

Dieser hat immer dann besonders nachteilige fischökologische Folgen, wenn obligatorisch über mittlere bis lange Distanzen wandernde Fischarten betroffen sind. In den betrachteten Gewässern des Neckarsystems ist die Durchführung möglichst ungehinderter Längswanderungen vor allem für innerhalb der Fließgewässersysteme wandernde Arten (insbesondere Barbe und Nase) wichtig. Gewässer, in denen diese Arten natürlicherweise zu den prägenden Leitfischarten gehören, wurden in Baden-Württemberg als Flussabschnitte mit hohem Migrationsbedarf der Fischfauna definiert (DUßLING 2005). Für darin gelegene Querbauwerkstandorte wurde im Rahmen der Potenzialermittlung nach Szenario 2 ein ökologischer Abfluss von $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$ zur Beschickung einer zweiten Fischaufstiegsanlage am Krafthaus berücksichtigt (Tab. 3, Abb. 2). Dieser Arbeitswert unterschreitet zwar die in beckenartigen Konstruktionen

für Barben erforderliche Mindestdotation (Tab. 2), ist jedoch als ganzjähriger Durchschnitt aufzufassen, der die Möglichkeit vorsieht, jahreszeitabhängig an das Migrationsverhalten der Fische angepasste dynamische Abflussregelungen treffen zu können.

In einigen der untersuchten Fließgewässer sind aus fischökologischer Sicht auch Rechen-Bypass-Systeme für stromabwärts gerichtete Fischwanderungen notwendig. Im Aal-Einzugsgebiet des Neckar-Einzugsgebiets ergibt sich diese Erfordernis bereits aus den Vorgaben der EG-Aalverordnung bzw. des Aalbewirtschaftungsplans Rhein. Darüber hinaus sind funktionierende Fischabstiege auch in den oben genannten Flussabschnitten mit hohem Migrationsbedarf der Fischfauna wichtig, da die Biologie obligatorischer Mittel- und Langdistanzmigranten Wanderungen in Fließrichtung in erhöhtem Maße bedingt. An allen Standorten, die im Aal-Einzugsgebiet des Neckarsystems oder in Abschnitten mit hohem Migrationsbedarf Fischfauna gelegen sind, wurde für die Potenzialermittlung nach Szenario 2 daher ein weiterer ökologischer Abfluss von $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$ zur Dotation von Rechen-Bypass-Systemen berücksichtigt (Tab. 3, Abb. 2).

Spezifische ökologische Abflüsse an Flusskraftwerken

Die für ökologische Abflüsse an Flusskraftwerken getroffenen Festlegungen basieren auf analogen Überlegungen wie für Ausleitungskraftwerke. Da an Flusskraftwerken keine Ausleitungsstrecke mit

verringertes Wasserführung entsteht, umfassen die Festlegungen zur standardisierten Berücksichtigung ökologischer Mindestabfluss hier nur Anlagen zum Fischeauf- und Fischeabstieg.

Zur funktionalen Gestaltung von Fischeaufstiegsanlagen an Flusskraftwerken kann eine Dotation von 1/6 MNQ aus fischökologischer Sicht häufig als angemessener standardisierter Arbeitswert für die Potenzialermittlung angesetzt werden. Voraussetzung ist jedoch, dass vom Migrationsbedarf der Fischfauna abhängige Minimalabflüsse eingehalten werden. In Anlehnung an Tabelle 2 betragen diese Abflüsse 0,2 m³/s in Gewässerabschnitten mit normalem oder erhöhtem Migrationsbedarf (Forellen- und Äschenregion) und 0,4 m³/s in Gewässerabschnitten mit hohem Migrationsbedarf (Barbenregion). Beide Werte wurden für Szenario 2 daher als vom Migrationsbedarf der Fischfauna abhängige Mindestabflüsse zur Dotation von Fischeaufstiegsanlagen berücksichtigt (Tab. 3, Abb. 2). Dies gewährleistet in der Regel eine ausreichend starke Leitströmung und damit die Auffindbarkeit der Fischeaufstiegsanlage sowie angemessene hydraulische Rahmenbedingungen für den Aufstieg der jeweiligen Zielfischarten.

Die Berücksichtigung ökologischer Abflüsse für den Fischeabstieg an Flusskraftwerken erfolgte nach den gleichen Kriterien wie für Ausleitungskraftwerke (Tab. 3, Abb. 2).

5. Methodik der Potenzialermittlung

Die im Rahmen der Potenzialstudie gewählte Methodik zur Ermittlung standortbezogener Wasserkraftpotenziale umfasst vergleichsweise komplexe Berechnungen und setzt relativ detaillierte Kenntnisse über den einzelnen Standort voraus. Letztere mussten durch aufwändige Recherchen zu hydrologischen Kenngrößen, zur technischen Ausstattung, zur baulichen Ausgestaltung, zum Betriebsstatus sowie zu den ökologischen Rahmenbedingungen jedes Standortes erhoben werden.

Die eigentliche Berechnung der Wasserkraftpotenziale erfolgte standardisiert, auf Basis der recherchierten Daten sowie verschiedener vereinfachender Annahmen. Für jeden Standort wurden die Berechnungen ferner zweifach vorgenommen, da – wie zuvor beschrieben – zwei unterschiedliche ökologische Abfluss-Szenarien entsprechend Tabelle 3 zu betrachten waren. Dabei wurden jeweils folgende drei Bewertungsschritte abgearbeitet:

1. Vereinfachte Berechnung eines erschließbaren **theoretischen Wasserkraftpotenzials**:

Im Falle von energetisch nicht genutzten Querbauwerken wurde hierbei ein Neubaupotenzial, im Falle bereits bestehender Wasserkraftnutzung ein Ausbaupotenzial erfasst. Standorte, an denen gemäß der Berechnungen ein theoretisches, zusätzlich erschließ-

bares Potenzial von ≥ 8 kW vorliegt, wurden im nächsten Bewertungsschritt berücksichtigt. Für alle übrigen Standorte wurden keine weiteren Betrachtungen vorgenommen, sondern lediglich ein gegebenenfalls bereits genutztes Potenzial in die Gesamtbilanz des Untersuchungsgebiets übernommen.

2. Erstellung eines Kurzgutachtens, das die Wirtschaftlichkeit eines potenziellen Standortes als **technisch-ökonomisches Wasserkraftpotenzial** näherungsweise bestimmt:

Hierzu wurden die erforderlichen Investitionen (Baukosten am Wehr und der Wasserkraftanlage, Kosten für die Ausrüstung, Kosten für gegebenenfalls erforderliche Anlagen zum Fischeauf- und Fischabstieg) und der auf Grundlage der gültigen EEG-Vergütungssätze (Neubau bzw. Modernisierung) theoretisch erzielbare Jahresertrag abgeschätzt und einander gegenübergestellt. Verluste durch ökologische Abflüsse wurden an dieser Stelle noch nicht korrigierend berücksichtigt.

Standorte mit einem Kosten/Nutzen-Faktor < 35 – d.h. die Investitionen in den Standort amortisieren sich innerhalb eines Zeitraumes von 35 Jahren – wurden dem abschließenden dritten Bewertungsschritt unterzogen.

3. Berechnung eines erschließbaren **technisch-ökonomisch-ökologischen Wasserkraftpotenzials**:

Für jeden Standort wurden hierzu die jährlichen Kosten mit der erzielbaren Jahresarbeit und dem daraus auf Basis der EEG-Vergütungssätze resultierenden Jahresertrag verrechnet. Hierbei wurde ein Kapitalwiedergewinnungsfaktor unter Annahme eines langjährigen Kalkulationszinssatzes von 3 % und einer durchschnittlichen Nutzungsdauer von 35 Jahren zu Grunde gelegt. Nicht energetisch nutzbare ökologische Abflüsse gemäß Tabelle 3 wurden hierbei mit einkalkuliert. Abschließend wurden die dynamischen Stromgestehungskosten ermittelt (Cent pro kWh erzeugter Strom) und der jeweilige Standort einer von vier Wirtschaftlichkeitsstufen gemäß Tabelle 4 zugeordnet.

Tabelle 4: Wirtschaftlichkeitsstufen von Wasserkraftpotenzialen in Abhängigkeit von den zu Grunde liegenden dynamischen Stromgestehungskosten.

Dynamische Stromgestehungskosten (Cent/kWh)	Zugeordnete Wirtschaftlichkeitsstufe
≤ 8,5	A
8,5 bis 11,0	B
11,0 bis 17,5	C
> 17,5	D

6. Ergebnisse

Die Resultate der auf Grundlage der beiden ökologischen Abfluss-Szenarien für insgesamt 1.473 Standorte durchgeführten Potenzialberechnungen sind in Abbildung 3 – ausgedrückt als erschließbare Jahresarbeit in MWh – grafisch dargestellt.

Demnach kann im Neckar-Einzugsgebiet unter Berücksichtigung der Orientierungswerte für ökologische Abflüsse gemäß Wasserkraft-erlass Baden-Württemberg (Szenario 1) eine zusätzliche Jahresarbeit von ca. 121 GWh Strom erzeugt werden (resultierend aus einem zusätzlichen Leistungspotenzial von ca. 28 MW). Unter Berücksichtigung spezifischer ökologischer Abflüsse gemäß Wasserkrafterlass Baden-Württemberg (Szenario 2) verringert sich die zusätzlich erzeugbare Jahresarbeit, weil an zahlreichen Standorten weitere, nicht energetisch nutzbare Abflüsse für ökologische Belange angerechnet werden. Erwartungsgemäß sind Anlagen mit einer Leistung von bis zu 100 kW überproportional von dieser Verringerung betroffen. Bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet ist davon auszugehen, dass bei einem Anlagenbetrieb gemäß Szenario 2 die zusätzlich erzeugbare Jahresarbeit gegenüber Szenario 1 um rund 15 % auf ca. 103 GWh absinkt (resultierend aus einem zusätzlichen Leistungspotenzial von ca. 25 MW).

Erschließbare Jahresarbeit (MWh) im Neckar-Einzugsgebiet (ohne Bundeswasserstraße)

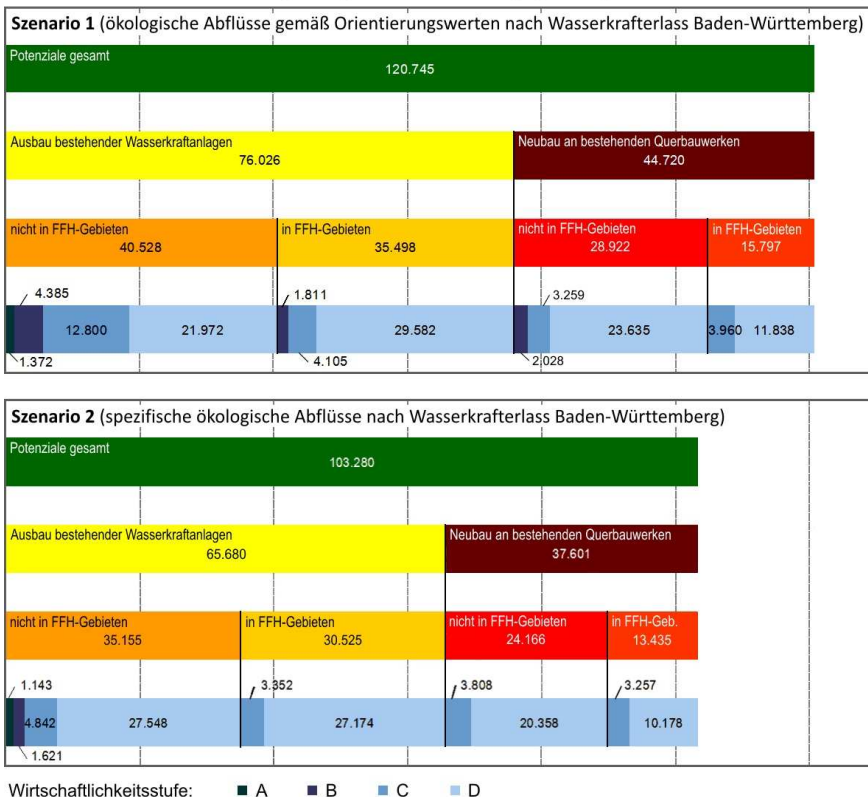


Abb. 3: Resultierende Jahresarbeit (MWh) aus dem technisch-ökonomisch-ökologischen Wasserkraftpotenzial im Neckar-Einzugsgebiet (ohne Bundeswasserstraße) nach Szenario 1 (oben) und Szenario 2 (unten).

Ausgehend von der in den Jahren 2007 und 2008 in das Netz eingespeisten jährliche Gesamtstrommenge von etwa 255 GWh (Quelle: Veröffentlichte Daten nach EEG und freiwillige Angaben der Netzbetreiber) sind damit etwa 30 % der an den bestehenden Querbauwerken im Untersuchungsgebiet bereits verfügbaren Wasserkraftpotenziale noch ungenutzt. Wie aus Abbildung 3 hervorgeht, ist

auf Grundlage der aktuellen EEG-Vergütungssätze allerdings nur für einen geringen Teil der brach liegenden Potenziale eine wirtschaftliche Nutzbarkeit (Wirtschaftlichkeitsstufen A und B) zu prognostizieren. Mit ökologischen Abflüssen gemäß Szenario 1 könnten zwölf Standorte voraussichtlich wirtschaftlich betrieben werden und eine zusätzliche Jahresarbeit von ca. 9,6 GWh Strom produzieren. Beim Betrieb mit spezifischen ökologischen Abflüssen gemäß Szenario 2 wären dies voraussichtlich sieben Standorte mit einer zusätzlichen Jahresarbeit von ca. 2,8 GWh Strom. Im Untersuchungsgebiet wäre also eine wirtschaftliche Erhöhung der derzeitigen Jahresarbeit um knapp 4 % (Szenario 1) bzw. ca. 1 % (Szenario 2) möglich. Dieser Zugewinn wäre bei einem Anlagenbetrieb gemäß Szenario 1 größtenteils und bei einem Anlagenbetrieb gemäß Szenario 2 ausschließlich durch eine Modernisierung bereits bestehender Wasserkraftanlagen zu erreichen. Die betreffenden Standorte sind vorwiegend in den größeren Fließgewässern des Untersuchungsgebiets gelegen.

Aus fischökologischer Sicht kann folgendes Resümee gezogen werden: Den als Bundeswasserstraße ausgebauten Neckarabschnitt nicht eingerechnet, liegen infolge der durchgeführten Berechnungen an den im Einzugsgebiet des Neckars vorhandenen Querbauwerken nicht genutzte Wasserkraftpotenziale in Höhe von immerhin rund 30 % vor. In den Berechnungen wurden durch ökologische Abflüsse

anfallende Potenzialverluste in zwei unterschiedlichen Szenarien auf standardisierte Weise berücksichtigt.

Szenario 1 stellt hierbei einen eher minimalistischen Ansatz dar, der – unabhängig vom jeweiligen Standort – ausnahmslos die im Wasserkrafterlass Baden-Württemberg genannten bzw. in der Praxis etablierten Orientierungswerte zu Grunde legt. In Szenario 2 wurden dagegen an den spezifischen ökologischen Rahmenbedingungen des einzelnen Standortes ausgerichtete ökologische Abflüsse gemäß Wasserkrafterlass Baden-Württemberg einkalkuliert, die von den Orientierungswerten deutlich abweichen können. Bei ökologischen Abflüssen gemäß Szenario 2 ist daher von wesentlich geringeren Beeinträchtigungen der Gewässerdurchgängigkeit auszugehen, als bei Szenario 1. Eine Berücksichtigung ökologischer Abflüsse entsprechend Szenario 1 kann dagegen dazu führen, dass die eigentlich verfolgten Ziele infolge zu geringer Dotationen (Rhithralbereiche) oder nicht ausreichender Auf- und Abstiegsmöglichkeiten für Fische (Aal-Einzugsgebiet und Gewässerabschnitte mit hohem Migrationsbedarf) nicht oder nur unzureichend erreicht werden.

Die vorhandenen ungenutzten Wasserkraftpotenziale im Neckar-Einzugsgebiet ließen sich zu ca. 63 % durch eine moderne, technisch optimierte Ausgestaltung bestehender Anlagen und zu ca. 37 % durch einen Neubau von Wasserkraftanlagen an bestehenden

Querbauwerken erschließen. Bei der großen Mehrzahl der Standorte stehen die hierzu erforderlichen Aufwendungen allerdings zu dem über eine Nutzungsdauer von 35 Jahren möglichen Ertrag in einem Verhältnis, das auf Basis der aktuellen EEG-Vergütungssätze als unwirtschaftlich (Wirtschaftlichkeitsstufe D) einzuschätzen ist.

Die Summe der vor diesem Hintergrund mit günstiger Wirtschaftlichkeitsprognose (Wirtschaftlichkeitsstufen A und B) nutzbaren zusätzlichen Wasserkraftpotenziale ist gering. Sie verteilt sich in erster Linie auf wenige Standorte, an denen bereits Wasserkraftanlagen betrieben werden, die Modernisierungspotenzial aufweisen. Die an diesen Anlagen erzeugbare maximale Strommenge (Jahresarbeit) liegt in einer Größenordnung, die durch eine einzige Wasserkraftanlage mit einer Leistung von etwa 1,6 MW produziert werden könnte. Das entspricht ungefähr der Jahresarbeit eines Flusskraftwerks im schiffbaren Neckar, der nicht Gegenstand der Potenzialstudie war. Trotz der Größe des Untersuchungsgebiets von rund 37 % der Landesfläche Baden-Württembergs, ist dessen möglicher Beitrag zum wirtschaftlichen und fischökologisch ausreichend verträglichen Ausbau der Stromerzeugung aus Wasserkraft also begrenzt.

7. Abschließende Hinweise

Abschließend soll möglichen Missverständnissen und Fehlinterpretationen der Potenzialstudie vorgebeugt werden: Die durchgeführten standardisierten Berechnungen können und sollen eine detaillierte Standortanalyse nicht ersetzen oder vorwegnehmen. Standortbezogenen Berechnungsergebnisse können daher von den im konkreten Einzelfall realisierbaren Wasserkraftpotenzialen nach oben oder nach unten abweichen. Auf das gesamte Untersuchungsgebiet oder größere Teileinzugsgebiete bezogene Aussagen bleiben hiervon jedoch unberührt, da sich die genannten Unschärfen auf dieser Ebene herausmitteln.

Desweiteren wurde durch die Ergebnisse der Studie keine Vorentscheidung über die Genehmigungsfähigkeit einzelner Standorte oder die dort erforderlichen ökologischen Vorkehrungen getroffen. Beides muss dem wasserrechtlichen Genehmigungsverfahren vorbehalten bleiben.

Der ausführliche Abschlussbericht der Potenzialstudie steht für Interessenten auf der Internetseite des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Verkehr Baden-Württemberg unter der URL <http://www.uvm.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/77833> zum Download bereit.

Literatur

- Bundesnaturschutzgesetz (2009):** Gesetz zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege vom 29. Juli 2009. BGBl. Teil I, Nr. 51: 2542 ff..
- Dumont, U. (2005):** Handbuch Querbauwerke. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), Düsseldorf: 212 S. + Kartenanhang.
- Dußling, U. (2005):** Erarbeitung und Pflege von GIS-Grundlagen für fischfaunistisch relevante Fließgewässer in Baden-Württemberg – Erstellung digitaler Fließgewässerkarten "Migrationsbedarf der Fischfauna" und "fischzönotische Grundausrprägungen". Gutachten im Auftrag der LfU Baden-Württemberg: 36 S. + Anhang.
- DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (Hrsg.) (2010):** Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke – Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Merkblatt DWA-M 509, Entwurf (Februar 2010): 285 S.
- EEG (2010):** Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 25. Oktober 2008, zuletzt geändert durch das Gesetz vom 11. August 2010. BGBl. I, 2008: 2074ff. und BGBl. I, 2010: 1170ff.
- EG-Aalverordnung (2007):** Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 des Rates vom 18. September 2007 mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestands des Europäischen Aals. Amtsblatt der Europäischen Union, L 248: 17-23.

EG-Wasserrahmenrichtlinie (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, zuletzt geändert durch die Richtlinie 2008/105/EG. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 327: 1-72 und L 348: 84-97.

FFH-Richtlinie (1992): Richtlinie 92/43/EWG zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen an den technischen und wissenschaftlichen Fortschritt (Flora-Fauna-Habitate-Richtlinie), zuletzt geändert durch die Richtlinie 2006/105/EG. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 305: 42-65 und L 363: 368-408.

Heimerl, S. (2009): Wasserkraft – Der Klassiker der Erneuerbaren Energien. In: Böhmer, T. & Weißenborn, C.: Erneuerbare Energien – Perspektiven für die Stromerzeugung. Energie im Dialog Band 3, 2. Aufl.; EW Medien und Kongresse GmbH, Frankfurt am Main: 71-102.

LANUV NRW – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2008): Aalbewirtschaftungsplan – Flussgebietseinheit Rhein: 29 S.

Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr Baden-Württemberg & Wirtschaftsministerium Baden-Württemberg (Hrsg.) (2010): Erneuerbare Energien in Baden-Württemberg 2009 – Erste Abschätzung, Stand Juni 2010: 9 S.

Wassergesetz (2005): Wassergesetz für Baden-Württemberg (WG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 20. Januar 2005, zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 29. Juli 2010, GBl. 2005: 219 ff.

Wasserhaushaltsgesetz (2009): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts vom 31. Juli 2009, zuletzt geändert durch Artikel 12 vom 11. August 2010. BGBl. Teil I, Nr. 51: 2585 ff.

Wasserkrafterlass Baden-Württemberg (2007): Gemeinsame Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums, des Ministeriums für Ernährung und Ländlichen Raum und des Wirtschaftsministeriums zur gesamtökologischen Beurteilung der Wasserkraftnutzung; Kriterien für die Zulassung von Wasserkraftanlagen bis 1000 kW. GABl. vom 28.02.2007: 105ff.

Wirtschaftsministerium Baden-Württemberg (Hrsg.) (2009): Energiekonzept Baden-Württemberg 2020: 82 S.

Kormorane und Fischbestände in Fließgewässern

Martin Görner

1. Einleitung

Zu diesem Thema wurden schon mehrere Beiträge publiziert (vgl. z. B. GÖRLACH & MÜLLER 2005; GÖRLACH & WAGNER 2006; GÖRNER 2006, 2007, 2008; WAGNER, SCHMALZ & GÖRNER 2008), die die Belange des Fischartenschutzes berücksichtigen.

In vielen Gebieten Deutschlands und des europäischen Auslands erfolgten in den letzten Jahrzehnten zahlreiche Arbeiten, die sich mit der Problematik „Kormorane“ und „Fische“ nicht nur ideologisch, sondern auch auf der Grundlage exakter naturwissenschaftlicher Arbeitsmethoden und Standards auseinandersetzen.

Neben den zahlreichen ornithologischen Arbeiten zur Bestandsentwicklung des Kormorans (vgl. z.B. KNIEF 1996, 1997) gibt es auch eine Reihe von fischereibiologischen Arbeiten, die die Bestandssituation bei den Fischarten der Küstengewässer, von Seen und Teichen sowie der Fließgewässer in den verschiedenen Gewässerregionen untersucht haben.

Nimmt eine Tierart ab, erhebt sich die Frage nach den Ursachen. Neben zahlreichen Faktoren hat eben auch die Frage der Prädation keine geringe Bedeutung. Dieser Fragenkomplex spielt in den heutigen Kulturlandschaften mit ihrer vom Menschen maßgeblich beeinflussten Entwicklung eine entscheidende Rolle. Es ist allgemein bekannt, dass es dabei „Gewinner“ und „Verlierer“ gibt, woraus im Sinne der Erhaltung der Biodiversität ständig Schlussfolgerungen gezogen werden müssen.

Im Falle der Fischfauna, die ebenfalls durch zahlreiche Faktoren negativ oder positiv beeinflusst werden kann, ist der Einfluss des Kormorans zunehmend in den Mittelpunkt der Betrachtungen und Auseinandersetzungen gelangt. Insofern ist auf der Grundlage eindeutiger wissenschaftlicher Untersuchungen abzuwägen, wie die Strategien zur Erhaltung und möglicher Schutzmaßnahmen bei den Kormoranen und Fischarten auszusehen haben.

Die jahrelangen Diskussionen um das Thema „Fischarten“ werden nicht dadurch verbessert, indem die Rückgänge bei den inzwischen bedrohten Fischen, die ausreichend dokumentiert sind, nicht anerkannt und auf der Ebene von Ansichten und Verhandlungen ausgetragen werden.

Wenn von allen Seiten akzeptiert wird, dass die jeweilige Situation, also Fischbestand und Kormoraneinfluss, monatelang und über

Jahre hinweg an jedem Gewässer unterschiedlich ist oder sein kann, dann sind alle Verallgemeinerungen falsch am Platz.

2. Untersuchungsergebnisse an Fließgewässern in Thüringen

Ausgehend von den Ergebnissen zur Entwicklung der Fischfauna in verschiedenen Fließgewässern Thüringens (vgl. z.B. GÖRLACH & MÜLER 2005, GÖRLACH & WAGNER 2006, SCHMALZ, WAGNER & HAUTHAL 2003, WAGNER, SCHMALZ & GÖRNER 2008) wurden die Untersuchungen an der Ulster, einem typischen Mittelgebirgsfluss im Biosphärenreservat „Rhön“, fortgesetzt. Die notwendigen Angaben zum Untersuchungsgebiet sind bei GÖRNER (2007) zu finden.

Die Artengarnitur der Fische dieses Fließgewässers und die seit etwa 1975 langsam aber stetige Zunahme der Kormorane als Durchzügler und Wintergäste (vgl. Abb. 1) in Thüringen, wie auch im gesamten Ulsterraum, waren Veranlassung dieser abgestimmten und genehmigten Untersuchungen. Hinzu kamen die ständigen Informationen, Beobachtungen und Nachrichten zur Abnahme der Fischbestände, besonders der Äsche, Barbe, Bachforelle, Hasel und anderer Arten, und der zeitweisen Zunahme von Kormoranen während des Herbstes bis zum späten Frühjahr (Oktober – April) seit Jahrzehnten und bis zur Gegenwart.



Abb. 1: Sich im Winter an den Ufern der Weißen Elster in Gera (Ostthüringen) aufhaltende Kormorane (Auf.: H. Ott).

Zahlreiche Beobachtungen zum Verhalten der Kormorane beim Erlangen von Fischen wurden an verschiedenen Fließgewässern in Thüringen von mehreren Mitarbeitern (Fischereibiologen, Ornithologen, Naturschützern, Anglern, Jäger) durchgeführt und auch mittels Filmaufnahmen dokumentiert. So ist nennenswert, dass Kormorane selbst Quellregionen der Fließgewässer, wo oftmals die Bäche nicht breiter als 30 – 60 cm (und darüber) und eine Tiefe von etwa 10 cm haben, aufsuchen und dort erfolgreich Fische unterschiedlicher Größe erlangen. So konnte auch das Erreichen von Groppen unter verschieden großen Steinen (vgl. Abb. 2) durch Kormorane mehrfach beobachtet werden. Auch innerhalb von ständig durch Menschen begangenen Ortslagen ließen sich die

Kormorane beim Jagen von Fischen nicht abhalten oder stören. Dies spricht einerseits für die Plastizität und andererseits für eine sich der jeweiligen Situation des Fließgewässers anpassenden Strategie des Kormorans zur Erlangung von Fischen, auch wenn sie sich nicht nur im freien Wasserraum aufhalten und versteckt leben.

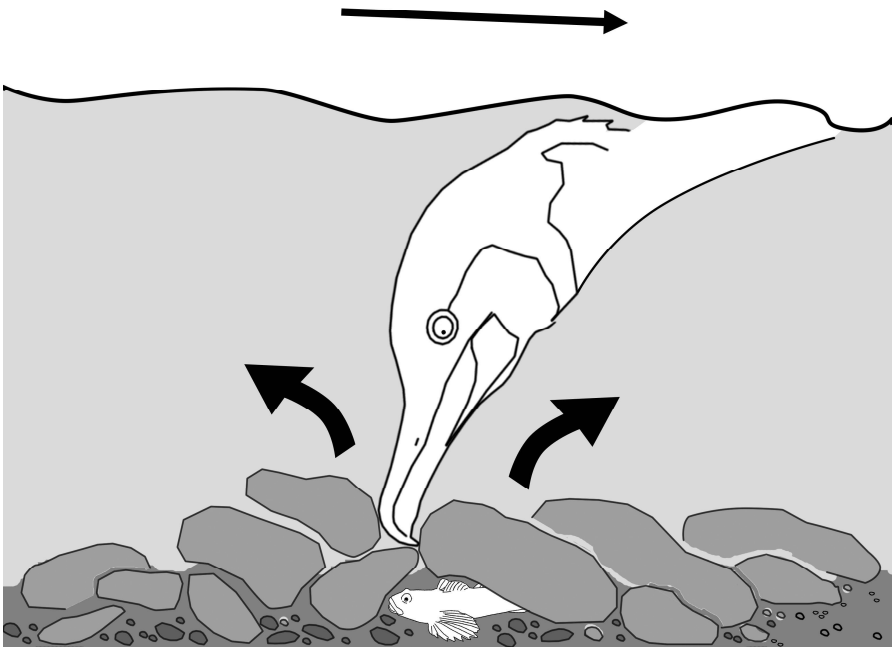


Abb. 2: Schematische Darstellung eines am Gewässergrund nach Groppen suchenden Kormorans (nach eigenen Beobachtungen des Autors).

Aus diesen Gründen wurden die 2005 begonnenen Untersuchungen zum Bestand der Fischfauna und die Präsenz der Kormorane bis

2007 im Bereich der Ulster fortgeführt (vgl. WAGNER et al. 2008). Mittels Elektrofischung (vgl. Abb. 3) wurden mit einer Parallelbefischung im Gewässer die vorhandenen Exemplare in der Untersuchungszeit kontrolliert.



Abb. 3: Elektrofischung im Rahmen der Untersuchung an der Ulster (Thüringen; Aufn.: M. Strube).

Wer den Fischreichtum an Arten und Biomasse der Ulster vor 1980 kannte, was auch wissenschaftlich belegt ist und dazu führte, dass Gewässer aus Gründen des Fischartenschutzes zum Naturschutzgebiet auf Thüringer Seite (ein Teil des Gewässer befindet sich im Bundesland Hessen) erklärt worden ist, ist mehr als verwundert und enttäuscht, wenn man die aktuellen Befischungsergebnisse kennt. Das Angeln spielt seit den letzten Jahren hierbei keine Rolle mehr.

Das Ergebnis einer Befischung (300 m lange Strecke der Ulster) ist aus Abb. 4 ersichtlich. Der Vergleich zwischen einer 300 m langen Referenzstrecke und einer solchen, wo eine Überspannung des Fließgewässers mit gleicher Ufer- und Gewässerstruktur erfolgte, legt die Veränderungen im Fischbestand dar.

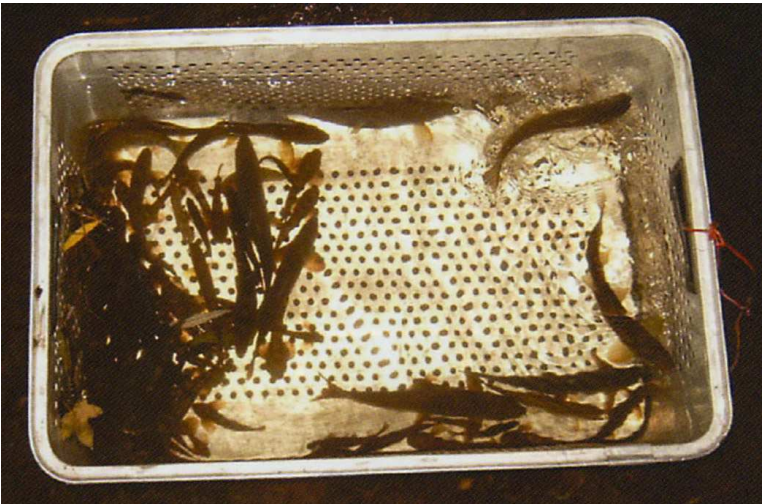
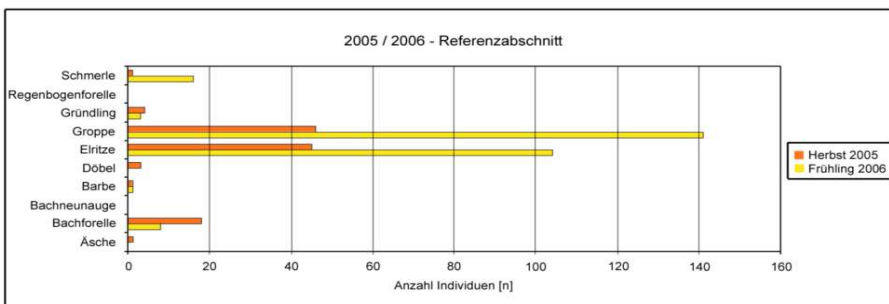


Abb. 4: Gesamtmenge der Fische, die innerhalb einer 300 m langen Fließgewässerstrecke der Ulster (Thüringen) im November 2006 mittels Elektrofischung gefangen wurden (Aufn.: M. Schmalz).

Ebenso sehen die Ergebnisse der Zeitabschnitte 2006 und 2007 aus (vgl. Abb. 5 und 6). Während dieser Untersuchungszeit erfolgten keinerlei Veränderungen am Gewässer, irgendwelche Abwasserbelastungen wurden nicht bekannt, worauf stets geachtet wurde. Lediglich die Tatsache, dass sich ständig während der Untersuchungszeiten Kormorane in unterschiedlicher Anzahl in allen

nicht überspannten Flussbereichen beim Fischen beobachtet wurden, kann nicht unberücksichtigt bleiben. Es ist auch darauf hinzuweisen, dass zu den Untersuchungszeiten, wie auch in den Jahren zuvor, keine Kiesflächen in der Ulster trocken gefallen waren oder gar eine geringe Verschlammung oder Versandung derselben stattfand. Im Falle der einst sehr häufig in der Ulster vorkommenden und bestandsbildenden Äsche, deren Laichzeit mit den einfliegenden Kormoranen während der Winterszeit zeitlich übereinstimmt, kann als äußerer Einfluss auf diese und andere Fischarten der Kormoran als Prädator benannt werden.



Vergleich der Individuenanzahlen im Referenzabschnitt Herbst 2005 und Frühjahr 2006.

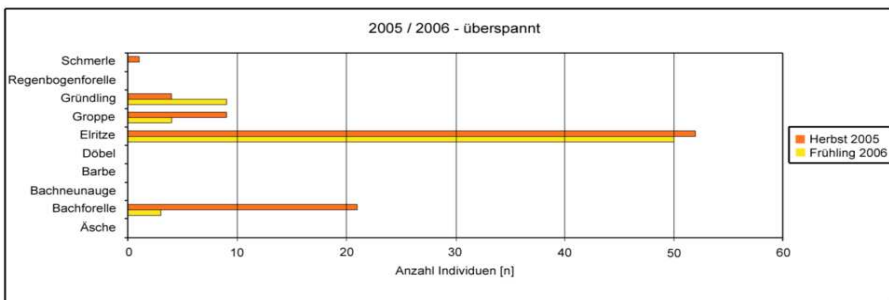
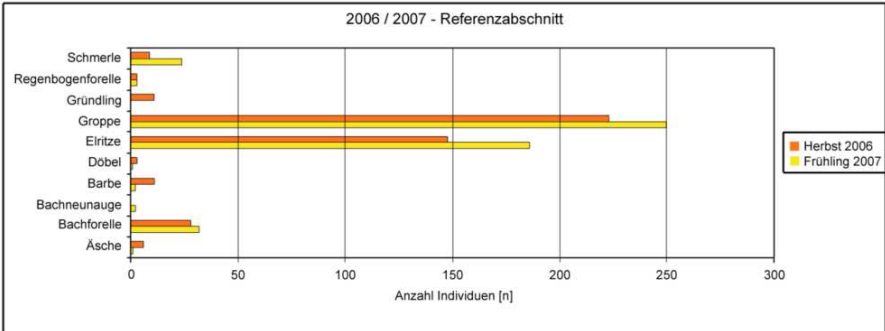


Abb. 5: Vergleich der Individuenanzahlen im überspannten Bereich Herbst 2005 und Frühjahr 2006.



Vergleich der Individuenanzahlen in den Referenzabschnitten Herbst 2006 und Frühjahr 2007.

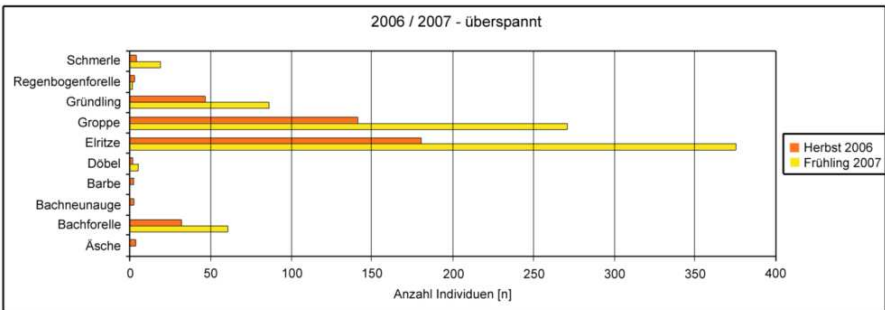


Abb. 6: Vergleich der Individuenanzahlen im überspannten Bereich Herbst 2006 und Frühjahr 2007

3. Schlussfolgerungen

Die Erhaltung und die Sicherung sich selbst reproduzierender heimischer Fischbestände ist ein ebenso erklärtes Ziel, wie auch das zur Erhaltung von Vogelarten. Der Fortbestand des Kormorans darf als Erfolg des Naturschutzes und somit weit über den mitteleuropäischen Raum hinaus betrachtet werden.

Im Falle der bedrohten heimischen Fischarten sind dringend Maßnahmen zu ergreifen, die auch die langfristige Sicherung der Populationen in den Fließ- und der anderen naturnahen Gewässer zum Ziel haben. Die Diskussionen, die vordergründig den Kormoran in den Mittelpunkt von manchen „Naturschützern“ stellen helfen nicht weiter, wenn Fische nur als Futtergrundlage für die Art betrachtet werden. Die Erhaltung der Biodiversität ist mehr als nur eine artbezogene Betrachtung.

Auch die immer wieder vorgebrachten Argumente, dass

- die Strukturvielfalt in den Gewässern erhöht und die Durchgängigkeit hergestellt werden soll,
- die Ausbaustrecken beseitigt werden müssen, um den Fischen den geeigneten Lebensraum zu bieten, damit sie sich vor dem Kormoran schützen können, sind nicht falsch, setzen das Problem aber nur auf Zeit.

Selbstverständlich sind die genannten Forderungen nicht nur Zielstellung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, sondern werden auch von vielen Fischereibiologen, Gewässerkundlern, Ökologen und Naturschützern sowie Anglern gefordert. Soll aber abgewartet werden, bis diese langfristigen Zielstellungen – die sich jeder der genannten wesentlich eher wünscht – realisiert sind? Natürlich muss jetzt gehandelt werden. Auch wenn diese langfristigen Ziele erreicht wären, wird festzustellen sein, dass der Prädationsdruck auf Fische

in Fließgewässern nicht nachlassen wird, wenn die europäischen Kormoranpopulationen auf diesem (derzeitigen) Niveau gehalten werden oder noch weiter ansteigen.

Auch der allorts empfohlene Totholzeintrag zum Schutz von Fischen in Fließ- und Standgewässern vor Kormoranen hat sich nach entsprechenden Untersuchungen nicht bestätigen können (vgl. auch BAER & CONRAD, 2010). Totholzeinträge sowie weitere Strukturaufwertungen in Gewässern sind gut gemeint, sind zwar ein Versteck für Fische, stellen aber kein Hindernis für dort jagende Kormorane dar. Solche Erkenntnisse zeigen die Realität und damit die Kompliziertheit von Lebensräumen, die von Tieren (Fischen und Kormoranen) genutzt werden und, dass Kormorane ihr Verhalten ständig den Veränderungen anpassen. Dies bedeutet, dass eine Strukturaufwertung im Wasserkörper sogar eine Verschlechterungsgefahr für Fische darstellen kann; dieses Phänomen kann als „Sogeffekt“ bezeichnet werden. Auch diese, für jedermann einleuchtenden Argumente sind in der Praxis weitgehend wirkungslos, was das Problem der Reduzierung des Kormoranfraßdruckes im europäischen Rahmen nicht von der Tagungsordnung nimmt.

Literatur

- Baer, J. & M. Konrad** (2010): Eintrag von Totholz in Fließgewässer – eine Methode zum Schutz von Fischbeständen vor der Prädation durch Kormorane? - Vogelwelt 48, 15-20.
- Fachdienst Naturschutz** (2004): Totholzburgen für Fische, S. 30.
- Görlach, J. & F. Wagner** (2006): Überprüfung des winterlichen Kormoraneinflusses auf die Fischbestände in der Ilm (Thüringen). – Ber. im Auftrag des VANT und TLAV. – Schleusingen/Jena (unveröffentl.).
- Görlach, J. & R. Müller** (2005): Die Bestandssituation der Äsche (*Thymallus thymallus*) in Thüringen. – Ber. im Auftrag des TMLNU. – Schleusingen (unveröffentl.).
- Görner, M.** (2005): Zur Geschichte des Naturschutzgebietes „Ulster“ in Thüringen. – Artenschutzreport 16, 29-36.
- Görner, M.** (2006): Der Einfluss des Kormorans (*Phalacrocorax carbo*) und weiterer piscivorer Vögel auf die Fischfauna von Fließgewässern in Mitteleuropa. – Artenschutzreport 19, 72-88.
- Görner, M.** (2007): Schäden durch Kormorane an Fischbeständen in Fließgewässern. – Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes e.V., H. 84, 115-135.
- Görner, M.** (2008): Zum Verhalten des Kormorans (*Phalacrocorax carbo*) an und in Fließgewässern des Binnenlandes. – Acta ornithoecologica 6, H 2/3, 131-142.

- Guthörl, V.** (2006): Zum Einfluss des Kormorans (*Phalacrocorax carbo*) auf Fischbestände und aquatische Ökosysteme – Fakten, Konflikte und Perspektiven für kulturlandschaftsgerechte Wildhaltung. – Wildland Weltweit Verlag . - Rolbing.
- Knief, W.** (1996): Bestand und Verbreitung des Kormorans in Deutschland. - Vogelwelt 117, 340-348.
- Knief, W.** (1997): Zur Situation des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in Deutschland – Bestandsentwicklung, Verbreitung, Nahrungsökologie, „Managementmaßnahmen“ – Ber. Vogelschutz 35, 90-105.
- Schmalz, W., Wagner, F. & C. Hauthal** (2003): Ergebnisse der Elektrofischung in der Ulster innerhalb Thüringens. – Befischung und Ergebnisbericht des Hydrolabors Schleusingen im Auftrag der Thüringer Vereine der Hegegemeinschaft „Ulster“. – Schleusingen (unveröff. Bericht).
- Siegesmund, M., Schmalz, W. & H. P. Hack** (2001): Ein Beitrag zur Entwicklung von Wanderfischprogrammen an heimischen Fließgewässern. - Tagungsband des vierten Anwenderforums Kleinwasserkraftwerke, OTTI-Koll., 111-116.
- Spieß, H.-J. & A. Waterstraat** (1998): Ergebnisse ichthyologischer Untersuchungen in der thüringischen Ulster. – Landschaftspfl. Naturschutz Thür. 35, 49-54.
- Spieß H.J. & A. Waterstraat** (1989): Die Ulster im Kreis Bad Salzungen – ein für den Artenschutz der Rundmäuler und Fische bedeutsames Fließgewässer. – Landschaftspfl. Naturschutz Thür. 26, 72-78.
- Spieß, H.-J., Spieß, R. & A. Waterstraat** (1991): Zur Besiedlung der thüringischen Ulster und ihre Nebengewässer mit Fischen und wirbellosen Benthosarten. – Artenschutzreport 1, 18-23.

Wagner, F., Schmalz, M., Schmalz, W., Sauerwein, J. & K. Thürmer (2003): Abschlussbericht – zur Funktionskontrolle der Sohlgleite in der Ulster bei Schleid. – Hydrolabor Schleusingen im Auftrag der SUA Suhl. (unveröff.).

Wagner, F., Schmalz, W. & M. Görner (2008): Zum Einfluss des Kormorans (*Phalacrocorax carbo*) auf den Fischbestand der Ulster (Thüringen). – Artenschutzreport H. 22, 1-10.

Maßnahmen zur Verbesserung des Lebensraums in Fließgewässern

Johannes Schnell

Zusammenfassung

Die Mehrzahl unserer heimischen Fließgewässer ist aufgrund menschlicher Eingriffe weit entfernt von einem natürlichen Zustand. Vielfach stehen die für Fische und andere Gewässerorganismen erforderlichen Teillebensräume nicht mehr oder nur noch unzureichend zur Verfügung. Durch gezielte lebensraumverbessernde Maßnahmen können die Grundfunktionen essentieller Teillebensräume zumindest lokal und temporär wieder hergestellt werden. Neben strukturellen Maßnahmen bieten sich häufig auch Vernetzungsmaßnahmen zwischen verschiedenen Gewässerlebensräumen an, die durch Menschenhand getrennt wurden. Die Wahl der jeweiligen Maßnahme(n) sollte stets anhand einer Defizitanalyse am Gewässer erfolgen, welche sich an einem Gewässerleitbild oder einem entsprechenden Referenzzustand orientieren sollte. Bei einer Umsetzung in die Praxis gibt es verschiedenerlei Punkte zu beachten. So dürfen bspw. Eigentumsrechte nicht beeinträchtigt werden, Belange der öffentlichen Sicherheit dürfen nicht gefährdet werden. Werden all diese Aspekte berücksichtigt, kann durch die Verbesserung von Fließgewässer-Lebensräumen die natürliche Arterhaltung

typischer Flussfischarten gefördert werden. Vor dem Hintergrund der EU-WRRL und dem WHG sind solche Maßnahmen im Sinne einer ökologischen Gewässerunterhaltung eindeutig zu fördern.

Ausgangssituation in deutschen Gewässern

Fließgewässer üben in unserer Landschaft eine Vielzahl von Funktionen aus. Einerseits bieten sie – je nach Gewässertyp – Lebensraum für unterschiedliche und oft einzigartige Flussfischarten. Die natürliche Dynamik der Bäche und Flüsse ist dabei der Garant für das Vorhandensein von unabdingbaren Teillebensräumen, wie etwa Reproduktionsflächen, Luvnilhabitaten oder Hochwassereinständen.

Darüber hinaus vernetzen Fließgewässer in ihrem Verlauf eine Vielzahl unterschiedlichster Lebensraumtypen miteinander und sorgen für einen intensiven Austausch zwischen dem Gewässer und der unmittelbaren Umgebung. Nicht umsonst zählen bspw. Flussauen - nicht nur in fischfaunistischer Hinsicht - mit zu den artenreichsten Lebensräumen in Deutschland.

Durch verschiedene Einflüsse wie Flusskorrekturen zum Hochwasserschutz, für Schifffahrt, Wasserkraftnutzung oder die Gewinnung von Nutz- und Siedlungsflächen wurden und werden strukturreiche intakte Fließgewässersysteme weitläufig degradiert. Infolge gingen

und gehen zahlreiche Lebensräume verloren, was letztendlich bei deren Bewohnern Spuren hinterlässt. Vielerorts sind ursprünglich typische und einst häufige Flussfische mittlerweile verschwunden oder auf inselartige Restbestände zusammengeschrumpft. Der Artenreichtum ist in zusehends Gefahr.

Ein flächendeckender Rückbau der Fließgewässer in einen natürlichen Zustand läge zwar im Sinne der europäischen Wasserrahmenrichtlinie, er ist derzeit aus gesellschaftlichen und ökonomischen Gründen vielerorts nicht oder nur in eingeschränktem Umfang umsetzbar. Wo keine weitläufigen Renaturierungen möglich sind, können gezielte Einzelmaßnahmen oder Maßnahmenpakete lokal Verbesserungen erzielen. Bereits in der Planung sollte für eine optimale Maßnahmenwirkung eine detaillierte Defizitanalyse Aufschlüsse darüber geben, welche Teillebensräume für bestimmte Organismengruppen oder bestimmte Arten nur unzureichend oder gar nicht vorhanden sind. Sind die Haupt-Defizite ausfindig gemacht, können konkrete Verbesserungsmaßnahmen erfolgen.

Im Rahmen unterschiedlicher Projekte wurden und werden durch den LFV Bayern verschiedene Renaturierungsmaßnahmen nach einem einheitlichen Muster durchgeführt. Ferner bestehen etliche Kooperationen mit Wasserwirtschaftsbehörden oder Firmen, in denen Renaturierungsmaßnahmen gemeinsam umgesetzt werden. Die Praxis zeigt, dass bei einer entsprechenden Planung unter Be-

rücksichtigung zuvor genannten Kriterien beachtliche Erfolge erzielt werden können.

Letztendlich leisten ökologische Verbesserungsmaßnahmen und Renaturierungen an Flüssen einen wesentlichen Beitrag zum Erhalt und der Förderung der Biodiversität nicht nur im aquatischen Bereich.

Erster Schritt: Defizitanalyse anhand eines Fließgewässer-Leitbildes

Fließgewässer-Ökosysteme sind dann funktionsfähig, wenn sie den in ihnen natürlicherweise vorkommenden Arten in allen Lebensphasen eine ausreichende Lebensgrundlage bieten. Das ist in der Regel der Fall, wenn im Gewässersystem alle zum (Über-)Leben notwendigen Funktionsräume in einer dem natürlichen Zustand entsprechenden Häufigkeit und Ausprägung vorkommen und großräumig miteinander vernetzt sind. Als wichtige Orientierungsgröße dient hier das „Gewässerleitbild“, welches den von Menschen weitgehend unbeeinflussten Zustand des jeweiligen Gewässertyps/ Gewässersystems beschreibt. In all unseren Flüssen sind es die folgenden fünf Teilhabitattypen, welche dabei funktionelle Schlüsselrollen einnehmen:

- Laichplätze,
- Brut- und Jungfischhabitate,

- Nahrungsräume,
- Winter-Einstände und
- Hochwasser-Einstände

Es ist wichtig, dass diese fünf Teilhabitat-Typen in ausreichender Zahl und Größe sowie in funktional richtiger Verknüpfung vorhanden sind. Zudem müssen sie den oft sehr spezifischen Ansprüchen aller dort von Natur aus vorkommenden Fischarten entsprechen. Dass sich die Teilhabitats selbstständig ausbilden, ist von der natürlichen Dynamik (Abfluss und Geschiebedynamik) abhängig. Aufgrund verschiedenster Fließgewässertypen ist die jeweilige Beschaffenheit der Teillebensräume von Gewässer zu Gewässer stets unterschiedlich, die Grundfunktionen sind aber im Wesentlichen identisch.

Die fünf essentiellen Teillebensräume bilden die Grundlage für eine spezifische Defizitanalyse. Denn ist auch nur eines der zentralen Lebensraum-Elemente unzureichend vorhanden, nur eingeschränkt verfügbar oder nicht mehr präsent, so können theoretisch alle anderen Teillebensräumen im Überfluss vorhanden sein. Der natürliche Lebenszyklus der entsprechenden Fischart(en) wird bereits durch das Fehlen eines einzigen Bausteins empfindlich gestört oder gar gänzlich unterbunden. Daher müssen spätere Maßnahmen prioritär genau dort ansetzen, wo sich solche „Flaschenhälse“ befinden.

Besonders empfindlich reagiert die Fischzönose auf Lebensraumdefizite, welche die frühen Entwicklungsstadien der Fische betreffen. Zu nennen wären hier Laichplätze sowie Brut- und Jungfischstandorte. Deshalb sollten insbesondere diese Kriterien bei einer Defizitanalyse einer verstärkten Prüfung unterzogen werden.

Wichtige Parameter für die Entfaltung der jeweiligen Funktion der einzelnen Teillebensräume sind ihre Anzahl, ihre Qualität sowie ihre Verfügbarkeit.

Welche Hauptdefizite gibt es?

Bedingt durch menschliche Eingriffe in die Gewässerstruktur oder das Abflussregime gibt es verschiedene Formen von Defiziten.

Strukturelle Defizite finden sich überall dort, wo Gewässer ausgebaut oder begradigt wurden. Natürliche Strukturen wurden durch einen technischen Verbau (z. B. Ufersicherung, Sohlpflasterung) ersetzt, eine eigendynamische Bildung neuer Strukturen ist weitgehend unterbunden. Dadurch wird auch die Substratqualität (z. B. Laichsubstrat) häufig in Mitleidenschaft gezogen.

Abfluss-Defizite bestehen überall, wo der Oberflächen-Abfluss in irgendeiner Form beeinflusst wird. Dies ist überwiegend an Wasserkraftanlagen und Wehren der Fall. Dort verändert einerseits der

Einstau das charakteristische Gewässerbild, es kommt zu einer Ausbildung von Hybridwasserkörpern, die als Fischlebensraum für die ursprünglichen Arten weitgehend ungeeignet sind. Durch Aus- und Ableitungen erfolgt oft ein Eingriff in die natürliche Abflussmenge. Insbesondere an Ausleitungskraftwerken entsteht im alten Gewässerbett eine unnatürliche Restwassersituation mit unnatürlich niedrigen Abflüssen. Zudem wird in Restwasserstrecken die natürlich notwendige Abflussdynamik in der Regel unterbunden.

Vernetzungs-Defizite treten auf, wenn der Wanderkorridor Wasser durch eine künstliche Barriere unterbrochen wird. Das Wanderhindernis – bspw. ein Wehr oder eine Verrohrung – trennt einen oder mehrere Lebensraumtypen voneinander ab. Vernetzungs-Verluste können aber auch dann eintreten, wenn sich bspw. das Hauptgewässer infolge eines Geschiebemangels immer tiefer eingräbt. Seitlich einmündende Nebengewässer hängen dann mit ihren Mündungsbereichen oft sprichwörtlich „in der Luft“.

Konkrete Verbesserungsmaßnahmen

Stellt sich bei einer Defizitanalyse heraus, dass ein bestimmter Teil-lebensraum in geringerem Umfang vorhanden ist als der tatsächliche Bedarf anhand des Leitbildes, so sollte versucht werden, die Anzahl zu erhöhen.

Ist ein Teillebensraum noch vorhanden, durch äußere Einflüsse jedoch für Fische nicht mehr nutzbar (z. B. Kolmatierung Kieslaichplatz, Verlandung Altwasser), so können hier strukturverbessernde Maßnahmen zum Einsatz kommen (z. B. mechanische Auflockerung des verfestigten Laichplatzes, Altwasserentlandung), welche die ursprüngliche Qualität wieder für einen bestimmten Zeitraum herstellen.

Durch die hohe Anzahl an Querbauwerken, Verrohrungen, Dükern o. ä. sind viele vorhandene Teillebensräume voneinander getrennt. Hier kann es zielführend sein, die bestehende(n) Barriere(n) zu beseitigen und so wieder eine Verbindung zwischen den einzelnen Standorten zu schaffen. Im Gegensatz zu oft sehr spezifisch wirkenden strukturellen Verbesserungen können durch die Beseitigung einer Wanderbarriere unterschiedliche Teillebensräume verschiedenster Fischarten wieder vernetzt und deren Einzelfunktionen effektiv aneinandergesetzt werden.

Eine Wiederherstellung der biologischen Durchgängigkeit kann zum einen im Hauptgewässer erfolgen, um bspw. den Hauptwanderkorridor für longitudinale Fischwanderungen zu öffnen. Aber auch lateral können durch eine Anbindung von Seitengewässern (Seitenbäche, Altwasser) wertvolle Lebensräume wiedererschlossen werden.

Strukturverbesserung

Kieslaichplätze

Insbesondere in Gewässern mit vielen Querbauwerken und starker Uferverbauung ist ein natürlicher Weitertransport von Geschiebe nicht mehr möglich. Noch vorhandener Kies ist häufig kolmatiert (stark verfestigt und mit vielen Feinanteilen verstopft) oder bereits ausgeschwemmt. Hohe Schwebstoffeinträge verschlammen die Sohle vielerorts rasch. Kieslaichplätze sind in solchen Fällen oft nur noch unzureichend vorhanden.

Um Abhilfe zu schaffen, bieten sich verschiedene Möglichkeiten, die Situation zu verbessern: Man verändert Strömung, Substratqualität und Sohlform so, dass eine Kiesbank entsteht, die sich zur Fortpflanzung von Kieslaichern eignet. Das Gewässer formt die Kiesbänke in weiten Bereichen von selbst. Es hat sich bewährt, größere Kiesbänke ungleichmäßig anzulegen, so dass Wellen und Furchen auf der Bank entstehen. Dadurch prägen sich unterschiedliche Strömungsgeschwindigkeiten und Wassertiefen aus, die von unterschiedlichen Arten und bei verschiedenen Wasserständen genutzt werden können.

Im Rahmen des vom LFV Bayern koordinierten Pilotprojektes „Kies für den Lech“ wurden seit 2006 bereits 11 neue Kieslaichplätze im

gesamten Lechverlauf errichtet (Abb. 1). Sofern möglich wurden die erforderlichen Kieszugaben im Rahmen der Gewässerunterhaltung durchgeführt.



Abb. 1: Bau eines Kies-Laichplatzes bei Dessau am Lech (J. Schnell)

In unmittelbarer Nähe eines Laichplatzes sollten sich Unterstände befinden, in denen Laichfische, frisch geschlüpfte Brut und heranwachsende Jungfische Rückzugsmöglichkeiten finden. Ideal eignen sich dazu Totholzgebilde, überhängende Äste und Gumpen. Sie bieten Schutz vor Fressfeinden. Wurden die Laichplätze gut angelegt, stellen sich in der kommenden Laichperiode häufig schon beachtliche Erfolge ein (Abb. 2).



Abb. 2: Laichfische (Huchen) auf künstlich angelegtem Laichplatz im Lech/Pilotprojekt „Kies für den Lech des LFV Bayern (H. Keitel)

Totholzzugaben

Totholz spielt eine zentrale Rolle als Strukturelement in der Gewässerökologie. Daneben dient es als Substrat wie auch als Nahrungsquelle für verschiedenste Organismen bzw. Fischnährtiere in einem Gewässer. Was aus fischereilicher Sicht enorme Vorteile bringt, kann im Hinblick auf wasserwirtschaftliche Belange jedoch auch Probleme verursachen. Insbesondere bei Hochwasserereignissen wird Totholz von der Welle erfasst und im Gewässer weitertransportiert. Vom kleinsten Ast bis zum ausgewachsenen Baum landet das Material überwiegend an strömungsberuhigten Bereichen sowie Engstellen an. In einem naturbelassenen Ge-

wässer stellt das kein Problem dar, vielmehr sind solche Vorgänge sogar ein zentrales Element der natürlichen Gewässerdynamik. In unseren kulturell überprägten Fließgewässern bergen solche dynamischen Prozesse im Hinblick auf Hochwasserschutz und Bauwerkssicherheit häufig ein Gefahrenpotential in sich. Besonders an künstlichen Engstellen wie kleineren Brückenbauwerken oder Brücken mit Pfeilerkonstruktionen sowie an Rohrdurchlässen besteht die Gefahr von Verklausungen, wenn Äste und Bäume in großer Zahl anlanden und das Bauwerk „verstopfen“. Durch das Ausufernde infolge des sich bildenden Rückstaus können beispielsweise angrenzende Gebäude und Sachgüter überflutet werden. Zudem kann durch den entstehenden Staudruck sowie einhergehende Auskolkungen die Standsicherheit von Bauwerken gefährdet werden.

Um solche Gefahrensituationen zu vermeiden, sollten gezielte Totholzeinbringungen an kritischen Stellen mit einer entsprechenden Sicherung versehen werden. Die Form der Sicherung richtet sich in erster Linie nach der Gewässergröße und dem maximal zu erwartenden Hochwasserabfluss. Angaben hierzu erhält man bei der jeweils zuständigen Wasserwirtschaftsbehörde. Eine Absprache mit dieser Fachbehörde hilft spätere Schäden zu vermeiden und ist somit im Vorfeld zwingend anzuraten.

Totholzzugaben erhöhen jedoch vielerorts das Schadensrisiko nur unerheblich, da sie im Verhältnis zum natürlich anfallenden Treibholz bei Hochwasser mengenmäßig nicht ins Gewicht fallen. Bei Mittelwasserstand leisten sie einen wichtigen gewässerökologischen Beitrag. In vielen Gewässerabschnitten sind Totholzzugaben möglich, ohne die Überschwemmungsgefahr zu erhöhen oder Sachwerte zu gefährden, z. B. in Auwäldern oder außerhalb von Siedlungen.

Förderung der natürlichen Totholzanlandung

Prinzipiell findet bei Hochwasser oder infolge von Windbrüchen oder Biberaktivität in fast jedem Gewässer ein natürlicher Eintrag und Transport von Totholz statt. Vielerorts fehlen aufgrund von Begradigung oder einem monotonen Ausbau des Gewässers ein ufer säumender Baumbestand und charakteristische „Einhängepunkte“ für Totholz, wo dieses sich sammeln kann. Mit sehr einfachen Mitteln lassen sich zumindest kleinräumige Verbesserungen erzielen, indem man gezielt „Andockstellen“ schafft. Dies geschieht durch das Einschlagen einzelner oder mehrerer Holzstempfen in das Gewässer. Die Stangen sollten so weit aus dem Wasser herausragen, dass sie auch bei einem normalen Hochwasser bis zur Wasseroberfläche reichen. Sinn der Stempfen ist, das im Wasser treibende Totholz wie ein Rechen aufzufangen und somit die Bildung eines „Treibguthaufens“ zu initiieren. Insbesondere für Klein- und Jungfische bieten diese Geschwemmsel-Strukturen sehr gute Lebensraumbedingungen. Die Auffangvorrichtungen sollten nur an Stellen

angebracht werden, wo eine Reduzierung des Abflussquerschnittes im Hinblick auf den Hochwasserschutz keine Beeinträchtigungen hervorruft. Dahingehend ist eine vorherige Absprache mit dem Unterhaltungspflichtigen des Gewässers erforderlich. Bei regem Bootsverkehr ist darauf zu achten, dass die Befahrbarkeit des Gewässers erhalten bleibt.

Totholz als alternative Uferbefestigung

Alternativ zu technischen Ufersicherungsmaßnahmen wie Blocksteinwurf oder Spundwänden kann als natürliche Variante auch Totholz in Form von Raubäumen eingebracht werden. Diese sehr kostengünstige Alternative wurde zu Zeiten ohne LKW-Einsatz häufig verwendet. Diese Art der Ufersicherung vereint mehrere Vorteile. Zum einen kann eine ausreichende Uferstabilität sichergestellt, zum anderen eine ökologische Verbesserung durch die Schaffung von Unterständen erzielt werden. In der Regel ist das benötigte Material auch ortsnahe verfügbar. Besonders an erosionsgefährdeten Prallufeln ist der Einsatz von Raubäumen eine sinnvolle Alternative. Dabei werden hier ganze Bäume mit Stamm, vorzugsweise Fichten, in das Prallufer eingebaut. An kleineren Gewässern ist es ausreichend, zur Wasserseite hin den Stamm mit Pfählen zu sichern und landseitig mit Erdreich zu bedecken. Größere Stämme werden zusätzlich mit einigen Wasserbausteinen beschwert und bei Bedarf mittels einer Drahtseilsicherung an einem nahe gelegenen

Befestigungspunkt fixiert. Neben dem Einbringen ganzer Stämme bietet sich an erosionsgefährdeten Uferbereichen auch der seitliche Einbau von Totholzbündeln an. Diese so genannten „Wippen“ werden vorzugsweise aus langen Weidenruten gefertigt, indem diese mit Draht bündelartig zusammengebunden werden. Diese Bündel werden dann längsseits am Ufer mit Pflöcken fixiert und von der Landseite mit Erdreich angeschüttet. Für eine mittelfristige Erhöhung der Uferstabilität können in das angeschüttete Erdreich Weidenstecklinge gepflanzt werden. Die daraus erwachsenden Weiden sichern später mit ihrem eng verflochtenen Wurzelwerk das Ufer auf natürliche Weise.

Derartige ingenieurbioologische Uferbefestigungen werden vom Landesfischereiverband Bayern regelmäßig im Rahmen von Seminaren vorgestellt und praktiziert (Abb. 3).

Vernetzung

Longitudinale und laterale Vernetzung

Wie bereits dargelegt, wurden und werden die Wanderwege der Fische infolge einer menschlichen Nutzung der Gewässer häufig abrupt durchtrennt. Bereits ab einer Absturzhöhe von nur 15 cm können Querverbauungen in einem Gewässer das Aufwandern von Jungfischen oder Kleinfischarten verhindern. Ebenso kann die Fließ-



