

Wasserwirtschaft

Durchgängigkeit und Wasserkraftnutzung in Rheinland-Pfalz

Bewertung der rheinland-pfälzischen Wanderfischgewässer
hinsichtlich Durchgängigkeit und Eignung zur Wasserkraftnutzung-Phase 2



LUWG-Bericht 2/2008

Durchgängigkeit und Wasserkraftnutzung in Rheinland-Pfalz

Bewertung der rheinland-pfälzischen Wanderfischgewässer
hinsichtlich Durchgängigkeit und Eignung zur Wasserkraftnutzung-Phase 2

Projektleitung:

Christoph Linnenweber, Bernd Schneider

Bearbeiter

Ingenieurbüro Floecksmühle, Aachen

Impressum

- Herausgeber: Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft
und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (LUWG)
Kaiser-Friedrich-Straße 7, 55116 Mainz
- Projektleitung: Christoph Linnenweber, Bernd Schneider (LUWG)
- Begleitender Ausschuss: Andreas Christ (MUFV), Dr. Tomás Brenner (MUFV),
Lothar Jörgensen (SGD Nord), Lothar Kroll (LUWG), Peter Loch (LUWG),
Dr. Klaus Wendling (MUFV), Fulgor Westermann (LUWG)
- Bearbeitung: Ingenieurbüro Floecksmühle
Pia Anderer, Ulrich Dumont, Christof Bauerfeind, Ingo Drösser, Rita Keuneke,
Edith Massmann

Bachstr. 62-64; 52066 Aachen
Tel.: 0241 / 94986-0, Fax: 0241 / 94986-13, ib@floecksmuehle.com
- in Zusammenarbeit mit

Hydrotec, Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt mbH Datentechnik,
Programmierung

Bettina Stark, Ulrich Wolf-Schumann

Bachstr. 62-64, 52066 Aachen
Tel.: 0241 / 94689-0
- Titelbild: Umbau der Wehranlage Bemb am Saynbach mit geteiltem Raugerinne, über
das der Mindestabfluss abgegeben wird
- Herstellung: LUWG
- Auflage: 200 Exemplare
2. Auflage: 200 Exemplare

© April 2008

Nachdruck und Wiedergabe nur mit Genehmigung des Herausgebers

Inhalt

1	Einführung	1
2	Querbauwerke in Rheinland-Pfalz	6
3	Charakterisierung der Gewässer in Rheinland-Pfalz	11
4	Methoden zur Ermittlung von Raten und Indizes	27
5	Ergebnisse der Indexbewertung (Stand Mai 2006)	65
6	Wasserkraftpotenzial in Rheinland-Pfalz	103
7	Vorschlag für Entwicklungsstrecken	113
8	Zusammenfassung	123
9	Glossar	127
10	Literatur	129

1 Einführung

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) fordert die Herstellung des guten ökologischen Zustandes in den natürlichen Gewässern und die Entwicklung des ökologischen Potenzials in den künstlichen und den erheblich veränderten Gewässern. Die Durchgängigkeit der Fließgewässer zählt zu den wichtigen Voraussetzungen, damit diese Ziele erreicht werden können.

Gleichzeitig streben die Mitgliedsstaaten die verstärkte Nutzung regenerativer Energiequellen an, um den CO₂-Ausstoß zu reduzieren und die Versorgungssicherheit zu verbessern. Die Wasserkraft spielt bei diesen Bemühungen eine wichtige Rolle. Sie ist aber notwendiger Weise mit einem Eingriff in das zu nutzende Gewässer verbunden. Insbesondere wird durch sie die flussauf- und flussabwärts gerichtete Durchgängigkeit beeinträchtigt und es können Schädigungen von Fischen auftreten, die die Turbinen passieren. Der Lebensraum kann in Stau- und ggf. Ausleitungsstrecken aufgrund der Strömungsverhältnisse verändert werden.

Es besteht damit die Notwendigkeit, Lösungen für das Spannungsfeld zwischen der energetischen Nutzung der Gewässer und ihrer ökologischen Verbesserung zu finden. Dabei müssen weitere Nutzungen wie Schifffahrt, Wasserentnahmen und Einleitungen ebenfalls berücksichtigt werden. Auch die Besiedlung und landwirtschaftliche Nutzung der Auen spielen in diesem Zusammenhang eine wichtige Rolle.

Es kann – auch angesichts bestehender Nutzungsrechte – nicht darum gehen, die Gewässer vollständig in einen historischen, natürlichen Zustand zurück zu versetzen. Vielmehr kommt es darauf an, konstruktive Lösungen zur Minimierung der durch die Nutzung verursachten Beeinträchtigungen zu erarbeiten.

Ein wesentlicher Fokus der EG-WRRL liegt auf der aquatischen Fauna. Allgemeines Ziel ist, Fischfaunen zu etablieren, die möglichst weitgehend dem Leitbild, also dem natürlichen Vorkommen in den jeweiligen Gewässern entsprechen. Um dieses Ziel zu erreichen, ist es grundsätzlich erforderlich, die Durchgängigkeit der Fließgewässer wieder herzustellen.

Die Wasserkraft war häufig der Grund für die Errichtung von Querbauwerken. Daneben wurde eine Vielzahl von Querbauwerken z.B. zur Bewässerung und zur Sohlensicherung im Zusammenhang mit der Umgestaltung von Gewässern errichtet. Alle Querbauwerke können als Wanderhindernisse wirken.

Das Land Rheinland-Pfalz hat bereits bisher in der Aktion Blau erhebliche Anstrengungen unternommen, die Durchgängigkeit der Gewässer wieder herzustellen. Wegen der großen Zahl der Querbauwerke sind erhebliche finanzielle und organisatorische Anstrengungen für deren gewässerökologische Sanierung erforderlich. Daher ist insbesondere bei der Umsetzung der EG-WRRL ein planmäßiges Vorgehen sinnvoll, das insbesondere folgende Gesichtspunkte berücksichtigt:

- Die Maßnahmen und der Zeitpunkt der Umsetzung müssen sich am ökologischen Potenzial des jeweiligen Standortes orientieren.
- Daraus resultiert die Notwendigkeit, die Wirkungen der Querbauwerke innerhalb der Gewässer und der Gewässersysteme sowie auf die Populationen der diadromen und der potamodro-

men Fischarten zu betrachten. Diese differenzierte Sichtweise betrifft auch Maßnahmen für den Schutz abwandernder Fische an Wasserkraftanlagen.

- Wegen der großen Zahl der Bauwerke muss eine fachliche begründete räumliche und zeitliche Priorisierung für die Anpassungsmaßnahmen vorgenommen werden.
- Eine Strategie zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit muss die Erfordernisse zur Nutzung der regenerativen Energiequelle Wasserkraft berücksichtigen.

Zur Erarbeitung der Grundlagen für ein derartiges Vorgehen hat das Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (LUWG) das Ingenieurbüro Floecksmühle mit der Durchführung des Projektes „Bewertung der rheinland-pfälzischen Wanderfischgewässer hinsichtlich Durchgängigkeit und Eignung zur Wasserkraftnutzung“ beauftragt. Der vorliegende Bericht fasst die dafür entwickelten Methoden und die bisher erarbeiteten Ergebnisse zusammen.

1.1 Gliederung des Projekts

Das Projekt gliedert sich in mehrere Phasen (Abb. 1.1):

- In der ersten Phase (2003, 2004) fand die Datenerhebung in Bezug auf die Querbauwerke in den rheinland-pfälzischen Gewässern mit Einzugsgebieten größer als 100 km² statt. Zur Darstellung und Verwaltung der Daten wurde das Querbauwerke Informationssystem (QUIS) erstellt (DUMONT et al. 2005a). Das Querbauwerke Informationssystem wurde in das landeseigene Internet basierte Informationssystem datascout übernommen (web-QUIS) und steht den zuständigen Behörden damit zur Verfügung.
- In Phase 2 (2004-2006) wurden Methoden zur vergleichenden Bewertung von Querbauwerken und von Gewässern (DUMONT et al. 2006) entwickelt. Diese basieren wesentlich auf Raten und Indizes. Phase 2 umfasste auch die Ermittlung des genutzten und des zusätzlich nutzbaren Wasserkraftpotenzials in Rheinland-Pfalz.
- In Phase 3 (2007, 2008) wurde das Index-Bewertungssystem in das web-QUIS übernommen. Weiterhin wurden Werkzeuge zur Unterstützung der Sachbearbeitung bei den regionalen Behörden und für die Maßnahmenplanung erarbeitet. Aktuelle Daten und Indizes können heute im web-QUIS abgerufen und bearbeitet werden. Diese Phase dient auch der Vorbereitung des Rahmenkonzeptes für diadrome Arten, das auf Überlegungen zur Priorisierung beruht.
- In der anschließenden 4. Phase (2008) liegt der Schwerpunkt auf der Erstellung und Einbindung von Hilfsmitteln in das web-QUIS, mit denen die Bearbeitung für Einzelstandorte und innerhalb von Entwicklungskonzepten für die Durchgängigkeit ermöglicht wird. Eine Priorisierung der erforderlichen Maßnahmen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit soll auch für potamodrome Gewässer systematisch und standardisiert ermöglicht werden

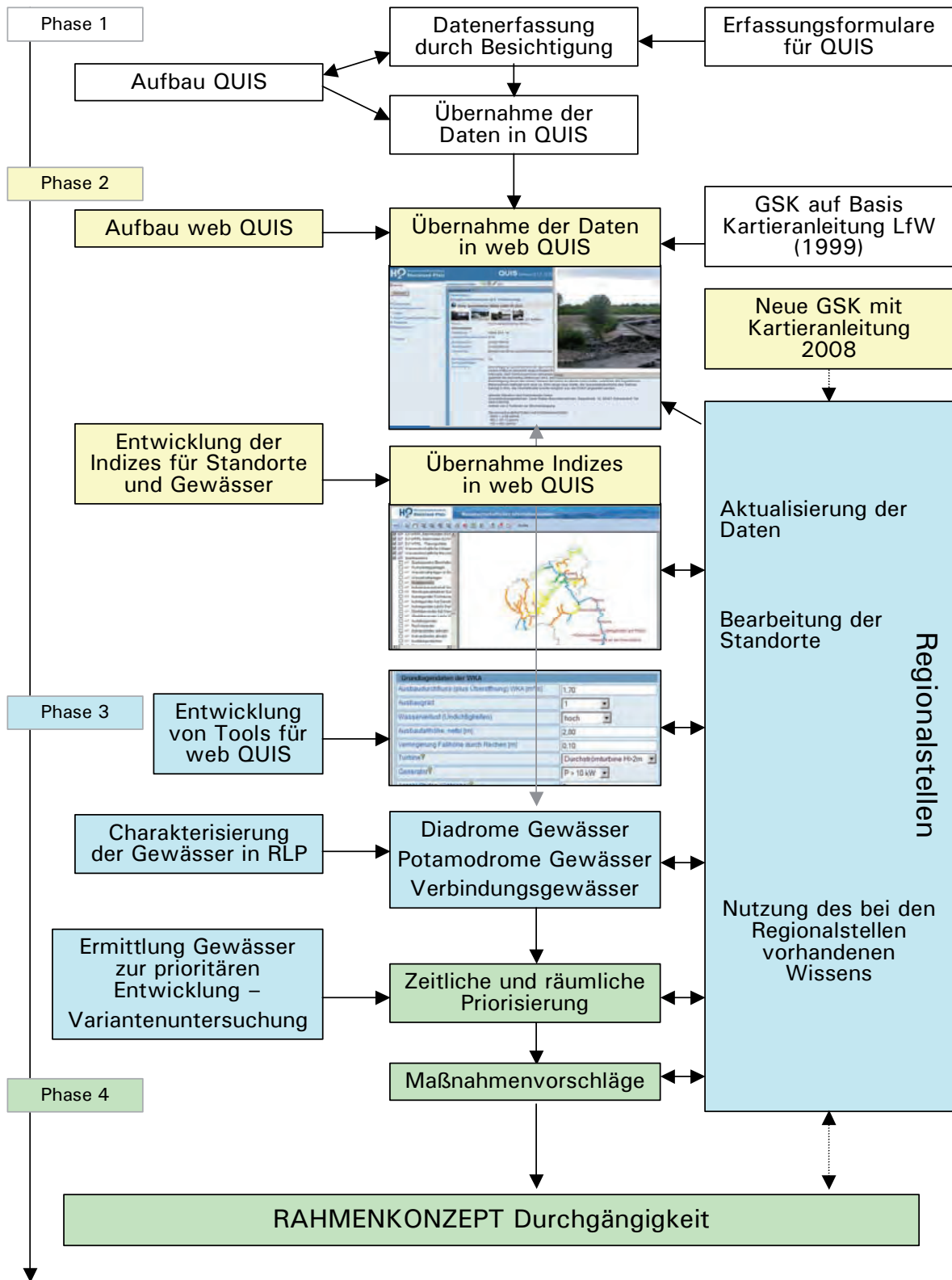


Abb. 1.1: Ablaufschema der wesentlichen Arbeiten und Ergebnisse innerhalb der einzelnen Phase der Studie.

1.2 Berichtsübersicht

Der vorliegende Bericht fasst die bisherigen Arbeiten zusammen. Die Ergebnisse der Phasen 3 und 4 werden in einem getrennten Bericht dargestellt, dessen Schwerpunkt die Ermittlung der diadromen und potamodromen Entwicklungsgewässer ist.

Als Grundlage für die Betrachtungen werden in Kapitel 2 die wichtigsten Ergebnisse aus der Erhebung der Querbauwerke in Phase 1 zusammen gefasst.

Die Vorgehensweise bei der Charakterisierung der Gewässer in Rheinland-Pfalz (diadrome, potamodrome Gewässer und Verbindungsgewässer) wird in Kap. 3 erläutert.

In Kap. 4 werden die Indizes mit den erforderlichen Berechnungsverfahren und Datengrundlagen beschrieben und diskutiert. Die Indizes wurden entwickelt, um die Auswirkungen des einzelnen Standortes auf die Gewässerökologie zu erfassen. Darüber hinaus wurden die Auswirkungen von Querbauwerken auf ein Gewässer als zusammenhängende Fließstrecke betrachtet. Wesentlich sind die Beeinträchtigung der Durchgängigkeit der Gewässer und die Veränderung des Lebensraumes durch Rückstau und Ausleitung. Die Indizes wurden so gewählt, dass mit ihrer Hilfe die Gewässer bzw. Gewässerstrecken ermittelt wurden, die für die diadromen und potamodromen Arten zeitlich prioritär zu entwickeln sind.

Folgende Indizes wurden betrachtet:

Lokale Indizes	Gewässerindizes
Index Lebensraumveränderung	Index Lebensraumveränderung
Rückstauindex	Diadromer Arealnutzungsindex
Ausleitungsindex	Diadromer Gesamtüberlebensindex
Aufstiegsindex	Potamodromer BÄNS-Index
Erreichbarkeitsindex-Areal	Potamodromer GGS-Index
Überlebensindex	Ökonomischer Index
Erreichbarkeitsindex-Rhein	Administrativer Index
Index für Totholzdurchgängigkeit	
Index für Geschiebedurchgängigkeit	
Aufwandsindex	

In Kap. 5 werden die für die Gewässer und Gewässerabschnitte mit einem Einzugsgebiet $AE \geq 100 \text{ km}^2$ ermittelten Indizes dargestellt. Grundlage bildet (falls keine anderen Angaben gemacht sind) der Datenbestand von Mai 2006.

Die Ermittlung des aktuell genutzten und des zusätzlich nutzbaren Wasserkraftpotenzials in Rheinland-Pfalz ist Gegenstand von Kap. 6. Die Potenzialermittlung basiert auf dem Datenbestand von Mai 2006.

Die Ergebnisse der Studie bilden entsprechend dem heutigen Stand des Wissens die Auswirkungen von Querbauwerken auf die Gewässerökologie ab. Das System wurde in einem weiteren Entwicklungsschritt genutzt, um die Auswirkungen künftiger Entwicklungen mit Hilfe von Variantenstu-

dien abzuschätzen. Damit kann die Festlegung von Entwicklungsstrecken, in denen zeitlich prioritär Sanierungsmaßnahmen vorgenommen werden, erfolgen. Erste Ergebnisse werden in Kap. 7 vorgestellt.

Kap. 8 beinhaltet die Zusammenfassung der bisherigen Ergebnisse der Studie.

1.3 Stand der Untersuchung und des Berichts

Der vorliegende Bericht fasst im Wesentlichen die Ergebnisse von Phase 1 (Datenerhebung zu den Querbauwerken und Wasserkraftanlagen in RLP) und Phase 2 (Indexsystem, Wasserkraftpotenzial) der Studie zusammen. Die ausführlichen Berichte finden sich in DUMONT et al 2005a und 2006. Die Datengrundlage entspricht weitgehend dem Stand 2006. Zwischenzeitliche Änderungen wurden – soweit sie bereits in das Querbauwerke Informationssystem übernommen worden sind – berücksichtigt. Der Daten- und Auswertungsstand ist jeweils vermerkt.

Soweit möglich wurden innerhalb des Berichts auch Arbeiten berücksichtigt, die zwischenzeitlich fertig gestellt wurden. Dies betrifft beispielsweise die Übernahme der für die EG-WRRL in eigenen Projekten erarbeiteten Fischleitbilder und die Vorstellung der Ansätze zur Priorisierung von diadromen und potamodromen Gewässerabschnitten. Nach Abschluss der Arbeiten in Phase 3 und 4 sollen die entsprechenden Vorschläge in einem eigenen Bericht detailliert dargestellt werden. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass die grundlegenden Arbeitsannahmen bereits im Bericht des Jahres 2006 enthalten sind.

2 Querbauwerke in Rheinland-Pfalz

Die Erhebung der Daten zu den Querbauwerken und Wasserkraftanlagen in Rheinland-Pfalz fand in 2004 statt.

Etwa 40 unterschiedlichen Datenquellen wurden ausgewertet und ca. 2.370 Standorte mit einem Einzugsgebiet $AE \geq 100 \text{ km}^2$ durch MitarbeiterInnen des Ingenieurbüro Floecksmühle besichtigt, um Informationen zu den relevanten Bauwerken zu erheben. Bearbeitet wurden dabei 71 Gewässer und eine Gewässerstrecke von 3.600 km Länge (Abb. 2.1).

Das eigens zu diesem Zwecke programmierte Querbauwerke Informationssystem diente der Datenaufnahme und der Darstellung in einem geographischen Informationssystem (GIS).

Das Bearbeitungsgebiet wurde in Phase 3 der Studie aufgrund der Anforderungen der EG-WRRL auf alle Gewässer mit einem Einzugsgebiet $AE \geq 10 \text{ km}^2$ erweitert. Für alle Standorte in diesen Gewässern, die im Rahmen der Gewässer-Strukturkartierung (GSK) besichtigt worden waren, konnten die ermittelten Daten in das QUIS übernommen werden. Es handelte sich um etwa 700 zusätzliche Gewässer, in deren 100 m-Abschnitten folgende Bauwerke registriert wurden:

- 9.100 Abschnitte mit Querbauwerken
- 14.600 Abschnitte mit Durchlässen aber ohne Querbauwerk
- 260 Abschnitte mit Verrohrung.

Im Querbauwerke Informationssystem web-QUIS RLP sind aktuell 27.657 Standorte von Querbauwerken erfasst.

Die ökologischen Auswirkungen von Querbauwerken können mit Hilfe von Raten und Indizes erst dann bewertet werden, wenn die hierzu erforderlichen Daten vorliegen. Bei den bisherigen Gewässerstrukturkartierungen wurde eine Kartieranleitung genutzt (LfW 1999), in der die Erfassung von Daten zu Querbauwerken nicht in ausreichendem Umfang vorgesehen war. Daher wurde im Januar 2008 eine Anleitung zur Erweiterten Kartierung von Querbauwerken erstellt, die die bisherige Strukturkartierung ergänzen wird (interner Bericht, unveröffentlicht). Künftig können die dabei erhobenen Daten und Fotos genutzt werden, das web-QUIS soweit zu ergänzen, dass eine Indexberechnung möglich wird.

Die lokalen und regionalen Behörden haben damit begonnen, den Datenbestand in QUIS zu aktualisieren und insbesondere für die Standorte aus der Gewässerstrukturkartierung Daten und Fotos zu ergänzen.

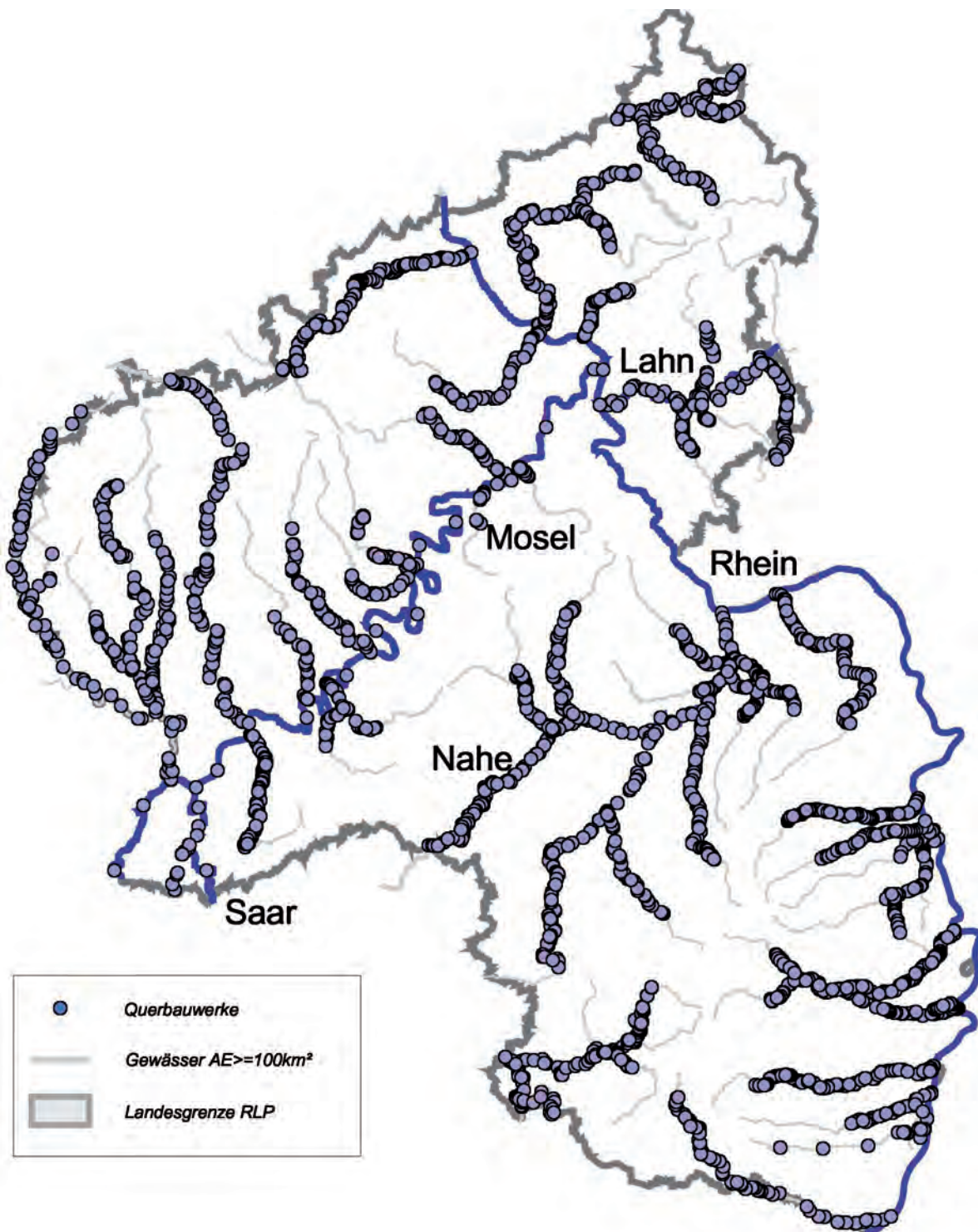


Abb. 2.1: Karte der Im QUIS enthaltenen und untersuchten Querbauwerke mit einem Einzugsgebiet $AE \geq 100 \text{ km}^2$

Abb. 2.2 zeigt für die besichtigten Standorte die Verteilung der Absturzhöhen. 255 Standorte waren nicht zugänglich bzw. es wurden keine Bauwerke vorgefunden. An 629 Bauwerken gab es keinen Absturz. Hierbei handelte es sich um Durchlässe, Verrohrungen oder Pegelanlagen. Die Verteilung zeigt, dass der Großteil der Bauwerke geringe Absturzhöhen hat, dass aber immerhin 620 Bauwerke Abstürze besitzen, die höher als 0,5 m und damit für die Fischfauna weitgehend unpassierbar sind.

Dies wird auch in Abb. 2.3 deutlich, in der die Aufwärts-Passierbarkeit der Querbauwerke zum Zeitpunkt der Besichtigung dargestellt ist.

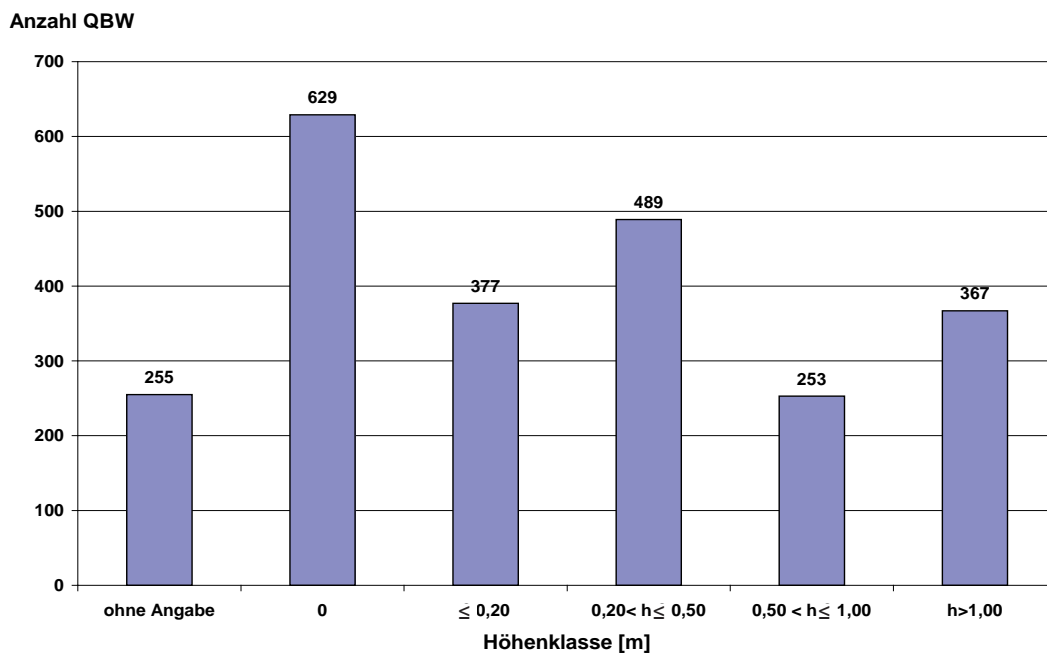


Abb. 2.2: Absturzhöhen an den besichtigten Querbauwerken ($AE \geq 100 \text{ km}^2$) in Rheinland-Pfalz (Stand 2004)

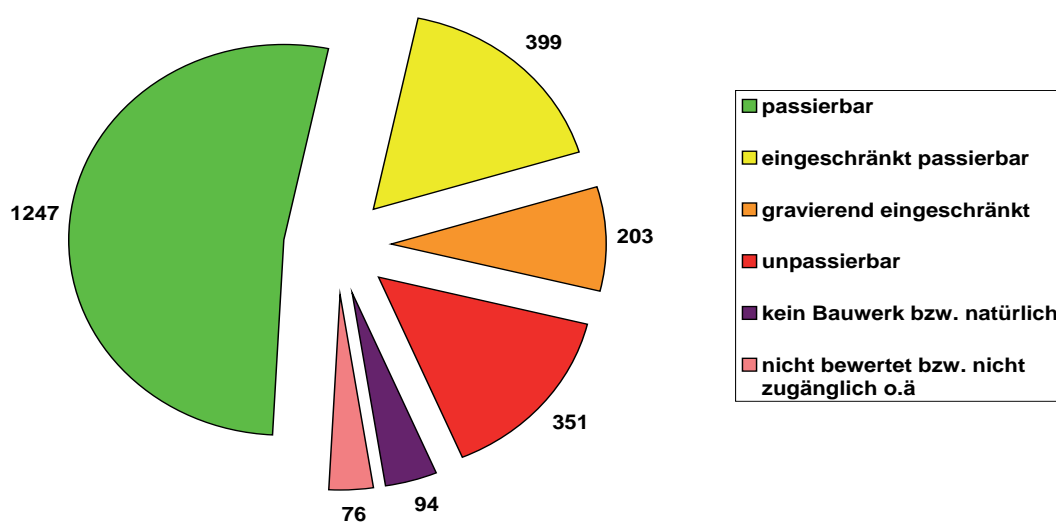


Abb. 2.3: Aufwärts-Passierbarkeit der besichtigten Querbauwerke ($AE \geq 100 \text{ km}^2$) in Rheinland-Pfalz (Stand 2004)

Fische können bei der flussabwärts gerichteten Wanderung Fallhöhen bis zu 10 m unbeschadet überwinden, wenn sie in ein ausreichendes Wasserpolster eintauchen können. Mit diesem Kriterium wurde bei der Besichtigung der Bauwerke die Abwärts-Passierbarkeit eingeschätzt (Abb. 2.4).

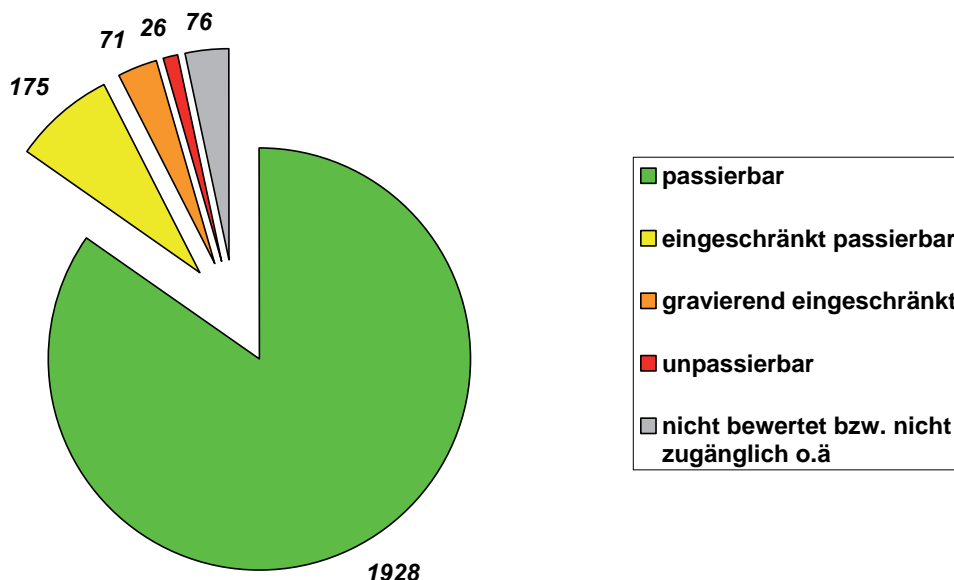


Abb. 2.4: Abwärts-Passierbarkeit der besichtigten Querbauwerke ($AE \geq 100 \text{ km}^2$) in Rheinland-Pfalz (Stand 2004, ohne Berücksichtigung Wasserkraftanlagen)

Bei der Datenerhebung wurden 103 Fischaufstiegsanlagen (FAA) erfasst. Die Durchgängigkeit von Fischaufstiegsanlagen hängt sowohl von ihrer Auffindbarkeit als auch von ihrer Passierbarkeit ab.

Nur etwa 25% der FAA wurden als gut auffindbar bewertet (Abb. 2.5). 50% galten als nur gravierend eingeschränkt bzw. nicht auffindbar. Sechs Anlagen waren nicht zugänglich (Bewertung: unbekannt).

Die Passierbarkeit der Fischaufstiegsanlagen konnte nur in 10% der Fälle als gut bewertet werden. Viele FAA wiesen Defizite auf, sodass ca. 60% der Anlagen als gravierend eingeschränkt bzw. unpassierbar bewertet wurden (Abb. 2.6).

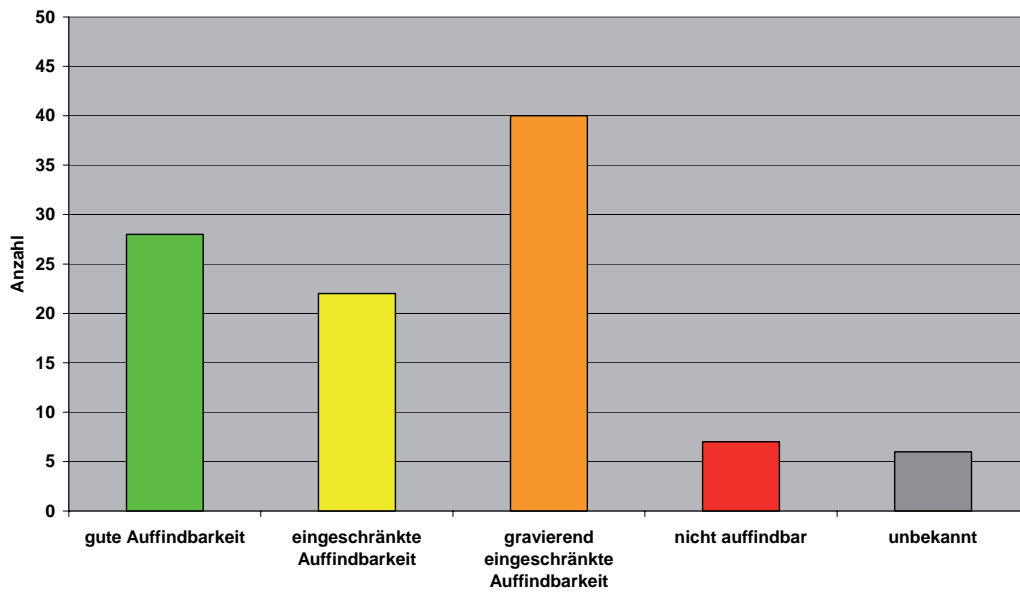


Abb. 2.5: Auffindbarkeit der besichtigten Fischaufstiegsanlagen (AE ≥ 100 km²) in Rheinland-Pfalz (Stand 2004)

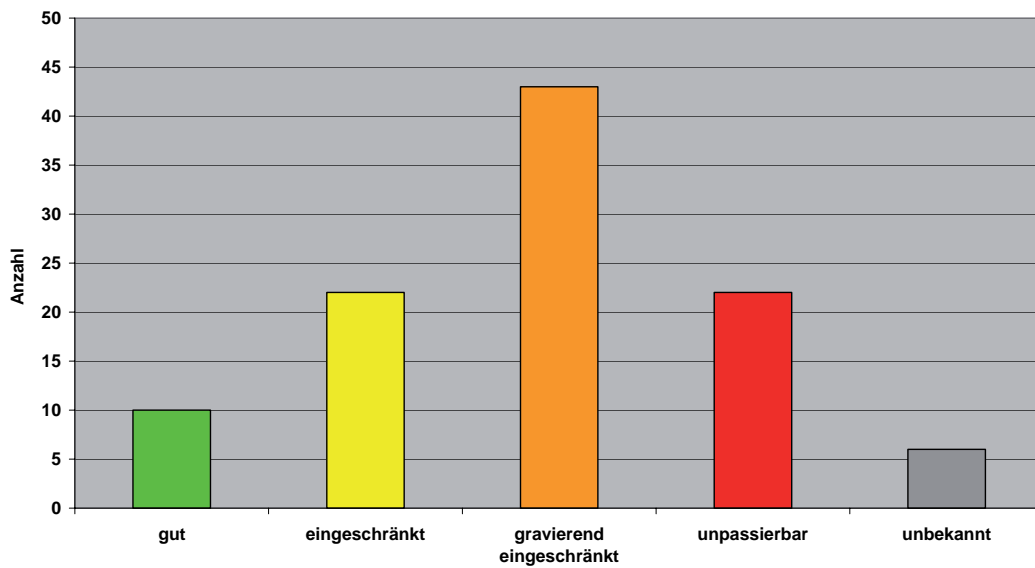


Abb. 2.6: Passierbarkeit der besichtigten Fischaufstiegsanlagen (AE ≥ 100 km²) in Rheinland-Pfalz (Stand 2004)

3 Charakterisierung der Gewässer in Rheinland-Pfalz

Als Grundlage für die Bewertung der rheinland-pfälzischen Gewässer mit Hilfe von Indizes wurden die Gewässer hinsichtlich ihrer Funktion für die Fischpopulation wie folgt charakterisiert:

1. Verbindungsgewässerabschnitte

Die Verbindungsgewässerabschnitte stellen die Hauptwanderrouen der diadromen Fische zwischen dem Meer und den entsprechenden Arealen dar. (Rhein, Mosel, Lahn, Nahe)

2. Diadrome Areale

Gewässer, die potenziellen Lebensraum für den Aal und den Lachs bereitstellen. Innerhalb der vorliegenden Studie wird für den potenziellen Lebensraum der Begriff Areal verwendet.

3. Potamodrome Areale

In den Kategorien der Studie gehören zu den potamodromen Arealen alle Fließgewässer ohne die diadromen Areale und die Verbindungsgewässer.

Mit Hilfe der Charakterisierung der Gewässer wurden entsprechend Abb. 3.1 sukzessive aus den diadromen Arealen (als dem ursprünglichen potenziellen Lebensraum) die diadromen Gewässerabschnitte abgeleitet, die voraussichtlich und prioritär als Lebensraum für diadrome Fischarten entwickelt oder erhalten werden können.

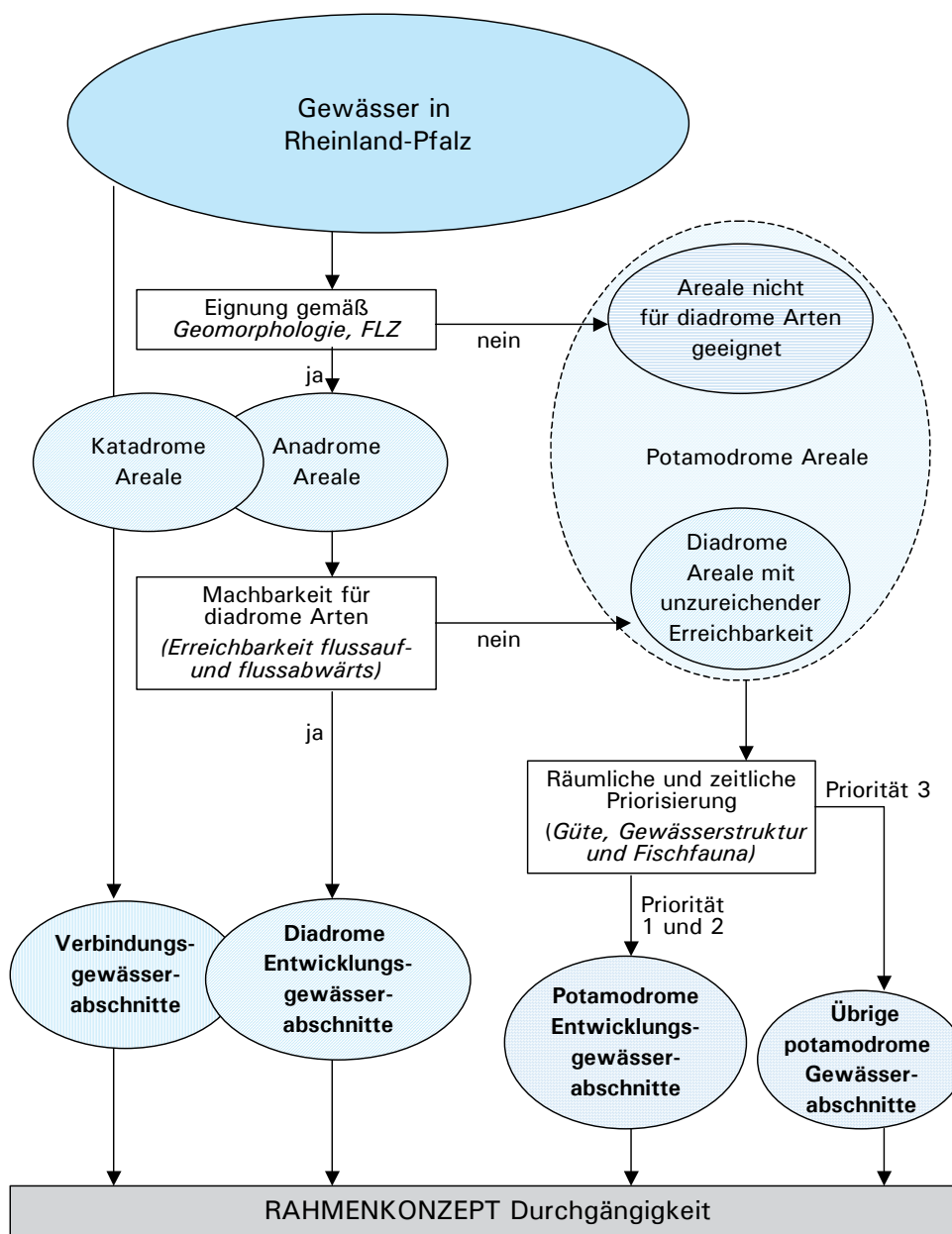


Abb. 3.1: Schematische Darstellung der Vorgehensweise zur Klassifizierung der Areale und Entwicklungsgewässerabschnitte

3.1 Habitate und Areale

Bei der Bezeichnung der potenziellen Lebensräume der verschiedenen Gewässertypen wird in der Studie zwischen Habitaten und Arealen unterschieden.

Habitate werden durch spezielle Kartierungen ermittelt. Sie sind aufgrund der Substratverhältnisse und der Gewässergüte geeignete Lebensräume für die diadromen Arten und eine Teilmenge der Areale. Da Kartierungen in der Regel nicht landesweit flächendeckend vorliegen, wird in der vorlie-

genden Untersuchung mit Arealen und Arealflächen gerechnet. Diese genügen den grundsätzlichen Anforderungen der jeweiligen Art an den Lebensraum, wie sie gewässergeographisch aus der Fließgewässerzonierung bzw. der Fließgewässertypen abgeleitet werden können.

Ermittlung der Arealflächen

Die Arealfläche eines Gewässerabschnittes ist die Summe aller Flächen zwischen den einzelnen Querbauwerken (QBW) des Abschnittes. Diese Teilflächen werden aus dem Produkt des Abstandes zwischen den QBW und der mittleren Gewässerbreite bestimmt.

Die mittlere Gewässerbreite wird über die empirisch ermittelte Beziehung „Gewässerbreite zu Einzugsgebietsgröße“ angenähert. Die Gewässerbreiten wurden hierbei aus der DGK5 für nahezu frei fließende, nicht ausgebaute bzw. nicht begradigte Gewässerstrecken außerhalb von Ortschaften bestimmt.

Die so berechneten Arealflächen stellen eine obere Abschätzung für die potenziellen Habitatflächen dar. Strecken, die aufgrund von Verbauung oder anderweitiger starker Überformung in absehbarer Zeit nicht als potenzielle Habitatstrecken ausgebaut werden z.B. HMWB-Abschnitte, können also in den Arealflächen enthalten sein.

Es wurden keine Areale aufgrund bestimmter Strukturparameter ausgeschlossen, da gemäß TWEL-BECK (2004) keine ausreichend signifikante Korrelation zwischen den hydromorphologischen Komponenten und der typischen Population der Fischregion gegeben ist.

3.2 Verbindungsgewässer

Als Verbindungsgewässer gelten Rhein, Mosel, Saar, untere Nahe und Lahn (Abb. 3.2). Sie nehmen als große Gewässer der Barbenregion eine Sonderstellung ein, da sie den Verbindungsweg zwischen der Nordsee und dem relativ großen Gewässernetz ihrer Zuflüsse bilden.

Der Rhein ermöglicht als durchgängiges Hauptverbindungsgewässer die Vernetzung der Verbindungsgewässer untereinander und bildet die Anbindung an das Meer.

Durch die Stauketten in Mosel, Saar und Lahn ist der Lebensraum dieser Gewässer massiv überformt. Ihre Durchgängigkeit ist jedoch essentiell für die Vernetzung ihrer Zuflüsse untereinander

- für regional wandernde potamodrome Arten und
- für die Verbindung der diadromen Gewässerabschnitte mit dem Rhein.

Die untere Nahe gilt bis zur Mündung des Glan als Verbindungsgewässer.

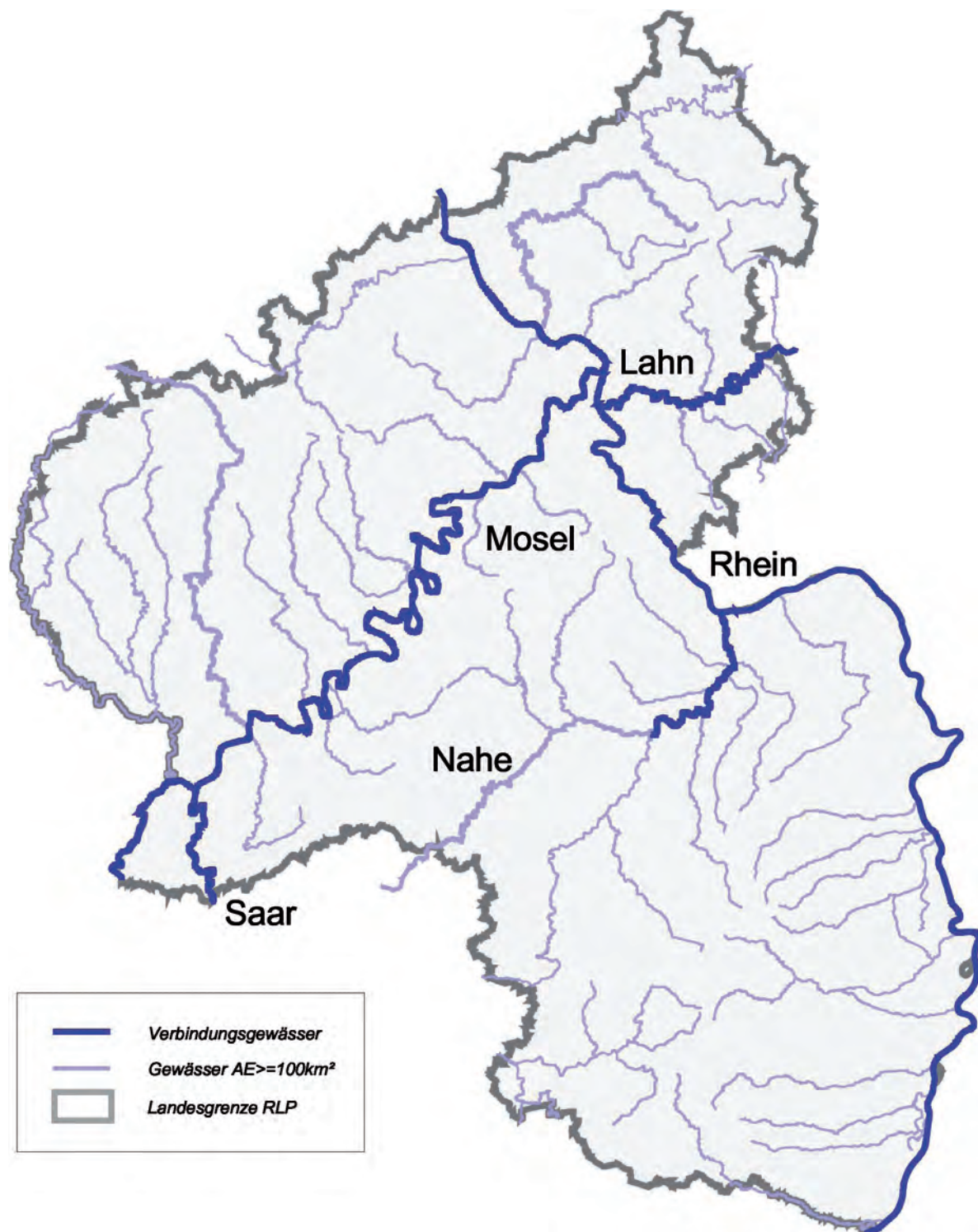


Abb. 3.2: Verbindungsgewässer in Rheinland-Pfalz

3.3 Diadrome Areale

Eine Voraussetzung zur Betrachtung der Populationen der diadromen Arten Aal und Lachs ist die Kenntnis ihrer potenziellen Lebensräume in den Gewässern von Rheinland-Pfalz. Bei der Ermittlung der potenziellen diadromen Gewässerabschnitte wurden verschiedene Verfahren und Grundlagen genutzt. Diese waren

- die Fließgewässerzonierung mit vorläufigen Fischregionen
- die Fischleitbilder
- historische Hinweise für Lachse
- in Rheinland-Pfalz vorhandenes Expertenwissen.

Es zeigt sich, dass diese Methoden im Wesentlichen zu den gleichen diadromen Gewässerabschnitten führen. Dabei unterscheiden sich die Ergebnisse vorwiegend bei Gewässern oder Abschnitten, die Übergangsbereichen zugeordnet werden können, z.B. zwischen Äschen- und Barbenregion oder Äschen- und Forellenregion.

3.3.1 Vorläufige Fischregionen

Bis 2006 wurden die diadromen Gewässer auf der Basis der vorläufigen Fischregionen definiert. Die Grundlage bildete die Fließgewässerzonierung (FLZ) nach HUET, vgl. DVWK (1996). Nach HUET werden die Fließgewässerzonen aus der Gewässerbite und dem -gefälle ermittelt. Jede Fließgewässerzone bildet den Lebensraum für bestimmte Fischarten. Diese potenziell natürliche Fischfauna wird durch Zuordnung von Leit- und Begleitfischarten charakterisiert.

Eine vorläufige Fischzonierung wurde in Rheinland-Pfalz anhand der Einzugsgebietsgröße festgelegt.

- Barbenregion $AE > 700 \text{ km}^2$
- Äschenregion $200 \text{ km}^2 < AE \leq 700 \text{ km}^2$
- Forellenregion $AE \leq 200 \text{ km}^2$

Zusätzlich zur Bestimmung der Fischregionen aus den Einzugsgebietsgrößen wurde innerhalb der Studie ein Verfahren zur automatischen Ermittlung der Fließgewässerzonierung entwickelt. Als Grundlage dienten Gewässerbite und -gefälle entsprechend den Arbeiten von HUET.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Gewässerbite einen geringeren Einfluss auf die Zonierung hat als das Gefälle. Es wurde daher als erste Näherung eine Fischzonierung mit Hilfe des Gefälles für Abschnitte von 1 km Länge durchgeführt. Abb. 3.4 zeigt die so entstandene Karte der Gefällezonierung.

Sie gibt ein differenziertes Bild der sich entlang eines Gewässers ausbildenden Fließgewässerzonen.

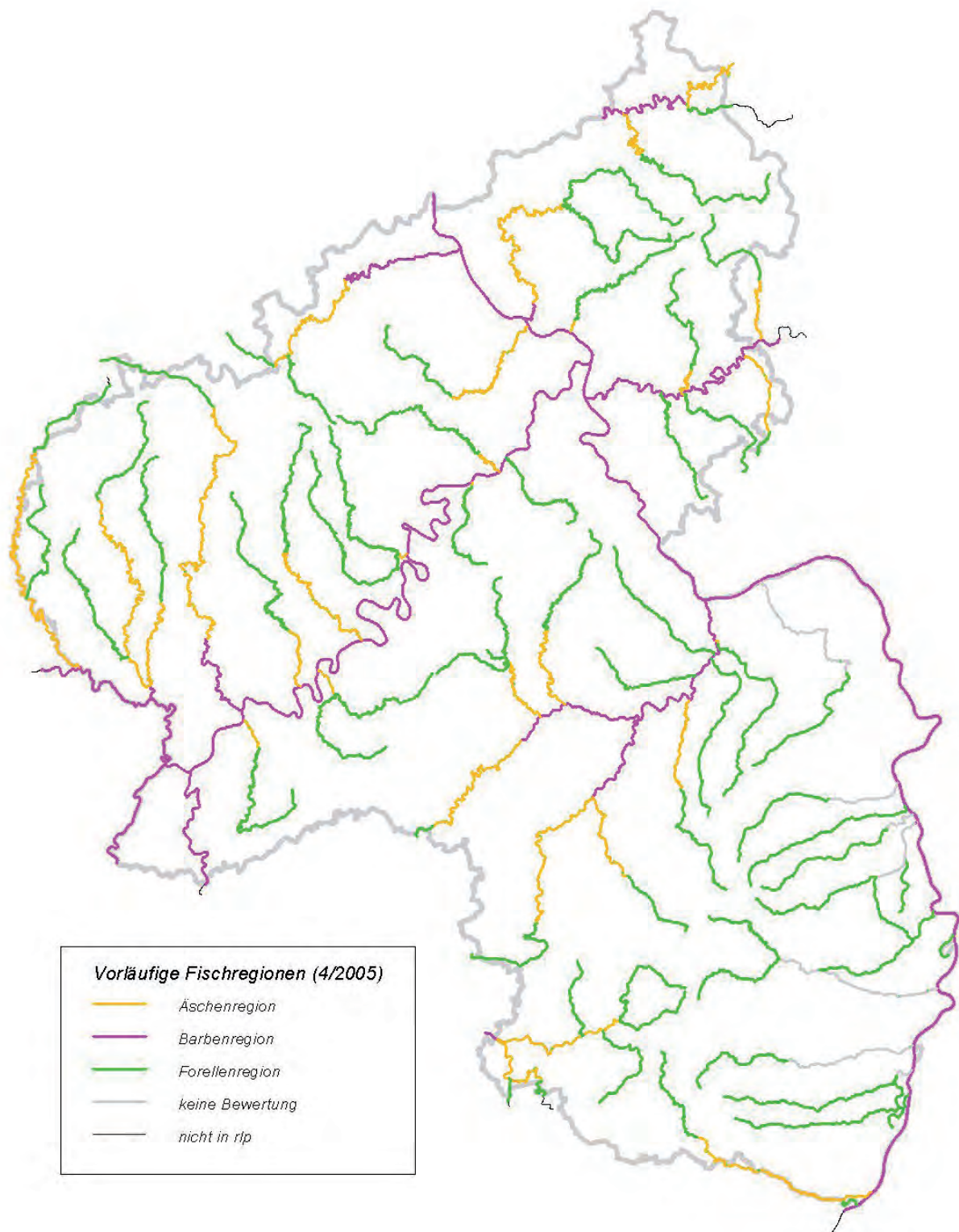


Abb. 3.3: Vorläufige Fischregionen in RLP, Bestimmung über Einzugsgebietsgrößen

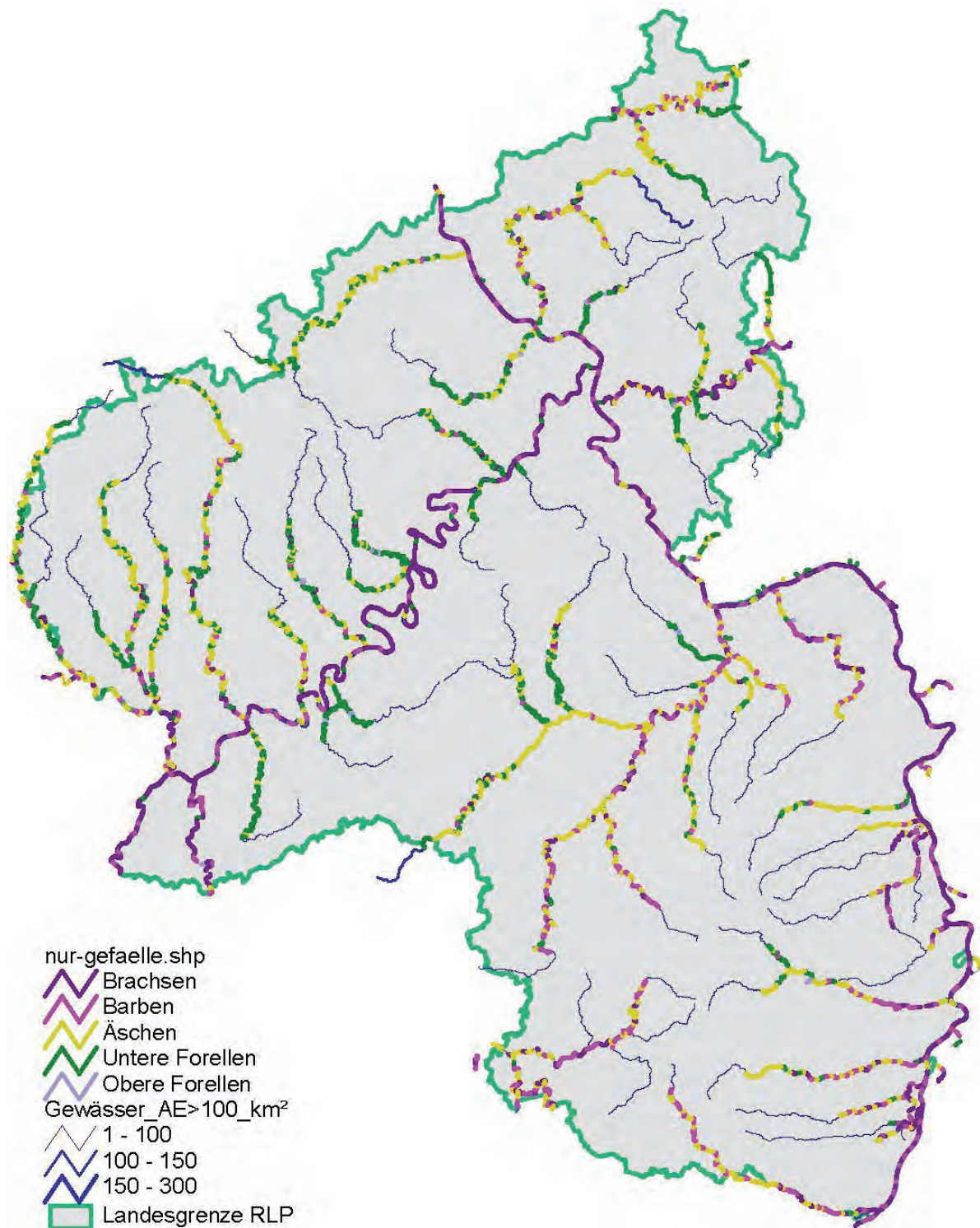


Abb. 3.4: Fließgewässerzonierung, ermittelt auf der Grundlage des Talgefälles

3.3.2 Fischleitbilder

In Phase 3 der Studie (2006/2007) wurden die im Zusammenhang mit der Umsetzung der EG-WRRL entwickelten Fischleitbilder für RLP zur Ermittlung der potenziell natürlichen Fischfauna hinzugezogen (KORTE 2006, Abb. 3.5). Die Fischleitbilder, die Ende 2006 veröffentlicht wurden, orientieren sich an den Fließgewässertypen (Tab. 3.1). Jeder Fließgewässertyp bildet den Lebensraum für bestimmte Fischarten, wobei mit Hilfe des Fischregionsindex FRI die Ausprägungen a bis d definiert werden, die zu einer hinreichenden Differenzierung der Leitbildzönosen führen sollen. Die potenziell natürliche Fischfauna wird durch Zuordnung von Leitarten, typspezifischen Arten und Begleitarten charakterisiert.

Tab. 3.1: Gewässertypisierung nach LAWA

	Typ	Charakterisierung
Typen des Mittelgebirges	10	Kiesgeprägte Ströme
	5.1	Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche
	5	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche
	6	Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche
	7	Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche
	9.1	Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse
	9.2	Große Flüsse des Mittelgebirges
	9	Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse
Ökoregion unabhängiger Typ	19	Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern

3.3.3 Historische Hinweise auf Lachsvorkommen

In Anhang C werden Quellen vorgestellt, aus denen hervorgeht, dass in bestimmten Gewässern und Gewässerabschnitten von Rheinland-Pfalz Lachse vorhanden waren. Darstellung und Vergleich dieser Gewässerabschnitte mit den Karten der vorläufigen Fischzonierung und der Gefällezonierung zeigen, dass im Wesentlichen die Äschenregion im Sinne von Laich- und Aufwuchshabitaten besiedelt war. Darüber hinaus gibt es für einzelne Gewässer Hinweise auf Lachsvorkommen in der Forellenregion (Abb. C.1).

3.3.4 Gewässer mit katadromen Arealen

Die Verfahren, die in den vorherigen Kapiteln vorgestellt wurden, führen weitgehend zu denselben katadromen Gewässerabschnitten.

Fischzonierung

Für den Aal ist bekannt, dass das Aufwuchsgebiet bis zum oberen Ende der Barbenregion reicht. Die Äschenregion wird als Nebenverbreitungsgebiet besiedelt, aber es liegen keine genauen Kenntnisse darüber vor, ob oder welche Abschnitte der Äschenregion bevorzugt werden.

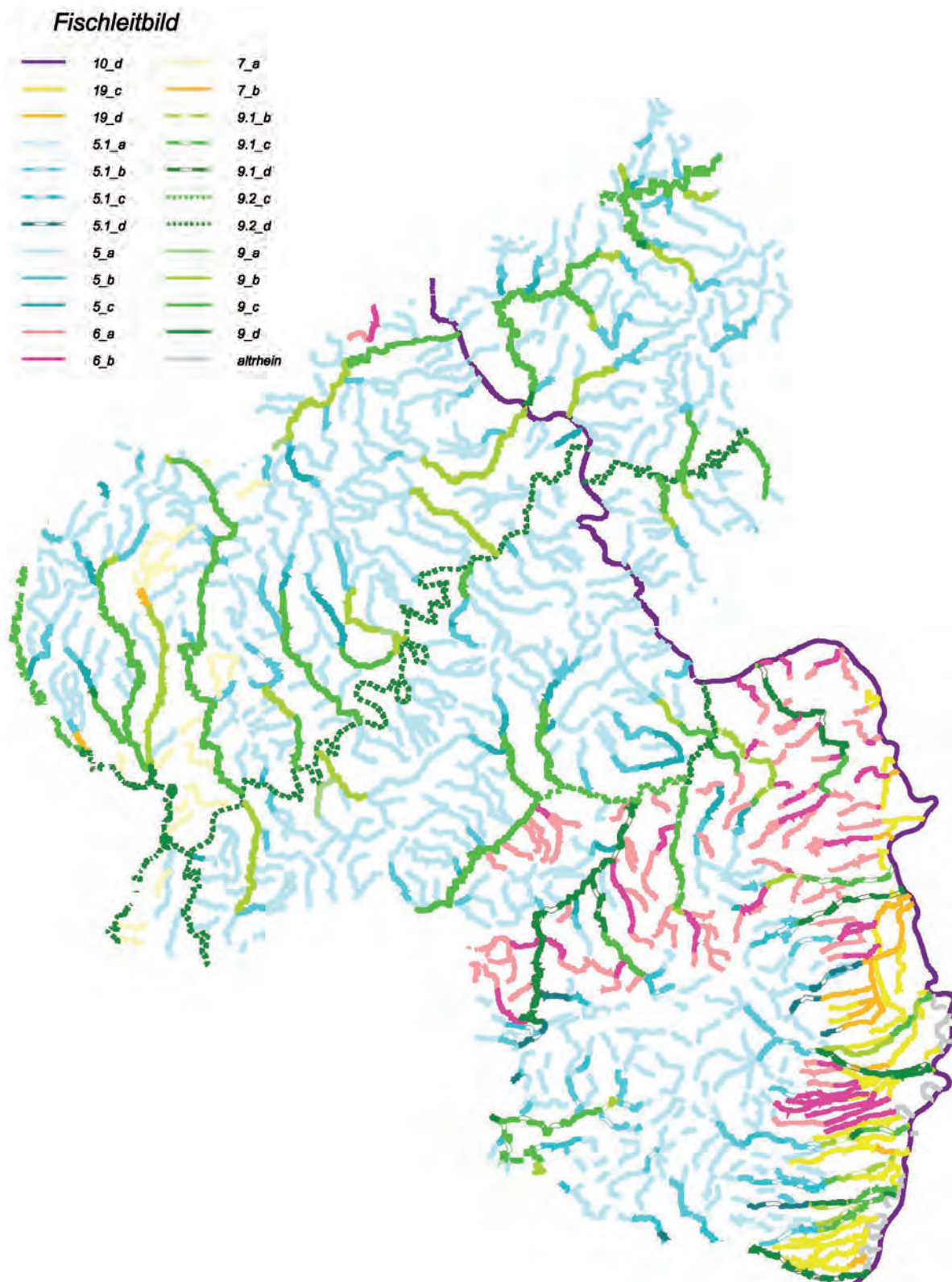


Abb. 3.5: Fischleitbilder in RLP (Tab. 3.1)

Fischleitbilder

Nach Abstimmung mit den Fischexperten in RLP können die Gewässerstrecken, die folgende Typisierung aufweisen, als Lebensraum des Aales betrachtet werden (Abb. 3.5):

- Typ 10_d
- Typ 9.2_c und 9.2_d
- Typ 9.1_b, 9.1_c und 9.1_d.

Diese entsprechen in etwa der Barbenregion, die in Phase 2 über die Größe des Einzugsgebiets des Gewässerabschnittes ermittelt wurde.

Hinzu kommen die Gewässerabschnitte

- Typ 9_b und 9_c
- die den Abschnitten der Äschenregion entsprechen.

Abb. 3.6 zeigt die so ermittelten katadromen Areale.

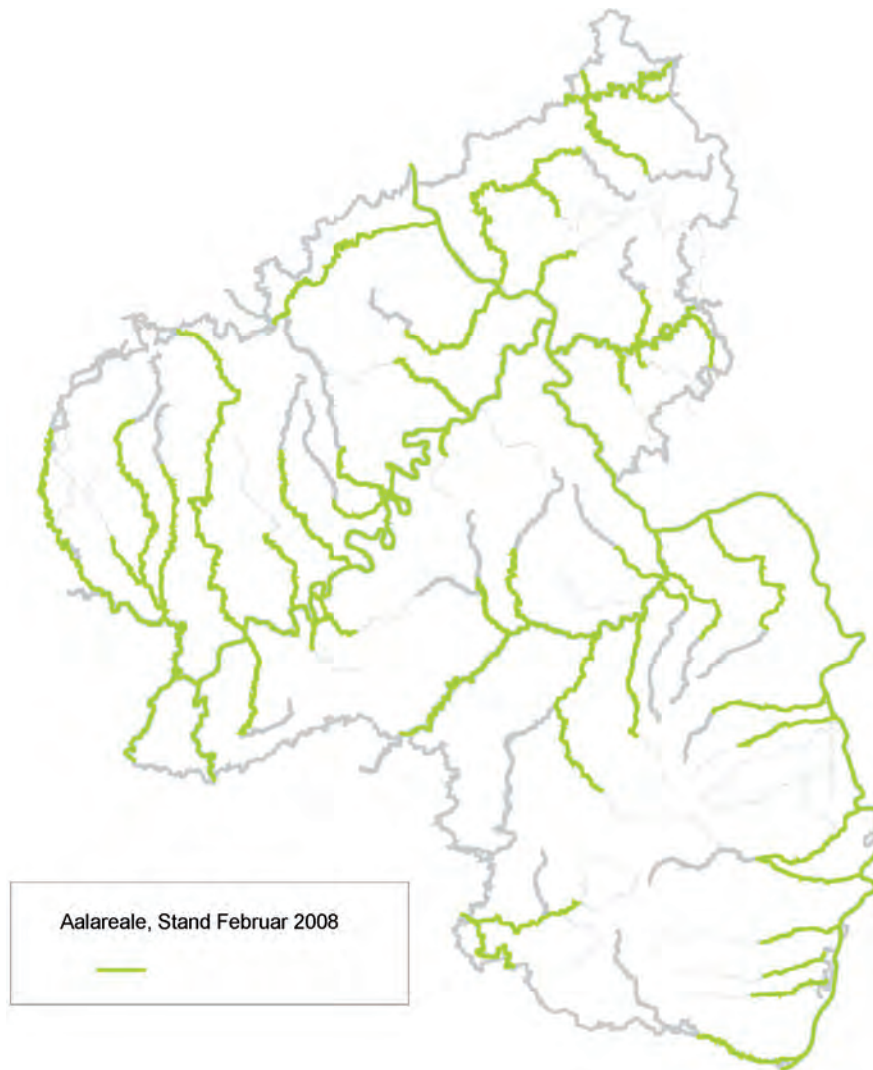


Abb. 3.6: Aalareale in Rheinland Pfalz (ermittelt aus Fischleitbildern, Stand Februar 2008)

In Tab. 3.2 sind die Gewässer, die über Aalareale verfügen, und die entsprechenden Arealflächen zusammengestellt. In Rheinland-Pfalz ergibt sich für den Aal eine Arealfläche von insgesamt ca. 130 km². Die größten Flächen befinden sich erwartungsgemäß an den großen Gewässern Rhein, Mosel, Sauer, Lahn und Nahe.

Für den Aal stellen die ermittelten Arealflächen wahrscheinlich eine relativ gute Näherung dar. Er lebt auch in Gewässerabschnitten, die heute durch Ausbau, Begradigung etc. anthropogen überformt sind und somit stark vom potenziell natürlichen Zustand abweichen.

Tab. 3.2: Aalgewässer in Rheinland-Pfalz (Stand Februar 2008)

Gewässername	GKZ	Arealfläche Aal [km ²]
Rhein (RLP)	2	88
Lauter	2372	0,583
Erlenbach	237542	0,070
Klingbach	237546	0,128
Queich	23772	0,284
Speyerbach	2378	0,456
Nonnenbach	237896	0,016
Rehbach	23798	0,083
Altbach	23918	0,192
Pfrimm	2392	0,351
Selz	252	0,656
Nahe	254	2,979
Hahnenbach	2542	0,265
Kyrbach	25424	0,031
Simmerbach	2544	0,488
Glan	2546	0,599
Lauter	25466	0,383
Alsens	2548	0,471
Appelbach	25494	0,112
Guldenbach	25496	0,154
Wiesbach	25498	0,254
Lahn	258	2,291
Aar	2588	0,217
Dörsbach	25892	0,055
Gelbach	25894	0,256
Mühlbach	25896	0,183
Mosel	26	11,995
Sauer	262	1,647
Our	2626	1,242
Prüm	2628	1,242
Enz	26286	0,149

Gewässername	GKZ	Arealfäche Aal [km ²]
Nims	26288	0,539
Saar	264	1,354
Schwarzbach	26426	0,656
Hornbach	264268	0,535
Ruwer	2656	0,338
Kyll	266	2,180
Salm	2674	0,407
Dhron	2676	0,212
Lieser	2678	0,742
Alf	268	0,245
Ueßbach	2684	0,261
Flaumbach	2694	0,095
Elzbach	2696	0,462
Saynbach	2712	0,213
Nette	2714	0,590
Wied	2716	1,504
Holzbach	27162	0,181
Ahr	2718	1,493
Sieg	272	1,149
Heller	2722	0,112
Nister	2724	0,503
Summe		129,09*

Die *endgültige* Karte der Aalareale, die eine Grundlage für die Maßnahmenplanung und den Aalbewirtschaftungsplan darstellt, wird zur Zeit überarbeitet. In ihr soll der Barbenregion als Hauptverbreitungsgebiet der Aale eine deutliche Vorrangstellung gegenüber der Äschenregion als Nebenverbreitungsgebiet erhalten.

3.3.5 Gewässer mit anadromen Arealen

Die vorliegende Untersuchung benennt als anadrome Art stets den Lachs. Alle Annahmen, die für den Lachs gemacht werden und alle Ergebnisse gelten in gleicher Weise für die Meerforelle, auch wenn diese nicht explizit genannt wird.

Adulte Lachse haben das Bestreben, in den Gewässerabschnitten abzulaichen, in denen sie selbst geschlüpft sind. Diese Laichhabitate weisen bestimmte Strömungs- und Substrateigenschaften auf.

Als Aufwuchshabitate werden die Gewässerabschnitte bezeichnet, den denen juvenile Lachse bis zur Erreichung des Abwanderstadiums leben.

Fischzonierung

Aufwuchs- und Laichhabitate des Lachses befinden sich zum überwiegenden Teil in der Äschenregion, aber auch angrenzende Fließgewässerzonen werden genutzt.

Über das Verbindungsgewässer Rhein gelangten bzw. gelangen die Lachse entweder direkt zu den entsprechenden Gewässerzonen oder sie nutzten/nutzen die rheinland-pfälzischen Verbindungsgewässer Lahn, Mosel und Nahe, um ihre Zielgewässer zu erreichen.

Die Fließgewässerzonierung (entsprechend Gefällezonierung, Abb. 3.4) weist im Vergleich zur vorläufigen Fischzonierung teilweise andere Gewässerabschnitte als Äschenregion aus. So gibt es z.B. auch im Mittellauf von Saynbach, Mühlbach und Salm bzw. im Unterlauf von Alf und Enz Äschenregionen, die auch in verschiedenen Quellen als Laich- und Jungfischhabitate für Lachse genannt werden.

Fischleitbilder

In Abstimmung mit Fischereiexperten des Landes wurden folgende Fisch-Gewässertypen, die vorwiegend Abschnitte der Äschen- und Forellenregion aufweisen, als Lachsareale bestimmt:

- Typ 9_b und 9_c.

Historische Quellen

Die verwendeten historischen Quellen enthalten keine genauen Angaben, in welchen Strecken Lachse vorkamen (Anhang C). Sie belegen jedoch, dass das Hauptverbreitungsgebiet in der Äschenregion lag.

Die aus den vorgestellten Grundlagen erstellte Karte der Lachsareale ist in Abb. 3.7 dargestellt. Sie basiert im Wesentlichen auf den Fischleitbildern. Der Abschnitt der Wieslauter von km 37 bis km 45 und die Erweiterung des Abschnittes in der Salm bis km 42 wurden aufgrund historischer Belege zugefügt.

In Tab. 3.3 sind die Gewässer, die über Lachsareale verfügen, und die ermittelten Arealflächen aufgeführt.

Da der Lachs bestimmte strukturelle und morphologische Umgebungsbedingungen in den Laichhabitaten benötigt und stark veränderte Gewässerstrecken auch nicht als Jungfischhabitate genutzt werden, können die Arealflächen, die aus dem Produkt der mittleren Gewässerbreite und Abschnittlänge gebildet wurden, nur eine grobe obere Näherung an die Habitatflächen darstellen. Sie dienen lediglich dem Vergleich der Gewässer untereinander. Die Ermittlung der Laich- und Jungfischhabitatflächen kann nur durch eine Kartierung vor Ort erfolgen.

In der Summe ergibt sich für Rheinland-Pfalz eine Arealfläche für den Lachs von ca. 16,5 km². Die größten Flächenanteile befinden sich an Wied, Kyll, Our und Prüm.

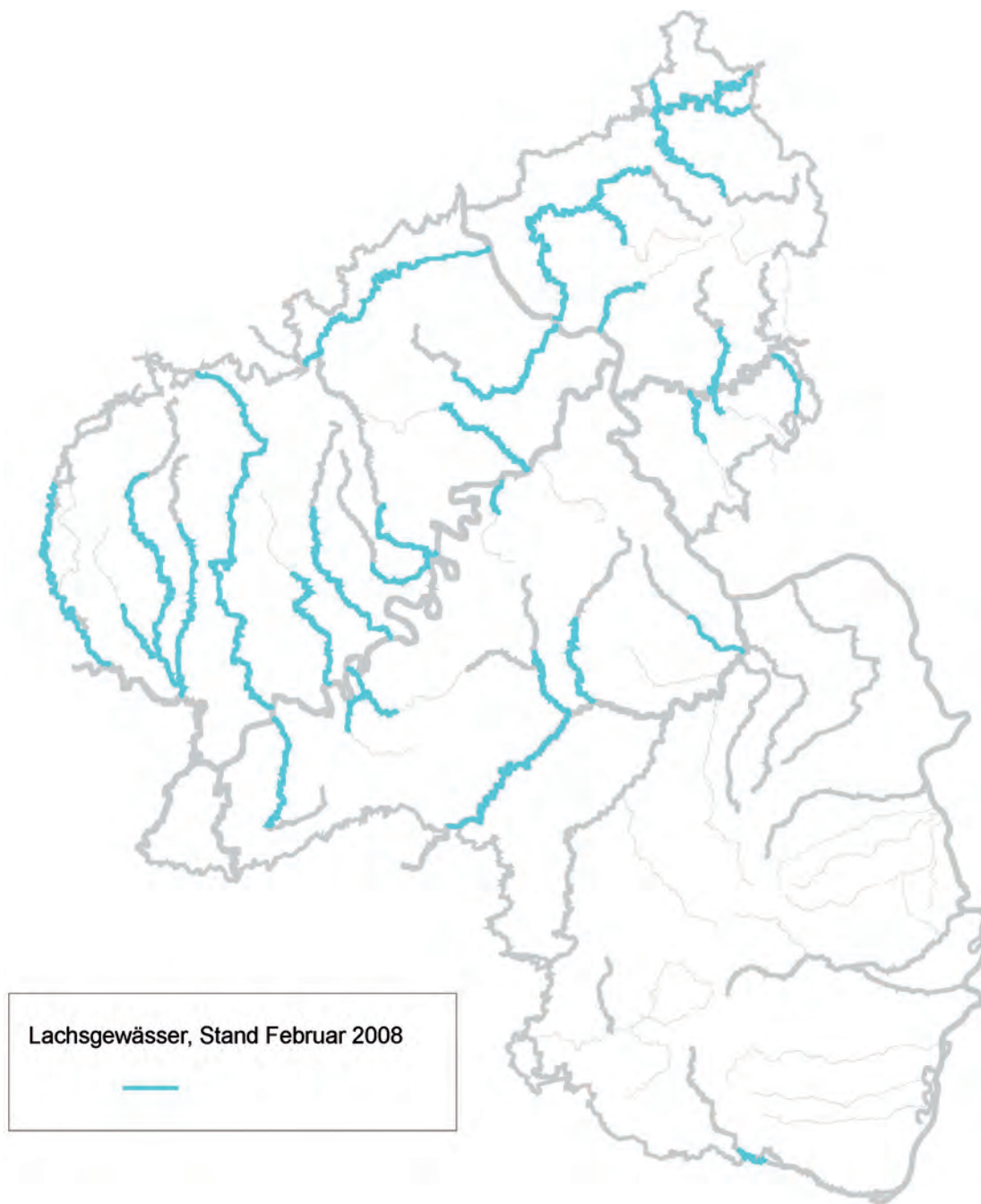


Abb. 3.7: Lachsreale in Rheinland-Pfalz (ermittelt aus Fischleitbildern, Stand Februar 2008; für den Unterlauf des Glan gibt es außerdem historische Vermerke zum Lachsaufstieg). In diesen Arealen befinden sich Laich- und Aufwuchshabitate, die potenziell vom Lachs besiedelt werden könnten. Sie entsprechen dem Lebensraum des Lachses, der in historischen Hinweisen verzeichnet ist.

Tab. 3.3: Gewässer mit Lachsarealen in Rheinland-Pfalz (Stand Februar 2008)

Gewässername	GKZ	Arealfäche Lachs [km ²]
Lauter	2372	0,128
Nahe	254	0,932
Hahnenbach	2542	0,265
Kyrbach	25424	0,031
Simmerbach	2544	0,488
Guldenbach	25496	0,154
Aar	2588	0,217
Dörsbach	25892	0,055
Gelbach	25894	0,256
Mühlbach	25896	0,183
Our	2626	1,242
Prüm	2628	1,242
Enz	26286	0,149
Nims	26288	0,539
Ruwer	2656	0,338
Kyll	266	2,180
Salm	2674	0,425
Dhron	2676	0,212
Kleine Dhron	26768	0,104
Lieser	2678	0,742
Alf	268	0,245
Ueßbach	2684	0,261
Flaumbach	2694	0,095
Elzbach	2696	0,462
Saynbach	2712	0,213
Nette	2714	0,590
Wied	2716	1,504
Holzbach	27162	0,181
Ahr	2718	1,493
Sieg	272	0,949
Heller	2722	0,112
Nister	2724	0,503
Summe		16,489

3.4 Potamodrome Areale

Potamodrome Arten durchlaufen alle Entwicklungsstadien im Süßwasser. Sie führen mehr oder weniger ausgedehnte Wanderbewegungen mit Reichweiten von bis zu mehreren hundert Kilometern zwischen unterschiedlichen Lebensräumen durch.

Potamodrome Arten leben in allen rheinland-pfälzischen Gewässern, also auch in den diadromen Arealen und den Verbindungsgewässern.

Als potamodrome Areale werden in dieser Studie jedoch alle Gewässerstrecken verstanden, die nicht als Verbindungsgewässer und nicht als diadrome Areale eingestuft wurden.

Diese Einteilung erfolgte mit dem Ziel, diadrome und potamodrome Areale sowie die Verbindungsgewässerabschnitte jeweils mit spezifischen Indizes hinsichtlich möglicher Priorisierungen untersuchen zu können.

3.5 Sonderfälle Gewässerverzweigung

Am Oberrhein gibt es Gewässer, die sich z.B. vor der Mündung in den Rhein verzweigen. Der Abfluss teilt sich dort auf.

- Der Rehbach (Gewässernummer 23798) zweigt vom Speyerbach ab und fließt in den Rhein. Die Auswertung erfolgt wie an unverzweigten Gewässern.
- Der Nonnenbach (GKZ 237896) zweigt wie ein Kanal vom Speyerbach ab und mündet nach ca. 9 km wieder in diesen. Für den Nonnenbach wurden, wie für Kanäle üblich, keine Gewässerindizes ermittelt.
- Der Trompetengraben (GKZ 2377296) zweigt in Germersheim als Kanal aus der Queich ab und mündet nach ca. 1 km zurück. Für den Trompetengraben wurden keine Gewässerindizes ermittelt.

4 Methoden zur Ermittlung von Raten und Indizes

4.1 Einleitung

Die Auswirkungen von Querbauwerken und Wasserkraftanlagen auf die Gewässerökologie sollen mit Hilfe von Indizes erkennbar und vergleichbar gemacht werden. Grundlage der Indexermittlung bilden die Daten aus dem Querbauwerke Informationssystem QUIS.

Die Index-Bewertungen wurden in Anlehnung an die EG-WRRL anhand einer 5-stufigen Skala dargestellt (Tab. 4.1), die die Auswirkungen eines Eingriffs auf den ökologischen Zustand widerspiegeln. Zusätzlich wurden Indizes zur Einschätzung des Schwierigkeitsgrades von Maßnahmen gebildet.

Die Einstufung geringe Beeinträchtigung, oder geringfügiger Eingriff steht nach den Formulierungen der EG-WRRL für den guten ökologischen Zustand. Sie wird durch die Farbe grün und den Index 2 repräsentiert. Die sprachliche Interpretation der Geringfügigkeit muss für die jeweils betrachteten Merkmale eingeschätzt werden. Bei der Ermittlung der Lebensraumveränderung wird z.B. als erste Arbeitsannahme mit numerischen Abstufungen von 25% gerechnet (Tab. 4.3).

BEISPIEL

Die freie Fließstrecke zwischen 2 Querbauwerken wird durch Rückstau um 20% reduziert. Diese Beeinträchtigung wird als geringfügig betrachtet, da sie kleiner als 25% ist. Für die Einstufung der Lebensraumveränderung durch Rückstau gilt: Index = 2 (Tab. 4.3).

Tab. 4.1: Indexeinstufung in Abhängigkeit vom Maß eines Eingriffs auf ein Merkmal

Index	1	2	3	4	5	X
Beeinträchtigung	kein Eingriff	gering	mäßig	stark	sehr stark	unbekannt

Raten als Grundlage der Indexermittlung

Die Indizes haben sprachliche und numerische Bezeichnungen, um die Beeinträchtigung zu charakterisieren (Tab. 4.1). Das ggf. mess- oder abschätzbare Ausmaß der Beeinträchtigung wird mit Hilfe von Raten (in % oder als Wert von 0 bis 1) quantitativ ermittelt. Die Indizes werden nach Abschluss der jeweiligen Berechnungen den Raten zugeordnet (Tab. 4.2).

Die Auswirkungen von Eingriffen in ein Gewässer können häufig nicht im wissenschaftlichen Sinn exakt beziffert werden.

Daher werden die Raten, die das Ausmaß eines Eingriffs auf die Fischfauna quantifizieren sollen, auf der Grundlage des heutigen Wissens abgeschätzt.

Die Raten und die daraus abgeleiteten Indizes können somit dem Vergleich der rheinland-pfälzischen Gewässer untereinander dienen und Trends aufzeigen.

Raten können für weitergehende Analysen und Berechnungen genutzt werden. Demgegenüber eignen sich die Indizes nicht für Rechenoperationen. Sie dienen nur der Darstellung der Ergebnisse.

Insbesondere die in Kap. 3.3 und Kap. 3.5 gewählten Aufstiegs- und Überlebensraten sind Schätzwerte. Die damit ermittelten Ergebnisse zeigen allerdings, dass sich die wesentlichen Aussagen (für die diadromen Arten z.B. die Erreichbarkeit-Areal und -Rhein) bei Variation der Eingangsdaten nur geringfügig ändern und dass damit die wesentlichen Schlussfolgerungen gleich bleiben.

BEISPIEL Aufstiegsrate

Diese gibt an, wie viele Fische, die ein Querbauwerk QBW aufwärts passieren wollen, dies mit einem angemessenen Energie- und Zeitaufwand schaffen (30% entspricht einer Rate von 0,3). Nach der Ermittlung der jeweiligen Rate erfolgt gemäß Tab. 4.2 die Klassifizierung des Ergebnisses durch den jeweiligen Index. Die Extremwerte bedeuten:

r=1 alle aufwanderwilligen Fische können das Querbauwerk überwinden

r=0 kein aufwanderwilliger Fisch kann das Querbauwerk überwinden.

Tab. 4.2: Beispiel einer Indexzuordnung zu einer Rate und zur Einstufung der Passierbarkeit eines Querbauwerks in QUIS

Rate r	r=1	$1 > r \geq 0,75$	$0,75 > r \geq 0,50$	$0,50 > r \geq 0,25$	$0,25 > r$
Index	1	2	3	4	5
Einstufung aufwärts Passierbarkeit QBW		passierbar	eingeschränkt passierbar	gravierend eingeschränkt passierbar	unpassierbar

Die Betrachtung der durch Bauwerke verursachten Auswirkungen erfolgt auf zwei Ebenen:

- Lokal, am Standort und
- Regional, für einzelne Gewässer, oder Gewässersysteme.

Lokale Indizes charakterisieren den Ist-Zustand der Querbauwerke und der angrenzenden Gewässerstrecke. Folgende Indizes werden ermittelt:

1. Index Lebensraumveränderung lokal
2. Rückstauindex
3. Ausleitungsindex
4. Aufstiegsindex
5. Erreichbarkeitsindex-Areal (aufwärts, diadrom)
6. Überlebensindex (abwärts)
7. Erreichbarkeitsindex-Rhein (abwärts, diadrom)
8. Aufwandsindex
9. Index für Totholzdurchgängigkeit
10. Index für Geschiebedurchgängigkeit

Gewässer-Indizes bewerten den Zustand einzelner Gewässer oder von Gewässersystemen:

1. Index Lebensraumveränderung Gewässer, Gewässersystem.
2. Arealnutzungsindex (aufwärts gerichtete Wanderung, jeweils für Lachs und Aal)
3. Gesamtüberlebensindex (abwärts gerichtete Wanderung, jeweils für Lachs und Aal).
4. BÄNS-Index; Entwicklung ausgewählter Arten: Barbe, Äsche, Nase, Schneider
5. GGS-Index; Gewässergüte-Gewässerstruktur-Index
6. Ökonomischer Index.
7. Administrativer Index.

4.2 Index Lebensraumveränderung (lokal)

Rückstau und Abflussreduzierung im Mutterbett verursachen eine weitgehende Veränderung des aquatischen Lebensraums im Verhältnis zum Leitbild. Sie wirken sich besonders gravierend auf die rheophilen Arten aus, aber auch Makrozoobentha können stark beeinträchtigt werden. Eine ausführliche Diskussion der Ursachen der Lebensraumveränderung ist in (DUMONT et al. 2005b) zu finden.

Es werden 3 Indizes gebildet:

- Rückstauindex
- Ausleitungsindex
- Index Lebensraumveränderung.

Die Indizes sind jeweils ein Maß für die Reduktion der freien Fließstrecke ober- und unterhalb eines Querbauwerks durch Rückstau und/oder Ausleitung.

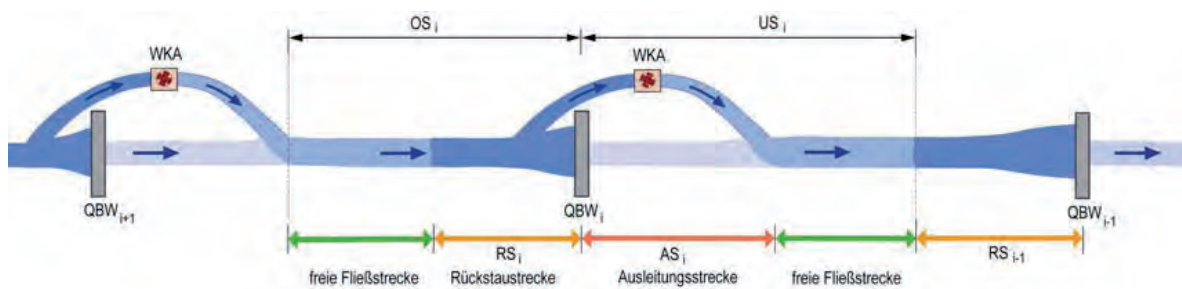


Abb. 4.1: Relevante Strecken zur Berechnung der Lebensraumveränderung

4.2.1 Rückstauindex

Im Rückstaubereich von Querbauwerken ist die Fließgeschwindigkeit i.d.R. so weit reduziert, dass er kein Lebensraum für rheophile Arten ist. Auch Makrozoobentha sind in den Staubereichen z.B. aufgrund starker Sedimentation betroffen.

Der Rückstauindex ist ein Maß für die durch Rückstau verursachte Lebensraumveränderung oberhalb eines Querbauwerks. Er wird abgeleitet aus der Rückstaurate r_R (=Verhältnis der Rückstaustränge zur freien Fließstrecke, Tab. 4.3).

Tab. 4.3: Zuordnung von Rückstau-, Ausleitungsindex und Index Lebensraumveränderung zu den relativen veränderten Strecken bzw. Änderungsraten r_R , r_A oder r_{LV}

Index	1	2	3	4	5	X
Änderungsrate r_R , r_A , r_{LV}	0	$0 < r \leq 0,25$	$0,25 < r \leq 0,50$	$0,50 < r \leq 0,9$	$r > 0,9$	unbestimmt

4.2.2 Ausleitungsindex

In Ausleitungsstrecken (Abb. 4.2) führt der verringerte Abfluss zu einer Veränderung des typspezifischen Lebensraums, z.B. durch geringere Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten etc.

Der Anteil, der durch Ausleitung verursachten Lebensraumveränderung (Rate r_A) wird durch das Verhältnis der Ausleitungsstrecke zur Strecke bis zum nächsten Querbauwerk unterhalb berechnet (Abb. 4.1).

Der Ausleitungsindex (Zuordnung gemäß Tab. 4.3) wurde für alle Standorte ermittelt, die eine Ausleitungsstrecke besitzen und an denen eine *Entnahme* vorliegt oder eine WKA betrieben wird. Es wurde nicht berücksichtigt, ob ein Mindestabfluss Q_{\min} abgegeben wird oder nicht.

4.3.3 Index Lebensraumveränderung

Der gesamte Anteil der durch Lebensraumveränderung (Stau- und Ausleitung) beeinträchtigten Strecke an einem Standort im Verhältnis zum Abstand zwischen dem ober- und unterhalb liegenden Querbauwerk wird durch die Rate r_{LV} und den Index Lebensraumveränderung dargestellt (Tab. 4.3).

4.3 Aufstiegsindex

Der Aufstiegsindex wird aus der Aufstiegsrate q ermittelt. Diese ist ein Maß für den Anteil der Fische, die in der Lage sind, einen Standort aufwärts mit zulässigem Energieaufwand und innerhalb einer angemessenen Zeitspanne zu durchwandern. Insbesondere bei Lachsen, die darauf angewiesen sind, ihre angestammten Laichhabitats zu erreichen, spielt der zeitliche Aspekt eine wichtige Rolle für ein erfolgreiches Ablaichen. Die Länge des Wanderweges und die Zahl der zu überwindenden Querbauwerke sind dabei entscheidend.

Die Durchwanderbarkeit eines Standorts hängt für aufwanderwillige Fische von mehreren Faktoren ab (Abb. 4.2). Es besteht ein komplexer Zusammenhang zwischen

- Passierbarkeit des Querbauwerks (QBW)
- Auffindbarkeit der Fischaufstiegsanlage (an QBW bzw. WKA, groß- und kleinräumig)
- Passierbarkeit der Fischaufstiegsanlage (an QBW bzw. WKA)

- Vorhandensein einer wirksamen Einschwimmbarriere an der Mündung des UW-Kanals, um eine Sackgassenwirkung zu verhindern, wenn eine Fischaufstiegsanlage nur am Querbauwerk installiert ist.

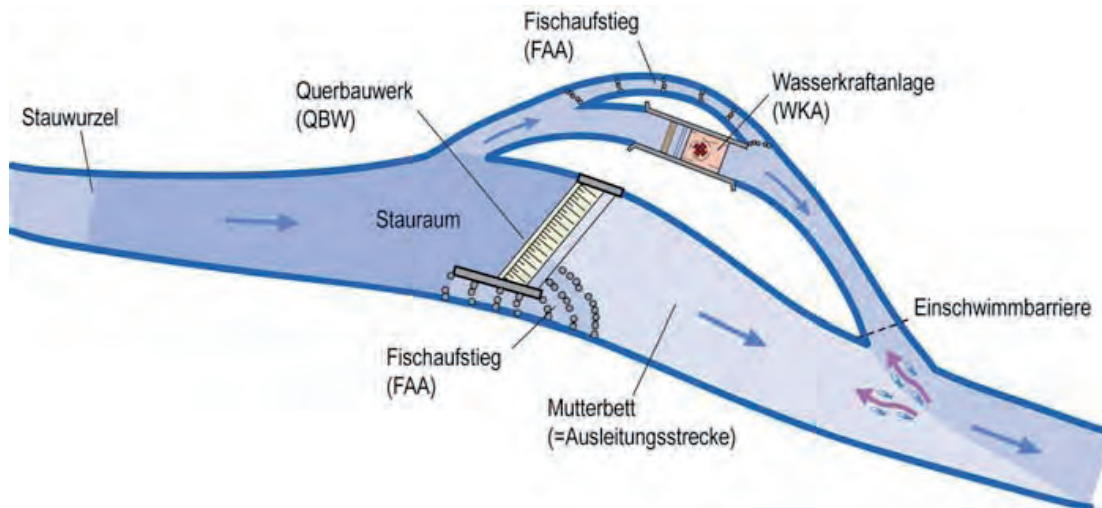


Abb. 4.2: Ausleitungskraftwerk mit Konkurrenzsituation Unterwasserkanal/Mutterbett

Abstürze in Kanälen oder mögliche Einschwimmbarrieren wurden in QUIS nicht systematisch erfasst, da Kanäle an Ausleitungskraftwerken nicht komplett besichtigt wurden. Es wird vereinfachend davon ausgegangen, dass die Durchwanderbarkeit von Kanälen nur im Bereich der Wasserkraftanlage beeinträchtigt ist.

Falls Informationen zu einer Einschwimmbarriere vorliegen, ist in QUIS das Feld *wirksame Einschwimmbarriere* angehakt. Es muss jedoch davon ausgegangen werden, dass in den meisten Fällen keine Einschwimmbarrieren vorhanden sind.

Die Passierbarkeit von Querbauwerken sowie die Auffindbarkeit und Passierbarkeit von Fischaufstiegsanlagen wurden bei den Besichtigungen der Standorte während der Datennahme für QUIS gemäß Tab. 4.4 und Tab. 4.5 eingeschätzt. Die entsprechenden Angaben sind im web-QUIS verfügbar. Dabei wurde die Leistungsfähigkeit und die Größe aller Arten der potenziell natürlichen Fischfauna einer Fischregion berücksichtigt.

Fischaufstiegsanlagen müssen nach DVWK (1996) und insbesondere den aktuellen Vorstellungen (Anhang A) auf die potenziell natürliche Fischfauna ausgelegt werden. Die Passierbarkeit ist an 300 Tagen im Jahr, also für Abflüsse mit $Q_{30} < Q < Q_{330}$, zu gewährleisten.

Die hier gewählte Bewertungssystematik wurde erstmals in DUMONT et al. (2005b) vorgestellt. Dies gilt auch für den Überlebensindex (Kap. 4.5).

Tab. 4.4: Bewertung der Auffindbarkeit einer Fischaufstiegsanlage

Bewertungsstufe	Fischökologische Definition	Technische Kriterien für Fischaufstiegsanlage am	
		Querbauwerk oder Ausleitungskraftwerk	Flusskraftwerk
A	Unbeeinträchtigte Aufwanderung	Es ist kein Querbauwerk vorhanden	
B	Die Auffindbarkeit der Fischaufstiegsanlage ist nicht oder nur geringfügig beeinträchtigt: Die Hauptströmung führt alle aufwandernde Fische an mindestens 300 Tagen (DVWK 1996) im Jahr zum Standort einer Fischaufstiegsanlage.	Fischaufstiegsanlage am Querbauwerk und/oder am Kraftwerk mit Positionierung nach Anhang A, Kap. A.4. Möglichst Aufstiegsanlage an Querbauwerk und Ausleitungskraftwerk. Eine alleinige Fischaufstiegsanlage am Querbauwerk ist großräumig auffindbar durch Mindestabfluss nach Anhang A, Kap. A.1, der die Durchwanderbarkeit der Ausleitungsstrecke gewährleistet Keine Sackgassenwirkung des Unterwasserkanals des Kraftwerkes oder dort Barriere gegen das Einschwimmen von Fischen.	Fischaufstiegsanlage uferseitig neben dem Wasserkraftwerk; Einstieg nicht ins Unterwasser vorgebaut. Leitströmung tritt parallel zur Hauptströmung aus und wird von schwankenden Unterwasserständen nicht beeinträchtigt. Die groß- und die kleinräumige Auffindbarkeit ist sichergestellt.
C	Die Auffindbarkeit der Fischaufstiegsanlage ist mäßig beeinträchtigt oder nur an mehr als 240 Tagen sichergestellt	Fischaufstiegsanlage am Querbauwerk, deren Positionierung und Leitströmung von Anforderungen nach Anhang A, Kap. A.4 abweicht ODER Die großräumige Auffindbarkeit ist eingeschränkt durch Mindestabfluss gemäß erhöhtem Orientierungswert, Anhang A, Kap. A.1. Keine Sackgassenwirkung des Unterwasserkanals des Kraftwerkes oder dort Barriere gegen das Einschwimmen von Fischen.	Fischaufstiegsanlage uferseitig neben dem Wasserkraftwerk. Positionierung und Leitströmung weichen von Stand der Technik (Anhang A) ab.
D	Durch falsche Positionierung ist die Auffindbarkeit der Fischaufstiegsanlage erheblich beeinträchtigt.	Fischaufstiegsanlage am Querbauwerk. Einstieg weit unterhalb, keine wahrnehmbare Leitströmung ODER Positionierung wie Stufe B, aber Mindestabfluss in Ausleitungsstrecke entspricht 1/3 MNQ oder weniger. Sackgassenwirkung des Unterwasserkanals möglich.	Fischaufstiegsanlage am Ufer, das dem Kraftwerk gegenüberliegt. Positionierung entspricht ansonsten den Kriterien in Stufe B.
E	Fischaufstiegsanlage ist nicht auffindbar.	Eine Aufstiegsanlage ist nicht sicher auffindbar, da vollkommen falsch positioniert UND/ODER bei Positionierung am Ausleitungswehr entspricht der Mindestabfluss nicht den Anforderungen	

Tab. 4.5: Bewertung der flussaufwärtsgerichteten Passierbarkeit eines Standortes (Querbauwerk und/oder Fischaufstiegsanlage)

Bewertungsstufe	Fischökologische Definition	Technische Kriterien für Fischaufstiegsanlage am	
		Querbauwerk oder Ausleitungskraftwerk	Flusskraftwerk
A	Unbeeinträchtigte Aufwanderung	Es ist kein Querbauwerk vorhanden	
B	Passierbarkeit des Standortes ist nur geringfügig beeinträchtigt und an mindestens 300 Tagen/Jahr gegeben.	Das Querbauwerk ist flach geneigt, mit rauer Oberfläche und ausreichender Wassertiefe im Wanderkorridor, so dass es ebenso leicht passierbar ist wie eine natürliche Rausche	Aufstiegsanlage entspricht dem Stand der Technik (vgl. Anhang A, Tab. A.2 und A.3) sowohl für die größten als auch die leistungsschwächsten Arten und Entwicklungsstadien
C	Passierbarkeit des Standortes ist an mindestens 240 Tagen und/oder für einzelne Arten und/oder Größen nur eingeschränkt gegeben.	Das Querbauwerk ist so steil und hoch, dass die hydraulischen Bedingungen auch bei höherem Rückstau die Bemessungswerte nach Anhang A, Tab. A.2 mäßig überschreiten.	Leichte Abweichungen von den Bemessungswerten nach Anhang A, Tab. A.2 und A.3 bezüglich Strömungsgeschwindigkeit, Energieeintrag, Dimensionen etc.
D	Der Standort ist nur von erheblich eingeschränktem Arten- und Größenspektrum überwindbar.	Das Querbauwerk ist so steil und hoch, dass auch bei höherem Rückstau die hydraulischen Bemessungswerte nach Anhang A, Tab. A.2 erheblich überschritten werden.	Starke Abweichungen von den Bemessungswerten nach Anhang A, Tab. A.2 und A.3.
E	Der Standort ist auch bei Hochwasser nicht passierbar.	Das Querbauwerk wird bei Hochwasser nicht überstaut und die hydraulischen Bemessungswerte nach Anhang A, Tab. A.2 werden immer gravierend überschritten.	Gravierende Abweichungen von den Bemessungswerten nach Anhang A, Tab. A.2 und A.3.

Bei der Ermittlung von Aufstiegsrate und Aufstiegsindex werden folgende Fälle unterschieden

- Standort ohne Ausleitung oder Entnahme (Kap. 4.2.1) und
- Standort mit Ausleitung oder Entnahme (Kap. 4.2.2).

Für weitere Auswertungen, die die diadromen Arten Aal und Lachs betreffen, wurde die Passierbarkeit von Querbauwerken oder Fischaufstiegsanlagen für diese Arten differenziert betrachtet (Kap. 4.2.3, Kap. 4.2.4).

4.3.1 Ermittlung von Aufstiegsrate und Aufstiegsindex für Standorte ohne Ausleitung

An einem Standort, an dem keine Ausleitung stattfindet, können Fische über das Querbauwerk oder eine möglicherweise vorhandene FAA aufwandern (Abb. 4.3).

Standort ohne FAA

Befindet sich an einem Standort nur ein Querbauwerk, ist die Aufstiegsrate des Standorts $q(\text{Standort})$ gleich der Aufstiegsrate des Querbauwerks $q(\text{QBW})$:

$$q(\text{Standort}) = q(\text{QBW})$$

Für jedes besichtigte Querbauwerk (und jede Fischaufstiegsanlage) gibt es in QUIS eine Einschätzung der aufwärts gerichteten Passierbarkeit. Den in QUIS verwendeten Bezeichnungen für die Passierbarkeit werden gemäß Tab. 4.6 Aufstiegsraten zugeordnet.

Standort mit FAA

An einem Standort mit FAA wird ein Teil der Fische versuchen, über die FAA und der andere Teil über das Querbauwerk aufzusteigen. Die Zahl der Fische, die über die Fischaufstiegsanlage wandern, hängt von deren Auffindbarkeit ab.

Die Aufstiegsrate einer FAA $q(\text{FAA})$ ist das Produkt aus Auffindbarkeitsrate $q_{\text{Affb}}(\text{FAA})$ und Passierbarkeitsrate $q_{\text{Pass}}(\text{FAA})$ (Abb. 4.3)

$$q(\text{FAA}) = q_{\text{Affb}}(\text{FAA}) * q_{\text{Pass}}(\text{FAA}).$$

Auch die Bewertung der Auffindbarkeit und Passierbarkeit der FAA erfolgt im QUIS durch die Auswahl vorgegebener Begriffe wie z.B. *eingeschränkt auffindbar*. Diese Begrifflichkeiten sind in Tab. 4.6 und Tab. 4.7 Raten zugeordnet, mit denen die Berechnungen durchgeführt werden.

Die Aufstiegsrate des Standortes $q(\text{Standort})$ ergibt sich zu

$$q(\text{Standort}) = q(\text{FAA}) + q(\text{QBW})$$

mit $q(\text{FAA})$: Aufstiegsrate FAA

$q(\text{QBW})$: Passierbarkeitsrate des QBW.

Tab. 4.6: Arbeitsannahme für die Zuordnung der Bewertungen im QUIS zu den entsprechenden Raten; $q(\text{QBW}) = \text{Aufstiegsrate QBW}$, $q_{\text{Pass}}(\text{FAA}) = \text{Passierbarkeitsrate FAA}$ (Abb. 4.3)

Bewertung in QUIS	kein QBW vorhanden	passierbar	eingeschränkt passierbar	gravierend eingeschränkt passierbar	unpassierbar
$q(\text{QBW})^*$	1	0,975	0,75	0,50	0
$q_{\text{Pass}}(\text{FAA})^*$	1	0,975	0,75	0,50	0

Tab. 4.7: Arbeitsannahme für die Zuordnung der Bewertungsbegriffe im QUIS zu den Auffindbarkeitsraten $q_{\text{Affb}}(\text{FAA})$ (Abb. 4.3)

Bewertung in QUIS	kein QBW vorhanden	auffindbar	eingeschränkt auffindbar	gravierend eingeschränkt auffindbar	nicht auffindbar
$q_{\text{Affb}}(\text{FAA})^*$	1	0,975	0,75	0,50	0

* Den in Tab. 4.6, Tab. 4.7 dargestellten Raten und Abstufungen liegen keine wissenschaftlichen Untersuchungen zugrunde. Es sind fachliche Einschätzungen, die bei besserem Kenntnisstand angepasst werden müssen.

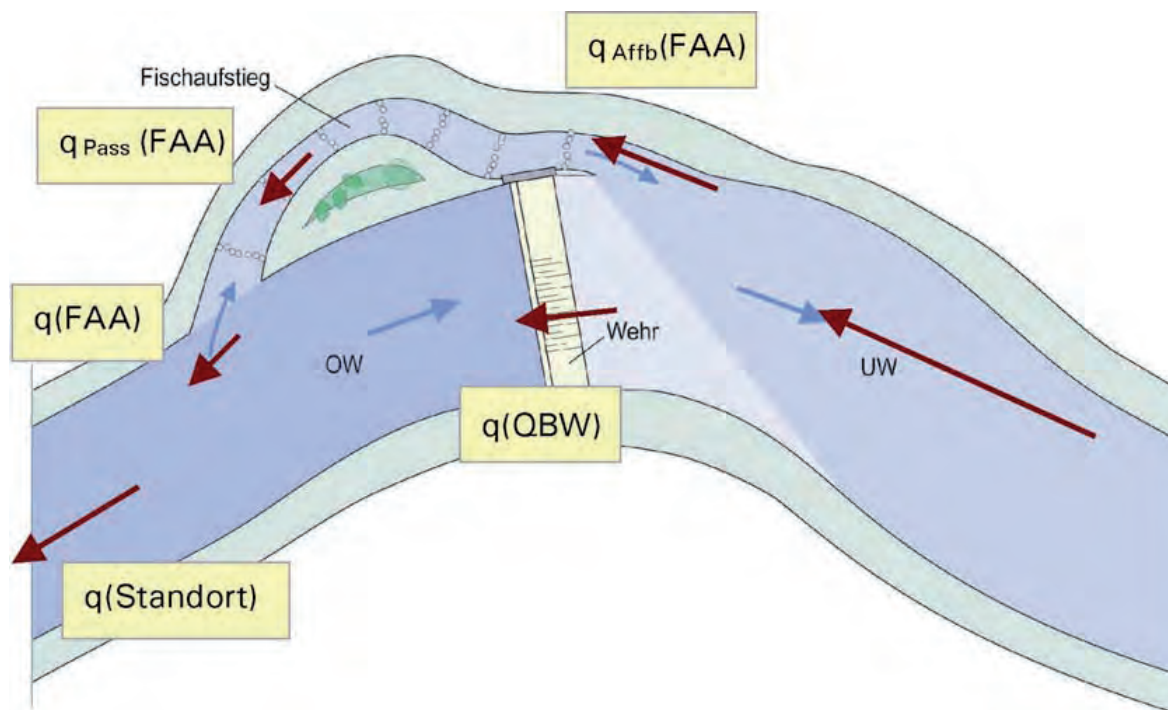


Abb. 4.3: Standort mit FAA ohne WKA

Eine FAA wird trotz *optimaler* Ausführung artspezifisch oder temporär (d.h. abfluss-abhängig) ein gewisses Wanderhindernis darstellen. Dies wird durch die getroffenen Festlegungen und die Berechnungsmethodik berücksichtigt. Das folgende Beispiel zeigt, dass ein Standort, der auf optimale Weise mit einer FAA ausgestattet wurde, eine Aufstiegsrate von 95% erzielt.

BEISPIEL Standort mit unpassierbarem QBW und einer für die Fischregion optimierten FAA

Für eine FAA mit optimaler Durchgängigkeit sind sowohl Auffindbarkeit als auch Passierbarkeit der FAA mit *gut* bewertet. Die entsprechenden Raten betragen gemäß Arbeitsannahme aus Tab. 4.6, Tab. 4.7:

$$q_{\text{Affb}}(\text{FAA}) = q_{\text{Pass}}(\text{FAA}) = 0,975.$$

Die Aufstiegsrate des Standortes kann somit für die Fischregion maximal

$$q(\text{FAA}) = q_{\text{Affb}}(\text{FAA}) \cdot q_{\text{Pass}}(\text{FAA}) = 0,975 \cdot 0,975 = 0,95$$

betragen, wenn das QBW unpassierbar und damit $q(\text{QBW}) = 0$ ist.

Nach Tab. 4.8 gilt hier: Aufstiegsindex = 2

4.3.2 Ermittlung von Aufstiegsrate und Aufstiegsindex für Standorte mit Ausleitung

Abb. 4.4 zeigt einen Standort mit Ausleitungskraftwerk. Fische, die im Gewässer aufsteigen, folgen der Hauptströmung und können zur WKA geleitet werden, falls keine Einschwimmbarriere vorhanden bzw. falls diese unwirksam ist.

Die Auffindbarkeit des Wanderweges zum Querbauwerk bzw. zur WKA hängt von der Abflussaufteilung am Zusammenlauf von UW-Kanal und Mutterbett und somit vom Ausbaudurchfluss des Kraftwerks ab.

Es wird angenommen, dass das Mutterbett durchwandert werden kann.

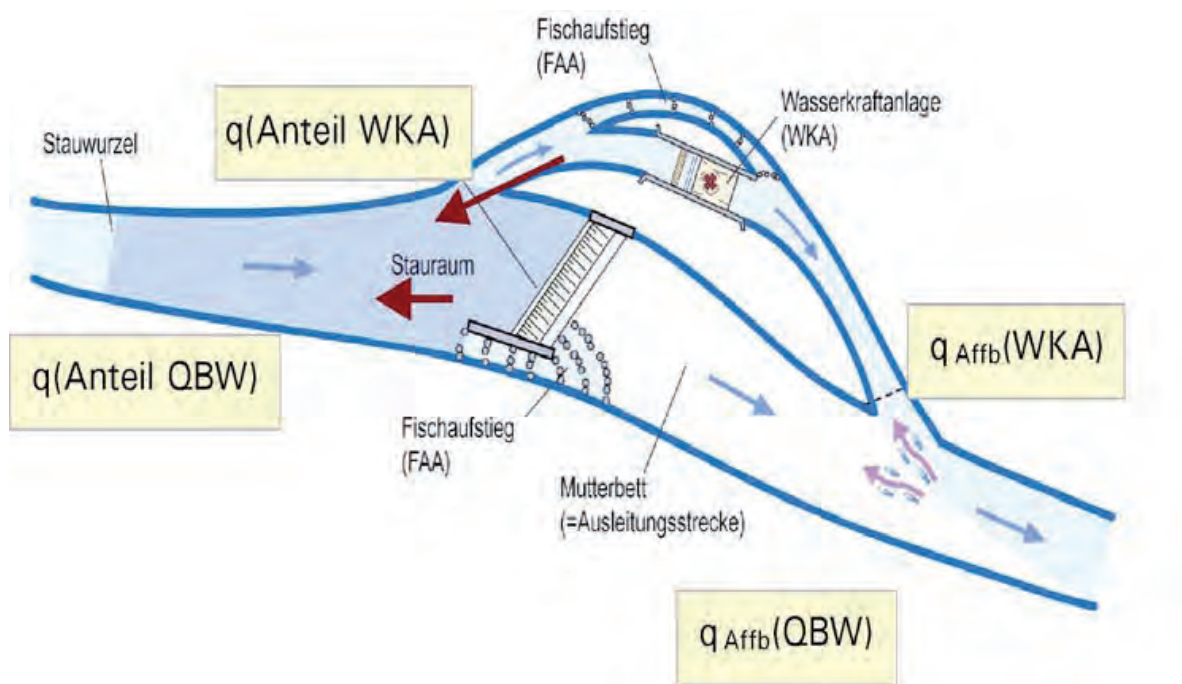


Abb. 4.4: Querbauwerk mit Ausleitungskraftwerk

Die Aufstiegsrate des gesamten Standortes ergibt sich als Summe aus der Aufstiegsrate des Querbauwerkes, der FAA am Querbauwerk und der Aufstiegsrate an der WKA zu

$$q(\text{Standort}) = q(\text{Anteil QBW}) + q(\text{Anteil WKA}).$$

Nach Berechnung der Aufstiegsrate eines Standortes kann diesem ein Aufstiegsindex zugeordnet werden, Tab. 4.8.

Tab. 4.8: Zuordnungstabelle zwischen Aufstiegsrate und Aufstiegsindex

Index	1	2	3	4	5
Aufstiegsrate q(Standort)	1	$1 > q \geq 0,90$	$0,90 > q \geq 0,75$	$0,75 > q \geq 0,50$	$0,50 > q$

4.3.3 Aufstiegsraten für Aal und Lachs an QBW und FAA

In der vorliegenden Studie wurden die Passierbarkeitsraten für Querbauwerke q (QBW) und für Fischaufstiegsanlagen q_{Pass} (FAA) für die gesamte potenziell natürliche Fischfauna sowie differenziert für Aal und Lachs bestimmt.

Bei der Berechnung des Aufstiegsindex einer Fischaufstiegsanlage wurde davon ausgegangen, dass die Auffindbarkeit für die gesamte potenziell natürliche Fischfauna, also auch für die diadromen Arten gleich ist.

Die differenzierte Einschätzung der Passierbarkeit von Querbauwerken und Fischaufstiegsanlagen für Aale und Lachse gehörte nicht zum Arbeitsumfang bei den Besichtigungen in Phase 1. Die Standorte in den Aal- und Lachsarealen (Kap. 3) wurden daher in Phase 2 der Studie anhand von im QUIS vorliegenden Daten und Fotos nachträglich bewertet. Die entsprechende Einstufung der Raten und Indizes ist nachfolgend beschrieben.

4.3.3.1 Aal

Steigaale sind nicht sehr schwimmstark. Fließgeschwindigkeiten $\geq 0,5$ m/s wirken als Barrieren. Sie wandern daher bevorzugt entlang der rauen Gewässersohle im Bereich niedriger Fließgeschwindigkeiten. Aufgrund ihrer geringen Größe (Länge ca. 7 cm) und ihrer schlängelnden Fortbewegung können sie sich entlang benässter Oberflächen und durch Lückensysteme winden. Sie können kurze Strecken über feuchtes Land wandern und somit ggf. Querbauwerke umgehen. Gegenüber dem Lachs haben sie den entscheidenden Vorteil, dass ihr Aufstieg ohne großen Zeitdruck stattfinden kann und sie auf günstige Abflussbedingungen warten können (ODEH 1999, MUCHIUT 2002).

Passierbarkeit von Querbauwerken

Die Einstufung der Passierbarkeit erfolgte insbesondere für Querbauwerke, die in Einzugsgebieten < 100 km² liegen und somit nicht besichtigt wurden, automatisiert in Abhängigkeit von Bauwerkstyp und Neigung. Die besichtigten Standorte, zu denen Daten und Fotos vorliegen, wurden individuell auf Basis des Bauwerkstyps, des Gefälles und der Rauheit bewertet.

Es wurde davon ausgegangen, dass Querbauwerke ohne seitliche Flügelmauern bei flachen Böschungen zumindest eingeschränkt passierbar sind. Gleiches ist für Raue Rampen und Gleiten sowie sonstige Bauwerke mit einer flachen Neigung zu erwarten.

Passierbarkeit von FAA

Für Steigaale sind Abmessungen wie Schlitzweiten und -höhen bei heute realisierten FAA in der Regel ausreichend. Hier entscheiden die Durchgängigkeit des Sohlensubstrats und der maximale Absturz über die Passierbarkeitsrate $q_{\text{A,Pass}}$ (FAA). Fischaufstiegsanlagen mit ausreichend rauer Sohle sind bei Absturzhöhen von $H \leq 0,5$ m für Steigaale passierbar. Bei Anlagen, deren Sohlenbeschaffenheit nicht ermittelt werden kann, wurde eine pessimale Bewertung durchgeführt (Tab. 4.9).

Tab. 4.9: Einstufung von Passierbarkeit und Passierbarkeitsrate $q_{A,Pass}$ (FAA) für Steigaale in einer FAA in Abhängigkeit von der Höhe des maximalen Absturzes bei nicht ausreichender Sohlenrauigkeit.

Einschätzung der Passierbarkeit für Steigaale	kein QBW vorhanden	passierbar	eingeschränkt passierbar	gravierend eingeschränkt passierbar	unpassierbar
$q_{A,Pass}$ (FAA)*	1	0,975	0,75	0,50	0
Kriterien für die FAA					
Max. Absturz H [m]*	$H < 0,1$	$0,1 \leq H < 0,2$	$0,2 \leq H < 0,3$	$0,3 \leq H < 0,5$	$0,5 \leq H$

* Den in Tab. 4.9 dargestellten Raten und Abstufungen liegen keine wissenschaftlichen Untersuchungen zugrunde. Es sind fachliche Einschätzungen, die bei besserem Kenntnisstand ggfs. angepasst werden müssen.

4.3.3.2 Lachs

Aufsteigende adulte Lachse sind schwimmstark und können relativ hohe, senkrechte Abstürze überspringen, wenn sie die Möglichkeit haben, in einem Kolk von ausreichender Tiefe Anlauf zu nehmen. Schwieriger zu überwinden sind Rampen und Gleiten, auf denen die Wassertiefe nicht ausreichend ist. Lachse sind darauf angewiesen, die Querbauwerke auf ihrem Wanderweg in relativ kurzer Zeit zu überwinden, um rechtzeitig ihre Laichgebiete zu erreichen. Jedes Querbauwerk stellt, auch wenn es überwunden werden kann, ein Hindernis dar, das Energieverlust bedeutet, Ruhepausen erforderlich macht und Verletzungen verursachen kann.

Passierbarkeit von Querbauwerken

Die Bewertung der Passierbarkeit wurde für alle QBW vorgenommen, die sich in den Lachsarealen bzw. in den unterhalb gelegenen Gewässern bis zum Rhein befinden, da die Lachse diese auf dem Weg in ihre Areale passieren müssen (Kap. 3).

Wie bei den Aalen erfolgte die Einstufung der Passierbarkeit insbesondere für Querbauwerke, die in Einzugsgebieten <100 km² liegen und somit nicht besichtigt wurden, *automatisiert*. Bei den besichtigten Bauwerken wurde die Bewertung auf Basis der Daten und Fotos durchgeführt.

Passierbarkeit von FAA

Damit Lachse in einer FAA aufsteigen können, müssen ausreichend große Beckenabmessungen und Schlitzweiten vorhanden sein. Abstürze in Fischaufstiegsanlagen sollten in der Regel auch bei älteren Anlagen nicht höher als 30 cm sein und somit für die schwimmstarken Lachse kein Problem darstellen.

Entsprechend den geometrischen und hydraulischen Dimensionen einer FAA wurden die Aufstiegsraten $q_{L,Pass}$ (FAA) für den Lachs definiert.

4.3.4 Der Einfluss des Abflusses auf die Bewertung der Durchgängigkeit für Aal und Lachs

Die Bewertung der Passierbarkeit von Querbauwerken und Fischaufstiegsanlagen für Aale und Lachse anhand der vorhandenen Daten und Fotos ist nicht immer eindeutig.

Die Veränderung des Abflusses kann die Passierbarkeit stark beeinflussen, wie die folgenden Beispiele zeigen. Dargestellt sind verschiedene Querbauwerke, deren Passierbarkeit bei niedrigen Abflüssen für die relativ großen Lachse problematisch ist. Die Aufwanderung findet allerdings in der Regel bei höheren Abflüssen statt, wenn solche Standorte leichter zu durchwandern sind. Die Einstufung der Passierbarkeit wurde daher unter der Annahme höherer Abflüsse vorgenommen.



Abb. 4.5: Gleite in der Ahr bei niedrigem Abfluss. Bei höherem Abfluss ist der Standort für Lachse passierbar, daher Aufstiegsindex-Querbauwerk für Lachs 2.



Abb. 4.6: Weitere Gleite in der Ahr bei niedrigem Abfluss. Lachse wandern bei höherem Abfluss. Dann ist der Standort passierbar, daher Aufstiegsindex-Querbauwerk für Lachs 2



Abb. 4.7: Raue Rampe im Mühlbach bei hohem Abfluss. Die Wassertiefe auf der Rampe ist zu gering, daher Aufstiegsindex-Querbauwerk für Lachs 4. Abb. 4.8 zeigt ein Detail der Rampe.



Abb. 4.8: Detail der Rauhen Rampe aus Abb. 4.7. Lachse würden sich beim Aufstieg verletzen, daher Aufstiegsindex-Querbauwerk für Lachs 4.



Abb. 4.9: Durchlass in der Alf bei niedrigem Abfluss. Der Aufstiegsindex-Querbauwerk für Lachs wurde zu 2 gewählt, da der Durchlass bei höherem Abfluss passierbar ist.

4.4 Erreichbarkeitsindex – Areal

Die Erreichbarkeit der jeweiligen Areale beim Aufstieg diadromer Fische aus dem Rhein wurde mit dem Erreichbarkeitsindex-Areal bewertet, der aus der Erreichbarkeitsrate-Areal p abgeleitet wurde. Diese gibt an, welcher Anteil aufwandernder Fische in der Lage ist, das Zielareal mit angemessenem Energie- und Zeitaufwand zu erreichen. Die Ermittlung der Erreichbarkeitsrate-Areal erfolgte jeweils differenziert für Aal und Lachs unter Nutzung der entsprechenden Aufstiegsraten an allen Standorten entlang der Wanderrouten.

Die Erreichbarkeitsrate-Areal kann nur näherungsweise den Einfluss von Querbauwerken und Wasserkraftanlagen auf die Wanderung diadromer Arten darstellen. Sie zeigen jedoch die grundsätzliche Wirkungsweise einer Kette von Querbauwerken.

4.4.1 Erreichbarkeitsrate-Areal p und Erreichbarkeitsindex-Areal

Jeder Standort wird entsprechend der Aufstiegsrate $q(\text{Standort})$ nur von einem Teil der aufstiegswilligen Fische durchwandert (Kap. 4.2). Die Erreichbarkeitsrate p_i des Areals i (oberhalb des Standorts i) ist das Produkt der Aufstiegsraten aller Standorte unterhalb des Standortes i .

Bei einer Kette von Bauwerken werden also die einzelnen Aufstiegsraten multipliziert. Die Erreichbarkeitsrate-Areal wird daher auch bei hohen Einzelraten mit zunehmender Anzahl zu überwindender Standorte immer weiter reduziert.

Der Erreichbarkeitsindex-Areal wird gemäß Tab. 4.10 den Raten zugeordnet.

Tab. 4.10: Arbeitsannahme für die Zuordnung des Erreichbarkeitsindex-Areal zu den Erreichbarkeitsraten-Areal p_i

Erreichbarkeitsindex-Areal	1	2	3	4	5
Erreichbarkeitsrate-Areal p_i	$p_i=1$	$1 > p_i \geq 0,75$	$0,75 > p_i \geq 0,50$	$0,50 > p_i \geq 0,25$	$0,25 > p_i$

Nach Ermittlung der Erreichbarkeitsindizes kann jeder Gewässerabschnitt gemäß der Indexierung eingefärbt werden (Abb. 4.10, Abb. 4.11), so dass direkt ersichtlich ist, in welchem Umfang die Gewässerabschnitte für aufstiegswilligen Fische zugänglich sind.

4.4.2 Beispiel für die Bestimmung der Erreichbarkeitsrate-Areal p

Eine Gruppe von Fischen (Aale oder Lachse), deren Wanderziel der gleiche Gewässerabschnitt ist, wird im Folgenden als *Teilpopulation* bezeichnet. Als Zielareale werden Gewässerabschnitte zwischen zwei aufeinander folgenden Querbauwerken definiert (Abb. 4.10). Der Gewässerabschnitt oberhalb des Standortes Nr. i wird als (Ziel-)Areal i bezeichnet.

Eine Teilpopulation, die ihr Heimat- bzw. Zielareal erreichen will, muss alle Querbauwerke im jeweiligen Wanderkorridor überwinden. Diese sind in der Regel unterschiedlich gut passierbar.

Abb. 4.10 zeigt am Beispiel der Sieg, wie sich die Passierbarkeit einzelner Querbauwerke auf die Erreichbarkeit bestimmter Areale auswirkt.

Die im folgenden Beispiel angeführten Passierbarkeitsraten zu den Querbauwerken und Fischaufstiegsanlagen in der Sieg wurden in der *Machbarkeitsstudie Durchgängigkeit Sieg* durch fachliche Einschätzung ermittelt (KEUNEKE et al. 2005).

BEISPIEL Erreichbarkeitsrate-Areal (Abb. 4.10)

An der Mündung der Sieg in den Rhein starten z.B. $N_4=100$ Lachse, die in das Areal 4 oberhalb des Standortes Nr. 4 gelangen wollen.

Bei einer Aufstiegsrate von $q_1=0,8$ am ersten Standort, können etwa

$$N_4 \cdot p_1 = N_4 \cdot q_1 = 100 \cdot 0,8 = 80$$

Tiere das erste Querbauwerk überwinden und so in das Areal 1 gelangen.

Von diesen 80 überwinden $q_1 \cdot 0,95$ den Standort 2.

In das Areal 2 gelangen somit

$$N_4 \cdot p_2 = N_4 \cdot q_1 \cdot q_2 = 100 \cdot 0,8 \cdot 0,95 = 76 \text{ Lachse.}$$

Diese überwinden zu 100% den dritten Standort ($q_3=1$), aber Standort 4 wird nur von etwa 30% durchwandert: $q_4=0,3$.

Von 100 Lachsen, die an der Mündung starten und das Areal 4 erreichen wollen, schaffen es bei heutigem Zustand der Querbauwerke und Fischaufstiegsanlagen nur 23%

$$N_4 \cdot p_4 = N_4 \cdot q_1 \cdot q_2 \cdot q_3 \cdot q_4 = 100 \cdot 0,8 \cdot 0,95 \cdot 1 \cdot 0,3 = 23 \text{ Lachse oder 23\%.}$$

Das Areal 12 ist für Lachse praktisch nicht erreichbar.

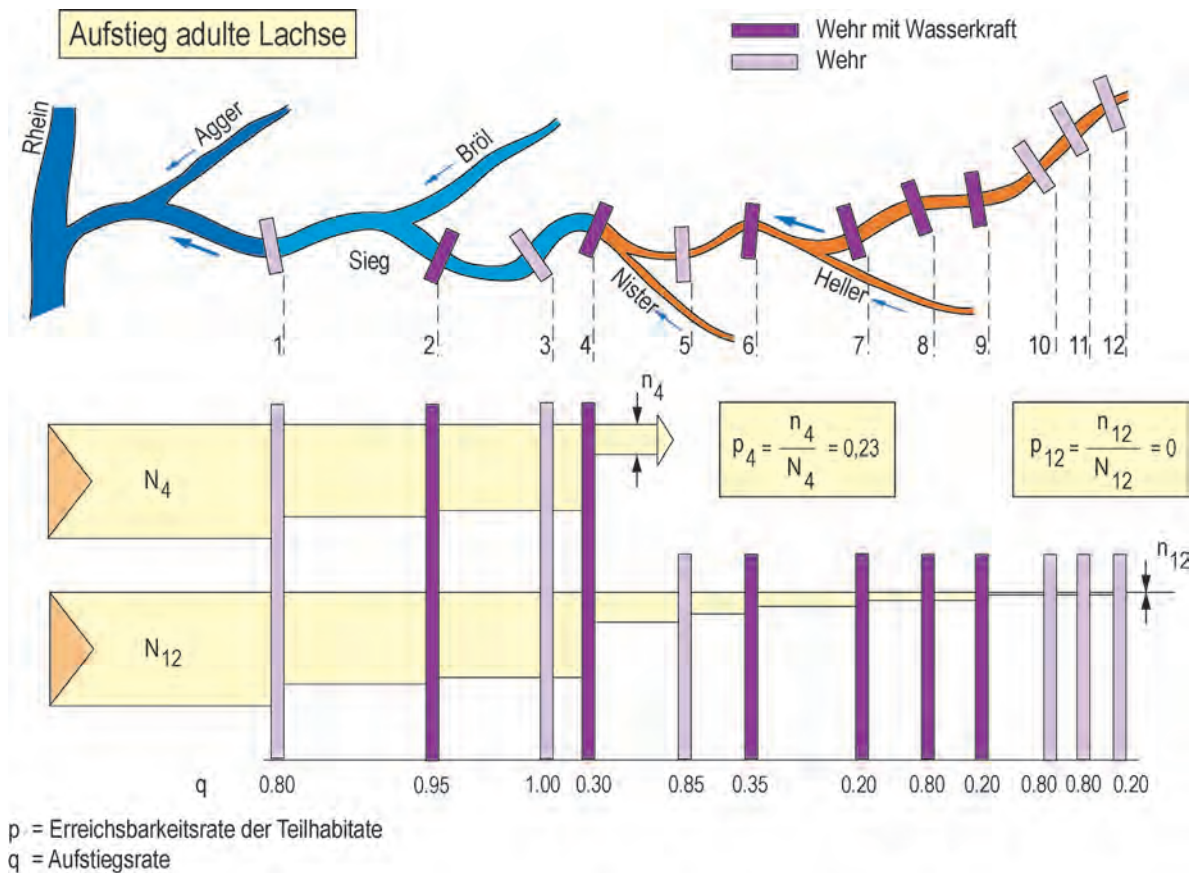


Abb. 4.10: Ermittlung der Erreichbarkeitsrate-Areal am Beispiel einer Kette von 12 Querbauwerken (Beispiel Sieg für den Lachs, Zustand vor dem Umbau des Wehres Buisdorf)

4.4.3 Berechnung der Erreichbarkeitsrate-Areal für ein Gewässer mit rückgebauten Querbauwerken bzw. optimierten FAA

Man kann mit Hilfe der Erreichbarkeitsrate-Areal untersuchen, welche Wirkung die optimale Sanierung einer Kette von Querbauwerken in einem Wanderweg hat. Dabei können zwei Fälle unterschieden werden:

1. Sanierung durch Rückbau der Querbauwerke

Werden die Querbauwerke in einem Gewässer rückgebaut, z.B. durch Umgestaltung in flache Rampen, die nahezu die gesamte Gewässerbreite einnehmen, wird als Aufstiegsrate für alle Standorte $q_i=1$ angesetzt. Als Erreichbarkeitsrate aller Areale entlang des so umgestalteten Gewässers ergibt sich: $p_i=1$.

2. Fortbestand der Querbauwerke, Bau von FAA nach dem Stand der Technik

Gemäß dem BEISPIEL in Kap. 3.3.1 kann ein Standort, der nach den Regeln der Technik mit einer FAA ausgestattet ist, maximal eine Aufstiegsrate von 95% erreichen. In einer Kette solcher Standorte kann sich die Erreichbarkeitsrate-Areal erheblich reduzieren (siehe folgendes Beispiel).

BEISPIEL Kette von 5 bzw. 10 Standorten mit jeweils unpassierbarem Querbauwerk und optimierter FAA am Querbauwerk

Die Passierbarkeitsrate eines Standortes mit FAA betrage: $q(\text{Standort})=0,95$.

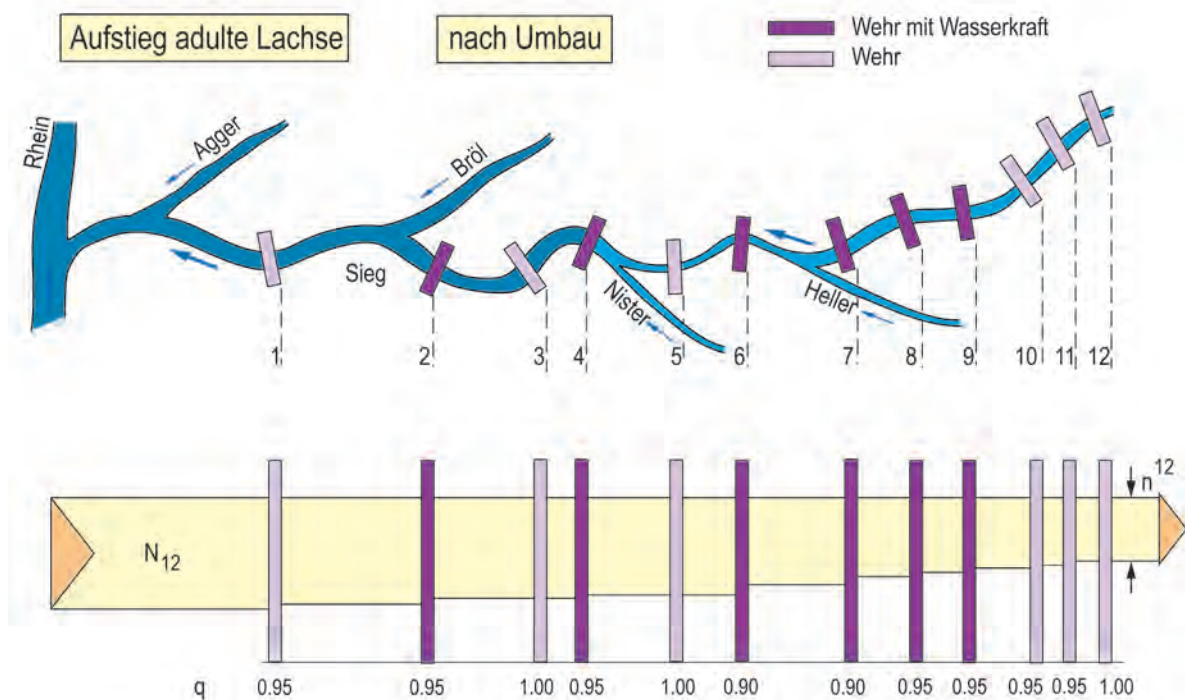
Durchwandert z.B. ein Lachs 5 solcher FAA-Standorte in Folge, gilt für die Erreichbarkeit des Areals oberhalb des 5. Standortes:

$$p_5 = 0,95 * 0,95 * 0,95 * 0,95 * 0,95 = 0,95^5 = 0,77.$$

Die Erreichbarkeitsrate für das Areal oberhalb 10 solcher Standorte beträgt nur noch 60%:

$$p_{10} = 0,95^{10} = 0,60.$$

Das Beispiel macht deutlich, dass auch bei *optimal* durchgängig gestalteten Einzelstandorten deren Wirkung auf die Erreichbarkeit von Arealen bzw. auf die Durchgängigkeit von Gewässersystemen letztendlich von der *Anzahl* der nacheinander zu überwindenden Querbauwerke bzw. Standorte abhängt. Abb. 4.11 zeigt für die Sieg, wie sich die Erreichbarkeit des Areals 12 verbessern könnte, wenn die Standorte entsprechend der Vorschläge aus der Sieg-Studie (KEUNEKE et al. 2005) umgestaltet würden.



p = Erreichbarkeitsrate der Teilhabitate
q = Aufstiegsrate

Abb. 4.11: Darstellung der Erreichbarkeitsindizes-Areal für den Lachs nach Umbau und Optimierung der Passierbarkeit an den Wehren der Sieg

4.5 Überlebensindex

Bei der flussabwärts gerichteten Passage können Fische an Querbauwerken und Wasserkraftstandorten geschädigt werden. Fehlen z.B. Abstiegsanlagen und effiziente Schutzeinrichtungen gegen das Eindringen von Fischen in Wasserkraftanlagen, werden Fische die Wasserkraftmaschinen passieren und dabei in unterschiedlichen Prozentsätzen geschädigt oder getötet werden.

Der Überlebensindex ist ein Maß für die Wahrscheinlichkeit, mit der Fische einen Standort abwärts ungeschädigt durchwandern können. Er wird aus der Überlebensrate ermittelt.

Bei der Ermittlung des Überlebensindex werden zwei Fälle unterschieden:

- Standort **ohne** Wasserentnahme bzw. WKA
- Standort **mit** Wasserentnahme bzw. WKA

Standorte, an denen die WKA außer Betrieb ist, oder an denen eine Ausleitung ohne Nutzung stattfindet und das ausgeleitete Wasser dem Gewässer wieder zugeführt wird, werden wie Querbauwerke ohne Wasserentnahme behandelt.

4.5.1 Überlebensrate und Überlebensindex für Querbauwerke ohne Wasserentnahme

Findet keine Wasserentnahme statt, fließt der gesamte Abfluss über das Querbauwerk und die Fische wandern nur dort ab. FAA werden aufgrund der relativ geringen Dotation nicht als Wanderweg für den Abstieg berücksichtigt.

Im Rahmen der Arbeiten für das Querbauwerke-Informationssystem QUIS (DU-MONT et al. 2005a) wurde für jeden besichtigten Standort eine Ersteinschätzung hinsichtlich der Abwärts-Passierbarkeit des Querbauwerkes getroffen. Dabei wurden folgende Verletzungsrisiken bewertet (Tab. 4.11):

- Die Wassertiefe direkt unterhalb des Querbauwerkes ist entscheidend für die Schädigung der Fische durch Aufprall. Eine Schädigung tritt ein, wenn kein ausreichendes Wasserpolster vorhanden ist.
- Im Unterwasser vorhandene Störsteine oder Zahnschwellen von Tosbecken können Fische beim Aufprall verletzen.
- Insbesondere an geneigten Querbauwerken mit rauer Oberfläche kann es bei geringer Wassertiefe z.B. auf der Rampe bei Fischen zu Schuppenablösungen kommen.

Tab. 4.11: Bewertung des Schädigungsgrades abwandernder Fische bei der Passage von Querbauwerken

Bewertungsstufe	Fischökologische Definition	Technische Kriterien
1	Keine Schädigung abwandernder Fische	Es ist kein Querbaubauwerk vorhanden.
2	Abwandernde Fische werden nur geringfügig geschädigt.	Absturzhöhe des Querbauwerkes geringer als 10 m UND ausreichendes Wasserpolster (mindestens ¼ der Fallhöhe) im Unterwasser; keine Toskörper oder andere Strukturen, die abwandernde Fische gefährden.
3	Abwandernde Fische werden mäßig geschädigt.	Die Absturzhöhe des Querbauwerkes beträgt 10 bis 15 m UND/ ODER unzureichendes Wasserpolster (weniger als ¼ der Fallhöhe) im Unterwasser, um Schädigungen abwandernder Fische zuverlässig zu verhindern bzw. Toskörper oder andere Strukturen, die eine mäßige Schädigungsrate bewirken.
4	Abwandernde Fische werden erheblich geschädigt.	Die Absturzhöhe des Querbauwerkes beträgt 15 bis 20 m UND/ ODER unzureichendes Wasserpolster (wesentlich weniger als ¼ der Fallhöhe) im Unterwasser, um Schädigungen abwandernder Fische zuverlässig zu verhindern bzw. Toskörper oder andere Strukturen, die eine erhebliche Schädigungsrate bewirken
5	Abwandernde Fische werden sehr stark geschädigt.	Die Absturzhöhe des Querbauwerkes beträgt mehr als 20 m UND/ ODER im Unterwasser prallen die Fische auf feste Oberflächen oder Toskörper.

Entsprechend der Einschätzung der Abwärts-Passierbarkeit eines Querbauwerks wird diesem eine Überlebensrate $s_{ii}(\text{QBW})$ und ein Überlebensindex nach Tab. 4.12 zugeordnet.

Für die Überlebensrate am Standort $s(\text{Standort})$ gilt:

$$s(\text{Standort}) = s_{ii}(\text{QBW})$$

Tab. 4.12: Bewertung der Abwärtspassierbarkeit eines Querbauwerks; erste Arbeitsannahme für die Einstufung des Überlebensindex in Abhängigkeit von der Überlebensrate $s_{ii}(\text{QBW})$

Einschätzung Abwärtspassierbarkeit in QUIS	Kein Querbauwerk	passierbar	eingeschränkt passierbar	grav. eingeschränkt passierbar	unpassierbar
Überlebensindex	1	2	3	4	5
Überlebensrate $s_{ii}(\text{QBW})$	1	1	0,75	0,50	0

4.5.2 Überlebensindex für Querbauwerke mit Wasserentnahme

Standorte mit Wasserentnahme können folgende Nutzungen aufweisen:

- Wasserkraftanlage (WKA)
- Teiche
- Fischteiche
- Bewässerung etc.

Bei Querbauwerken mit Wasserentnahme wird dem Gewässer ein bestimmter Abflussanteil entnommen, sodass auch ein bestimmter Teil der Fische in die Nutzungsanlage gelangt. Der andere Teil der Fische wandert über das Querbauwerk ab.

Folgende Abwanderwege, die mit unterschiedlichen Schädigungsrisiken verbunden sind, stehen den Fischen an einem Wasserkraftstandort zur Verfügung (Abb. 4.12):

- das Querbauwerk bzw. Wehr (Tab. 4.11)
- der Bypass am Rechen vor der WKA oder vor der Entnahme
- die Turbinenpassage bzw. die Passage in die Entnahme (Tab. 4.14).

Die Überlebensraten hängen im wesentlichen von der Größe der absteigenden Fische ab. Sie können auch als Abschätzung für andere Arten vergleichbarer Größe verwendet werden bzw. kann die Methode für andere Fischgrößen angepasst werden.

Die Schutzrate von Rechenanlagen vor den Turbinen wurde in Abhängigkeit von der Anströmgeschwindigkeit und der Rechenstabweite für Blankaale und Lachssmolts abgeschätzt. Es wird davon ausgegangen, dass vorhandene Bypässe ohne Schädigung abwärts passierbar sind.

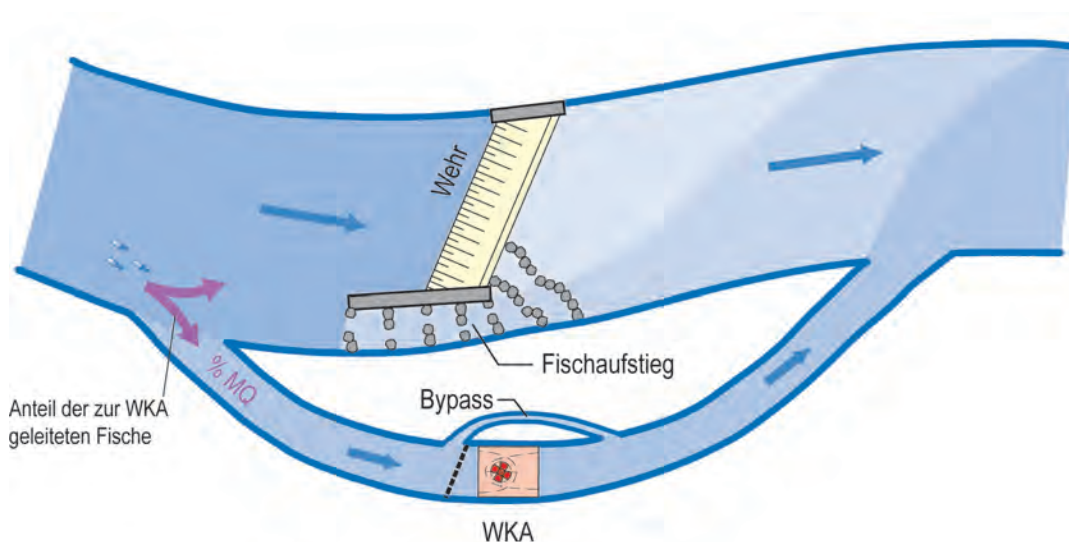


Abb. 4.12: Mögliche Wanderwege am Ausleitungskraftwerk.

Für alle Abwanderwege wurde eine Überlebensrate ermittelt. Diese wird mit dem jeweiligen Abflussanteil gewichtet, sodass daraus die Überlebensrate und der Überlebensindex des Standortes abgeschätzt werden kann (Tab. 4.13).

Tab. 4.13: Einstufung des Überlebensindex in Abhängigkeit von der Überlebensrate

Überlebensindex	1	2	3	4	5
Überlebensrate s	1	$1 < s \leq 0,90$	$0,90 < s \leq 0,75$	$0,75 < s \leq 0,50$	$s < 0,50$

BEISPIEL Überlebensindex (Abb. 4.13)

1.000 Lachssmolts erreichen bei ihrer Wanderung einen Standort mit Ausleitungskraftwerk. Zu diesem Zeitpunkt strömt der gesamte Abfluss zum Kraftwerk: $s_w(WKA)=1$.

Damit gelangen $1.000 \cdot s_w(WKA)=1.000$, d.h. alle Smolts zur WKA. Die Hälfte wird am Rechen vor der WKA zum Bypass geleitet da $s_{\bar{u}}(\text{Schutz})=0,5$. Sie überwinden die gesamte Fischschutzeinrichtung unbeschadet und erreichen das Unterwasser:

$$1.000 \cdot s_w(WKA) \cdot s_{\bar{u}}(\text{Schutz})=1.000 \cdot 1 \cdot 0,5=500.$$

Durch die Turbine wandern

$$1.000 \cdot s_w(WKA) \cdot [1 - s_{\bar{u}}(\text{Schutz})]=1.000 \cdot 1 \cdot 0,5=500 \text{ Smolts.}$$

Bei einer Überlebensrate für die Turbinenpassage von $s_{\bar{u}}(\text{Turbine})=0,81$, gelangen unbeschadet

$$500 \cdot s_{\bar{u}}(\text{Turbine})=500 \cdot 0,81=405 \text{ in den Unterwasserkanal.}$$

Insgesamt durchwandert folgender Anteil der 1.000 Lachssmolts den Standort unbeschadet

$$\begin{aligned} s(\text{Standort}) &= s(\text{Anteil QBW}) + s(\text{Anteil WKA}) \\ &= 0 + [1 - s_w(\text{QBW})] \cdot \{s_{\bar{u}}(\text{Schutz}) + [1 - s_{\bar{u}}(\text{Schutz})] \cdot s_{\bar{u}}(\text{Turbine})\} \\ &= 1 \cdot \{0,5 + 0,5 \cdot 0,81\} = 0,905. \end{aligned}$$

Die Gesamtüberlebensrate beträgt $s(\text{Standort})=0,905$, der Überlebensindex hat den Wert 2.

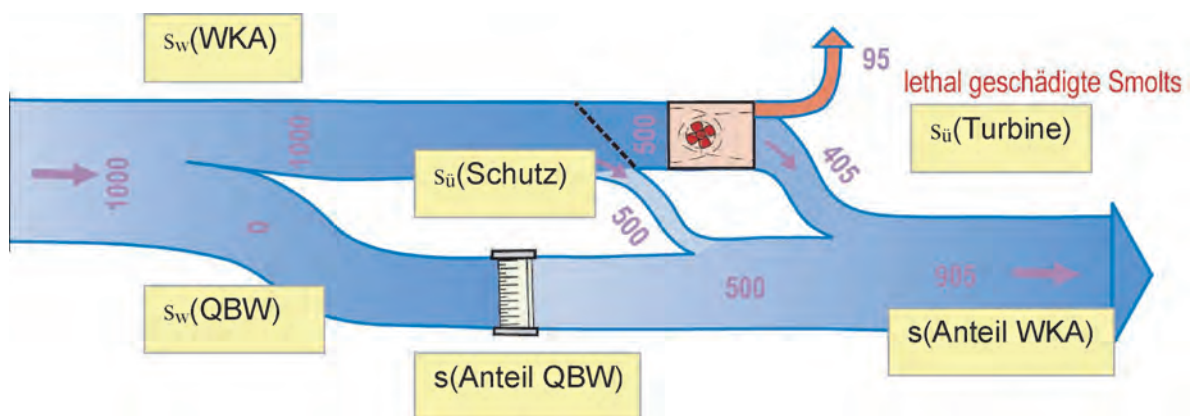


Abb. 4.13: Beispiel verschiedener Abwanderwege und Schädigungen von Lachssmolts

4.5.2.1 Überlebensrate bei der Turbinenpassage

Ist an einer WKA keine Fischschutzeinrichtung vorhanden, müssen die Fische die Turbine passieren. Über die Schädigungen der Fische bei der Turbinenpassage gibt es zahlreiche Veröffentlichungen (MONTEN 1985, RABEN 1957, BERG 1987, EICHER 1985, LARINIER & DARTIGUELONGUE 1989, HADDERINGH & BAKKER 1998, EPRI 1992).

Demnach sind die Mortalitätsraten abhängig von:

- Turbinenbauart und -größe
- Betriebszustand der Maschine (Volllast/Teillast)
- Fischart und -größe.

Die meisten Untersuchungen wurden an Lachssmolts durchgeführt. Nur selten, wie bei HOLZNER (1999), der umfangreiche Beobachtungen am Kraftwerk Dettelbach am Main gemacht hat, wurde die Mortalität aller Fischarten untersucht. Auch waren Wasserkraftanlagen mit Kaplan-Turbinen häufiger Gegenstand der Untersuchungen als Anlagen mit Francis-Maschinen.

Die Abschätzung der Mortalitäts- bzw. Überlebensraten bei der Turbinenpassage erfolgte in Abhängigkeit der Turbinenart gemäß der Formeln von LARINIER & DARTIGUELONGUE (1989).

Die Formel ist vereinfachend und berücksichtigt nur die mechanische Schädigung von Fischen. Sie basiert auf dem Verhältnis zwischen der Tierlänge und dem Abstand der Laufradschaufeln.

Für Lachssmolts wurde eine mittlere Körperlänge von ca. 18 cm und für Aale mit ca. 60 cm gerechnet.

Der Anstellwinkel der Laufradschaufeln bei den meisten Kaplan-Turbinen ist stufenlos verstellbar. Die Berechnungen wurden für den Zustand vollständiger Öffnung durchgeführt. Die Schädigungsrate wird bei Teillastbetrieb und Teilöffnung der Turbine erheblich höher sein als bei voller Öffnung.

Schädigungen durch Druckänderungen, Scherkräfte oder in Folge von Kavitation sowie durch erhöhte Predation unterhalb der Turbinen wurden nicht berücksichtigt. Die wissenschaftlichen Grundlagen für die Ermittlung der Mortalitätsraten bei der Turbinenpassage sind in diesen Punkten noch lückenhaft.

Für die meisten Wasserkraftanlagen in Rheinland-Pfalz liegen keine detaillierten technischen Angaben zu den Turbinen vor. An solchen Standorten wurden für die Bestimmung der Mortalitätsrate bei der Turbinenpassage in Abhängigkeit vom Ausbaudurchfluss standardisierte Turbinentypen ausgewählt. Mit Hilfe der Abmessungen dieser Turbinen wurden die Mortalitätsraten berechnet. Dabei ist die kleinste an einem Standort vorhandene Turbine maßgeblich.

Die Überlebensraten hängen im wesentlichen von der Größe der absteigenden Fische ab. Sie können auch als Abschätzung für andere Arten vergleichbarer Größe verwendet werden bzw. die Methode kann auch auf andere Fischgrößen angewendet werden.

Tab. 4.14: Theoretische Überlebensraten bei der Turbinenpassage in Abhängigkeit vom Ausbaudurchfluss nach den Formeln von LARINIER & DARTIGUELONGUE (1989) für standardisierte Turbinentypen

Ausbaudurchfluss QA	Überlebensrate s(Turbine) bei der Turbinenpassage							
	Francis-Turbine		Kaplan-Turbine		Durchström-Turbine		Wasserrad	
	Lachs	Aal	Lachs	Aal	Lachs	Aal	Lachs	Aal
≤10 m³/s	0,79	0,03			0	0	0,9	0,8
10 - 25 m³/s	0,84	0,08	0,81	0,38	0	0	0,9	0,8
25 – 50 m³/s			0,83	0,50			0,9	0,8
>50 m³/s			0,86	0,65			0,9	0,8

4.6 Erreichbarkeitsindex-Rhein

Diadrome Arten durchwandern nach einer Aufwuchsphase die rheinland-pfälzischen Gewässer flussabwärts bis in den Rhein, um letztendlich ins Meer zu gelangen. Dabei müssen sie Querbauwerke und Wasserkraftanlagen passieren.

Durch die unterschiedliche Größe der Arten ergeben sich unterschiedliche Schädigungs- und damit Überlebensraten bei der Abwanderung an einem Standort, vgl. Kap. 4.4.

Lachse beginnen diese Wanderung nach 1–2 Jahren als so genannte Lachssmolts mit einer Körperlänge von 10–20 cm.

Aale dagegen sind in unseren Gewässern über mehrere Jahre zu adulten Tieren herangewachsen. Ihre Länge beträgt bei ihrer Wanderung in den Rhein ≥ 60 cm.

Im Folgenden wird eine Gruppe von Fischen (Aale oder Lachse), die aus dem gleichen Areal in den Rhein abwandert, als Teilpopulation bezeichnet. Dabei wird als Areal der Gewässerabschnitt zwischen zwei aufeinander folgenden Querbauwerken bzw. Standorten definiert. Der Gewässerabschnitt oberhalb des Standortes Nr. i wird als Areal i bezeichnet.

Die Erreichbarkeitsrate-Rhein gibt an, welcher Anteil einer abwandernden Teilpopulation in der Lage ist, ungeschädigt den Rhein zu erreichen.

Die in diesem Kapitel durchgeführten Berechnungen können nur näherungsweise den Einfluss von Querbauwerken und Wasserkraftanlagen auf die Wanderung diadromer Arten darstellen. Sie dienen dazu, das Prinzip der Wirkungsweise einer Kette von Standorten zu zeigen.

4.6.1 Erreichbarkeitsrate-Rhein und Erreichbarkeitsindex-Rhein

Wandert die Teilpopulation aus dem Areal i (oberhalb des Standorts i) eines Gewässer flussabwärts zum Rhein, muss sie alle Standorte bis dorthin passieren (Abb. 4.14).

Die Erreichbarkeitsrate-Rhein r_i gibt an, welcher Anteil der Teilpopulation aus dem Areal i den Rhein ungeschädigt erreichen wird. Zur Ermittlung der Erreichbarkeitsrate-Rhein werden alle Überlebensraten s_k der bis zum Rhein zu passierenden Standorte miteinander multipliziert.

Da die Überlebensraten an einem Standort für Blankaale und Lachssmolts verschieden sind, ergeben sich unterschiedliche Erreichbarkeitsraten-Rhein für beide Arten.

Nach Ermittlung des Erreichbarkeitsindex-Rhein (Tab. 4.15) kann jedes Gewässer bzw. Gewässersystem aufgrund der Indexierung eingefärbt werden (Abb. 4.14 und Kap. 4.6), so dass direkt ersichtlich ist, aus welchen Gewässerabschnitten nur ein geringer Teil der Fische den Abstieg überlebt.

Der Vergleich zwischen Abb. 4.14 und Abb. 4.15 zeigt deutlich den drastischen Unterschied zwischen den Überlebensraten für Aal und Lachssmolts. Die Überlebensraten an den Einzelstandorten sind für Blankaale so gering, dass sie beim Abstieg aus den Arealen Nr. 6 und Nr. 9 den Rhein praktisch nicht lebend erreichen können.

Für die kleineren Lachssmolts beträgt die Erreichbarkeitsrate-Rhein aus Areal Nr. 6 immerhin noch $r_6=63\%$. Für das Areal 9 verringert sie sich auf $r_9=0,48$.

Die Erreichbarkeitsrate wird dadurch bestimmt, dass bei einer Kette von Bauwerken die Abstiegsgaten multipliziert werden. Auch bei hohen Einzelraten von 81% und 95% kann die Erreichbarkeitsrate nach der Passage mehrerer WKA klein werden.

Tab. 4.15: Arbeitsannahme für die Zuordnung des Erreichbarkeitsindex Rhein zu den Erreichbarkeitsraten r_i

Erreichbarkeitsindex-Rhein	1	2	3	4	5
Erreichbarkeitsrate r_i	$r_i=1$	$1>r_i\geq 0,75$	$0,75>r_i\geq 0,50$	$0,50>r_i\geq 0,25$	$0,25>r_i$

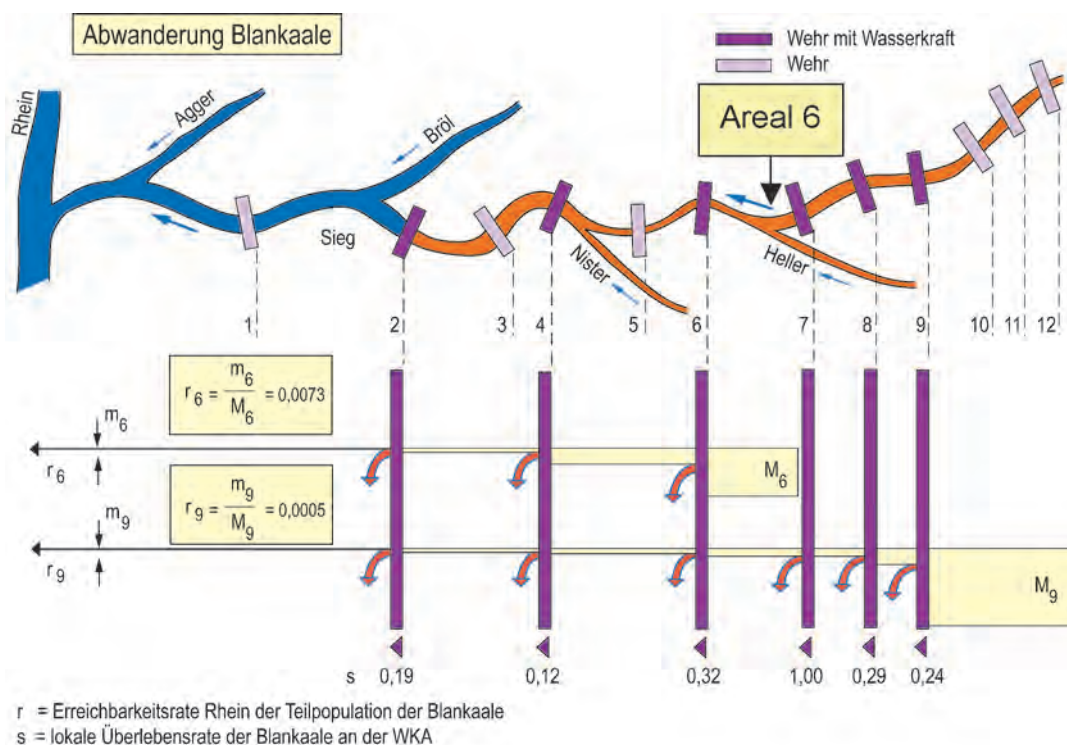


Abb. 4.14: Ermittlung der Erreichbarkeitsrate-Rhein für den Blankaal am Beispiel einer Kette von Querbauwerken bzw. Wasserkraftanlagen an der Sieg (IST-Zustand)

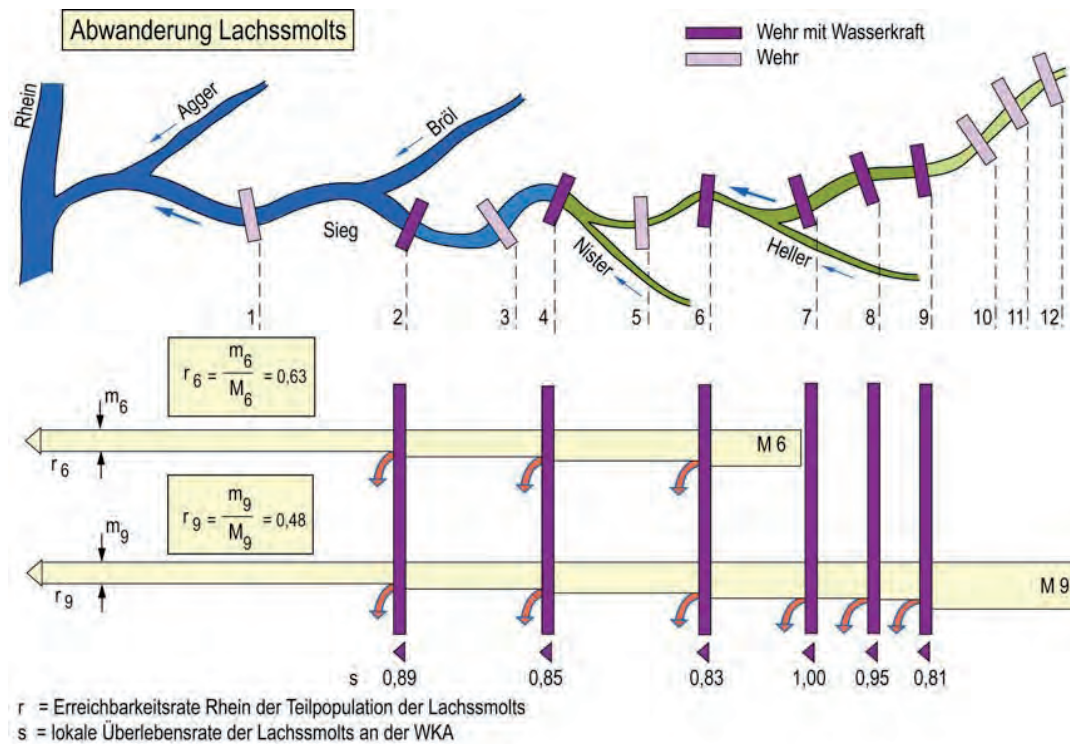


Abb. 4.15: Ermittlung der Erreichbarkeitsrate-Rhein für Lachssmolts am Beispiel einer Kette von Querbauwerken bzw. Wasserkraftanlagen an der Sieg (IST-Zustand)

4.7 Index für die Durchgängigkeit von Totholz und Geschiebe

4.7.1 Totholzweitergabe

Totholz ist ein wesentliches Element zur Entwicklung der Gewässermorphologie. Insbesondere kann es eine Initialfunktion bei der Wiederherstellung des gewässer-typischen Zustandes übernehmen. Darüber hinaus ist Totholz für den Nahrungskreislauf und die Abbauprozess von großer Bedeutung. Eine weitgehende Entfernung von Laub und Totholz aus dem Gewässer z.B. durch eine Kette von WKA macht sich in Ausfällen in der Nahrungskette bemerkbar und kann beispielsweise die Entwicklung der Fischpopulationen negativ beeinflussen.

Die Auswirkungen eines Querbauwerkes auf das Totholzregime wurde bei den Besichtigungen gemäß Tab. 4.16 eingeschätzt. Entscheidend war dabei, ob durch das Querbauwerk, die Wasserkraftanlage oder eine sonstige Entnahme ein dauerhafter Rückhalt und/oder die Entnahme von Totholzbestandteilen bewirkt wird.

Maßgebend für den Rückhalt von Totholz sind:

- Bauweise und Abmessungen der Querbauwerke bzw. der Durchlässe
- Dimensionen von Betriebskanälen, Entlastungsschützen etc. an Wasserkraftanlagen. Die Dimensionen hängen in erster Linie vom Ausbaugrad der Wasserkraftanlage bzw. dem entnommenen Abflussanteil ab.

Die Indizes sind als Orientierungswerte zu verstehen.

Tab. 4.16: Bewertungskriterien für die Totholzweitergabe am Querbauwerk oder einer Wasserkraftanlage bzw. An einer anderen Entnahme

Index	Ersteinschätzung:	Art des Querbauwerks	Ausbaugrad der WKA bzw. der Entnahme
1	Totholzweitergabe natürlich bzw. naturnah	Rückgebaute Querbauwerk, oder Sohlenbefestigungen bzw. sehr kleine Querbauwerke, die Totholztransport auch bei niedriger Wasserführung zulassen	
2	passierbar für Totholz	Kleinere feste Wehre ohne große seitliche Aufweitung	$Q_A < 0,5 MQ$
3	eingeschränkt passierbar	Feste Wehre mit Totholzrückhalt bei kleineren Abflüssen und/oder beweglichen Wehrverschlüssen, die bei Öffnung Weitergabe ermöglichen	$0,5 MQ < Q_A < MQ$
4	gravierend eingeschränkt passierbar	Wehranlagen mit relativ kleinen beweglichen Verschlüssen und dauerhaftem Rückhalt größerer Mengen von Totholz	$MQ \ll Q_A$
5	unpassierbar	Talsperren	

4.7.2 Geschiebewartergabe

Für eine natürliche und vielfältige Habitatstruktur ist der Geschiebetransport im Gewässer von großer Bedeutung. Tab. 4.17 zeigt die Einstufung der Auswirkung eines Querbauwerkes auf das Geschieberegime und die Zuordnung der Indizes.

Die genannten Zahlenwerte für die Abmessungen der Querbauwerke bzw. für die Abflüsse dienen lediglich als Orientierungswerte. Entscheidend ist, ob durch das Querbauwerk ein Rückhalt des gewässertypspezifischen Geschiebes in erheblichem Umfang bewirkt wird, oder ob das Retentionsvermögen des Querbauwerks vernachlässigt werden kann.

Hier sind das Gewässerleitbild und die geologischen Randbedingungen von Bedeutung, z.B. ob alluviale (also geologisch junge, verschiebliche) Ablagerungen als Geschiebequelle vorhanden sind.

Tab. 4.17: Bewertungskriterien für die Geschiebewartergabe an einem Querbauwerk

FarbcodeErsteinschätzung	Art des Querbauwerks	Weitere Kennzeichen	Veränderter Transport von Sohlensubstrat	Verändertes Strömungsbild
1 Sohle natürlich bzw. naturnah	Sohlenverbau oder -einbau nicht erkennbar bzw. nicht vorhanden	Keine oder nur geringfügige Gefälleänderung zum Flusslauf ober- und unterhalb	Keine Veränderung	Keine Veränderung
2 passierbar	Sohlenverbau oder massive Steinschüttung und/oder Querbauwerke mit Absturzhöhen von 0,2 bis 0,5 m, je nach Gefälle	Keine wesentliche Vergrößerung des Fließquerschnittes am QBW	Keine bzw. kaum wahrnehmbare Retention von Geschiebe	Keine bzw. kaum wahrnehmbare Veränderung
3 eingeschränkt passierbar	Querbauwerk mit Absturzhöhe < 2m Querbauwerk mit Absturzhöhe bis 5 m mit relativ zur Gewässerbite großen, bis zur Sohle reichenden beweglichen Bauteilen	Deutlich erkennbare Vergrößerung des Fließquerschnittes am QBW	Sohlensubstrat wird zumindest temporär zurückgehalten (Korngrößen selektive Sedimentation), Ablagerungen sind erkennbar.	Fließgeschwindigkeit gegenüber Ober- und Unterlauf herabgesetzt
4 gravierend eingeschränkt passierbar	Querbauwerk mit Absturzhöhe > 2m (ohne größere bis zur Sohle reichende bewegliche Bauteile) Bewegliche Wehranlage mit Absturzhöhe > 5m	Erhebliche Vergrößerung des Fließquerschnittes, Entnahme von Geschiebe durch Ausbaggern	Über die Staustrecke tritt eine Korngrößen selektive Sedimentation auf. Der Sedimenttransport ist dauerhaft beeinträchtigt.	Große Fließquerschnittsaufweitung mit Fließgeschwindigkeit deutlich unter 0,3 m/s (bei MQ)
5 unpassierbar	Talsperren	Vorsperren oder Sedimentfänge oberhalb	Massives Geschiebedefizit unterhalb von Talsperren	Seenartig

4.8 Aufwandsindex

Der Aufwandsindex ermöglicht eine grobe Einschätzung des zu erwartenden monetären Aufwandes zur Herstellung der Durchgängigkeit an einem Standort.

Der Aufwandsindex-aufwärts dient dabei der Bewertung der Kosten zur Herstellung der aufwärts gerichteten Durchgängigkeit, der Aufwandsindex-abwärts bewertet die Kosten zur Herstellung der abwärts gerichteten Durchgängigkeit.

Für 700 der etwa 2.400 besichtigten Standorte, die im Querbauwerke Informationssystem (QUIS) als *gravierend eingeschränkt* oder *unpassierbar* eingestuft sind, wurden Vorschläge für Maßnahmen erarbeitet, die die Durchgängigkeit herstellen sollen. Diese bilden die Grundlage für die Berechnung des Aufwands. Die Kosten der Maßnahmen basieren auf Erfahrungswerten und können nur einen groben Anhaltspunkt für den tatsächlichen Aufwand geben. Sie werden in den folgenden Unterabschnitten diskutiert.

Dabei kommt es weniger auf die absolute Höhe der Kosten für jeden Standort, als vielmehr auf einen Vergleichswert an, der in Kombination mit den ökologischen Indizes die Aufstellung einer Prioritätenliste ermöglicht.

Die Einstufung des Aufwandsindex-aufwärts erfolgte mit den abgeschätzten Kosten für die jeweilige Maßnahme gemäß Tab. 4.18 und die des Aufwandsindex-abwärts gemäß Tab. 4.19.

Tab. 4.18: Einstufung des Aufwandsindex-aufwärts in Abhängigkeit von den geschätzten Baukosten (netto, ohne Nebenkosten); die Farbwahl weicht absichtlich von den Farben der Indizes ab, die einen gewässerökologischen Zustand klassifizieren.

Aufwands-index-aufwärts	1	2	3	4	5
Geschätzte Baukosten B [€]	$B < 50.000$	$50.000 \leq B < 100.000$	$100.000 \leq B < 200.000$	$200.000 \leq B < 500.000$	$B > 500.000$

Tab. 4.19: Einstufung des Aufwandindex-abwärts in Abhängigkeit von den geschätzten Baukosten (netto, ohne Nebenkosten); die Farbwahl weicht absichtlich von den Farben der Indizes ab, die einen gewässerökologischen Zustand klassifizieren.

Aufwands-index-aufwärts	1	2	3	4	5
Geschätzte Baukosten B [€]	$B < 200.000$	$200.000 \leq B < 500.000$	$500.000 \leq B < 1.000.000$	$1.000.000 \leq B < 5.000.000$	$5.000.000 \leq B < 20.000.000$

4.8.1 Maßnahmen zur Verbesserung bzw. Herstellung der Durchgängigkeit

Bei der Besichtigung der Querbauwerke wurden Empfehlungen für Maßnahmen zur Herstellung der Durchgängigkeit erarbeitet. Diese im QUIS dargestellten Maßnahmen beinhalten Aussagen zu folgenden Bereichen:

- Fischaufstieg
- Fischschutz/Fischabstieg
- Verbesserung der Auffindbarkeit für die Wanderwege aufwärts/abwärts.

Für den Fischaufstieg wurde aus 8 Maßnahmen die aufgrund der Besichtigungsergebnisse für diesen Standort sinnvollste Variante ausgewählt, z.B. *Technische FAA an der WKA*. In einem Bemerkungsfeld konnten hierzu Besonderheiten des Standortes eingetragen werden.

Beim Fischschutz wurde angegeben, ob der Bau einer Fischschutzeinrichtung und/oder eines Bypasses erforderlich ist.

Zusätzlich konnten Angaben zur Verbesserung der Auffindbarkeit der vorhandenen Wanderwege gemacht werden.

Abb. 4.16 zeigt für die 700 als gravierend eingeschränkt oder unpassierbar eingestuft Standorte, die Verteilung der vorgeschlagenen Sanierungsmaßnahmen.

Für 570 Standorte konnten Maßnahmenvorschläge erarbeitet werden.

Für 130 Standorte wurde keine Maßnahmenvorschläge gemacht. Entweder existiert an diesen Standorten bereits eine Fischaufstiegsanlage, die jedoch nicht funktionstüchtig ist, oder es war aufgrund fehlender Daten nicht möglich, einen Vorschlag zu machen. Für die Standorte mit nicht funktionsfähigen FAA liegen zum Teil bereits Planungen vor.

Maßnahmen -Vorschläge

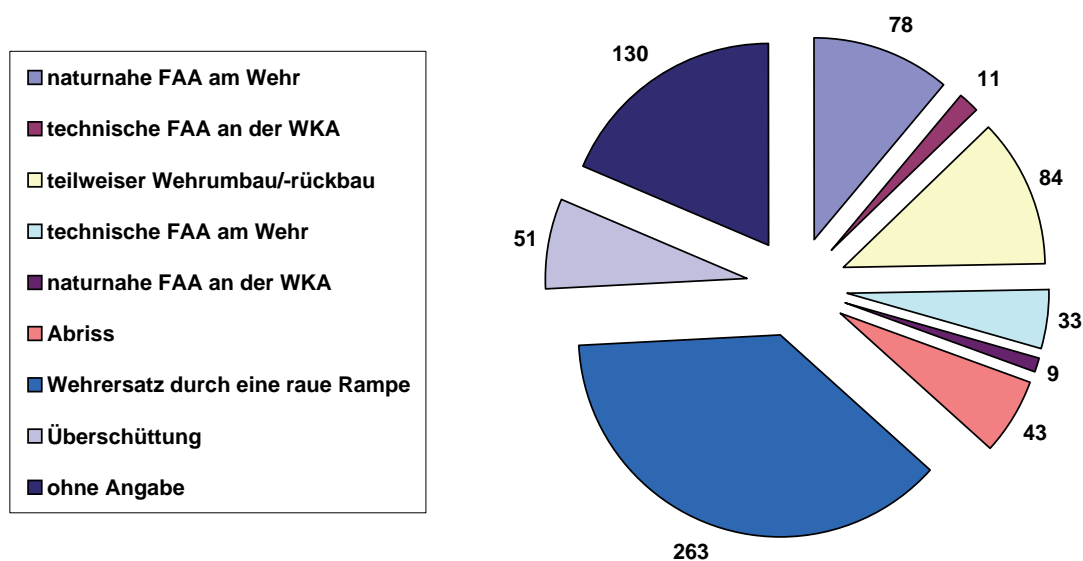


Abb. 4.16: Verteilung der Maßnahmenvorschläge für die ca. 700 Standorte, die gravierend eingeschränkt passierbar bzw. unpassierbar sind (Stand Mai 2006).

4.8.2 Kostenschätzung

Üblicherweise basieren Kostenschätzungen zumindest auf Vorplanungen, die jedoch für die 700 Standorte innerhalb der ersten Projektphase nicht erstellt werden konnten.

Daher wurden die Kosten der jeweiligen Maßnahme mit Hilfe eines vereinfachten empirischen Ansatzes, der automatisch auf Basis der in der Datenbank vorhandenen Standortinformationen arbeitet, abgeschätzt.

4.8.2.1 Kostenschätzung – Herstellung der aufwärts Passierbarkeit durch Bau einer Fischaufstiegsanlage

Erfahrungen und Berechnungen zu bisher ausgeführten und geplanten Fischaufstiegsanlagen zeigen, dass die Kosten für diese Anlagen eine starke Abhängigkeit von der zu überwindenden Höhendifferenz und dem vorgesehenen Dotationsabfluss für die Anlagen zeigen.

Wegen der sehr unterschiedlichen baulichen Randbedingungen an den Standorten existiert jedoch eine beträchtliche Schwankungsbreite.

Dies kann dazu führen, dass an einzelnen Standorten in Unkenntnis z.B. spezieller Besonderheiten im Untergrund, die auf diese Weise vorgenommene Kostenschätzung sehr stark von der Realität abweicht. Das gewählte Verfahren ist daher nicht dazu geeignet, im Rahmen regionaler Konzepte belastbare Baukosten abzuschätzen. Hierfür sind Vorplanungen an den jeweiligen Standorten erforderlich.

Die Baukosten einer Vielzahl realisierter Fischaufstiegsanlagen wurden in Abhängigkeit vom Abfluss der FAA und von der Fallhöhe analysiert und in Abb. 4.17 dargestellt. Sie können mit den oben erwähnten Einschränkungen für einen ersten Kostenvergleich von Maßnahmen an den Gewässern herangezogen werden.

Bauhöhe der Fischaufstiegsanlage

Als Bauhöhe der Fischaufstiegsanlage wurde in erster Näherung verwendet:

- die Absturzhöhe, wenn eine FAA am Querbauwerk errichtet wird,
- die Fallhöhe an der WKA, wenn eine FAA an der WKA errichtet wird.

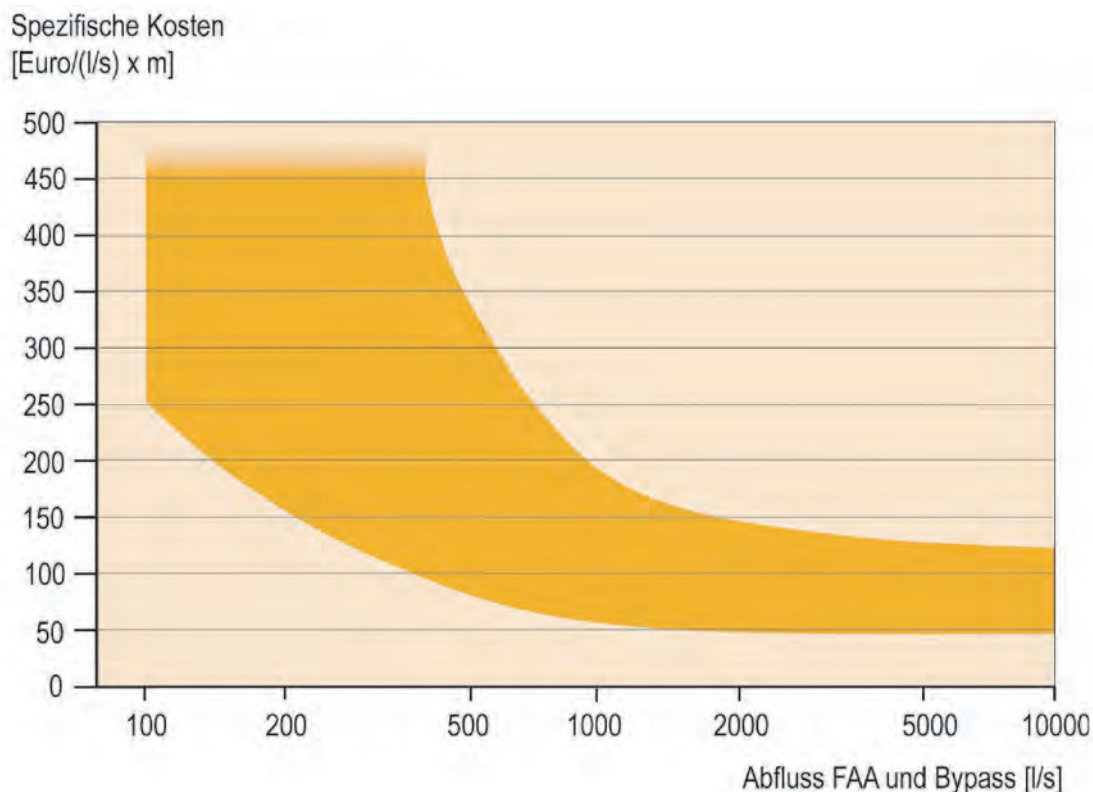


Abb. 4.17: Spezifische Investitionskosten für Fischaufstiegsanlagen, bezogen auf den Gesamtdurchfluss der Einrichtung und die zu überwindende Fallhöhe (Stand Mai 2006)

Durchfluss der Fischaufstiegsanlage

Der Durchfluss der FAA wurde mit zwei Methoden ermittelt:

1. Der Durchfluss muss sich an den für die potenziell natürliche Fischfauna erforderlichen Dimensionen der FAA orientieren. Die Relationen sind in Tab. 4.20 zusammengefasst.
2. Für Standorte mit Ausleitungskraftwerken wurde ein Mindestabfluss abgeschätzt, da dieser grundsätzlich für einen Fischaufstieg am Querbauwerk zur Verfügung steht (Tab. 4.21).

Der größere der beiden ermittelten Werte wurde als Durchfluss für den Fischaufstieg gewählt. Gibt es besondere Gründe für die Wahl eines anderen Durchflusses, kann dies in dem Auswerteformular in QUIS in einem Bemerkungsfeld angegeben werden.

Tab. 4.20: Gewählter Durchfluss der FAA in Abhängigkeit der Fließgewässerregion des Standortes (Stand Mai 2006)

Fließgewässerregion	Durchfluss FAA [l/s]
Barbenregion	≥ 500
Äschenregion	350
Forellenregion	200

Tab. 4.21: Gewählter Mindestabfluss der Ausleitungsstrecke, der für die FAA genutzt werden kann, in Abhängigkeit von der Einzugsgebietsgröße (Stand Mai 2006).

Einzugsgebietsgröße	Mindestabfluss Qmin
< 50 km ²	0,5 MNQ
≥ 50 km ²	0,33 MNQ

Abschätzung der spezifischen Kosten

Je nach Bauweise einer FAA ist mit einem mehr oder weniger großen Aufwand zu rechnen. Dies zeigt sich in der Streubreite der spezifischen Kosten in Abb. 4.17. In Abhängigkeit der gewählten Maßnahme wurde daher mit unterschiedlichen Kostenkurven gerechnet, die aus dieser Abbildung abgeleitet worden waren.

4.8.2.2 Kostenschätzung für die Herstellung der Abwärts-Passierbarkeit

Die Kosten für Fischschutzanlagen wurden nur für Standorte mit Wasserentnahmen abgeschätzt.

Für Fischaufstiegsanlagen besteht mittlerweile ein „Stand der Technik“ und es wurden in den letzten Jahren zahlreiche Baumaßnahmen durchgeführt, deren Kosten bekannt sind. Kostenermittlungen für Fischaufstiegsanlagen beruhen daher auf einer vergleichsweise breiten Basis.

Demgegenüber wurden in Europa Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen bisher lediglich an einigen Standorten realisiert. Dementsprechend gibt es nur wenige konkrete Angaben zu den Kosten dieser Einrichtungen. In den USA dagegen wurden in den unterschiedlichen Regionen eine Vielzahl von Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen an Wasserkraftwerken und Entnahmebauwerken für die Be-

wässerung installiert, für die teilweise Kostenangaben vorliegen. Diese Anlagentypen sind jedoch – wie mehrfach dargelegt – häufig nicht in europäischen Gewässern einsetzbar. Deshalb können die amerikanischen Kostenangaben nicht unmittelbar für die Beurteilung künftiger europäischer Anlagen genutzt werden.

Die Kostenschätzungen für Fischschutz- und -abstiegsanlagen basieren auf einer Auswertung von europäischen Pilotanlagen, die eher an kleineren Gewässern realisiert wurden. Die spezifischen Kosten wurden mit den amerikanischen Erfahrungen abgeglichen. Wegen der geringen Zahl ausgeführter Fischschutz- und -abstiegsanlagen in Europa sind die Untersuchungen mit größeren Ungenauigkeiten behaftet als bei Fischaufstiegsanlagen.

Als erste Näherung werden zum Vergleich von Standorten untereinander die Kostenansätze aus Tab. 4.22 verwendet. Q_A ist bei Standorten mit WKA der Ausbaudurchfluss, bei Entnahmen der Entnahmedurchfluss. Es wurden nur Standorte betrachtet, für die $Q_A/MQ > 0,25$ beträgt, da bei den anderen Standorten der für die Abwanderung wirksame Abfluss über das Querbauwerk erfolgt.

Tab. 4.22: Kostenansatz für Fischschutz- und Abstiegsanlagen (Stand Mai 2006)

Kosten in € pro m ³ /s Durchfluss	
Kleine Anlagen $Q_A \leq 5 \text{ m}^3/\text{s}$	große Anlagen $Q_A > 5 \text{ m}^3/\text{s}$
30.000	50.000

4.9 Index Lebensraumveränderung für Gewässersystem und Gewässer

Die EG-WRRL definiert den guten ökologischen Zustand dadurch, dass geringfügige Abweichungen der biologischen Qualitätskomponenten durch anthropogene Einflüsse zugelassen sind. Das bedeutet, dass ausreichend Lebensräume zur Verfügung stehen müssen, die nur geringfügige Beeinträchtigungen aufweisen. Eine wesentliche Beeinträchtigung des Lebensraums wird an Querbauwerken durch Stau und Ausleitung verursacht.

Als Lebensräume bestimmter Artengruppen können die Fischregionen der verschiedenen Gewässersysteme oder einzelne Gewässer betrachtet werden. Die relative Lebensraumveränderung r_{LV} wurde als Anteil der Stau- und Ausleitungsstrecken an der Länge der jeweiligen Fließgewässerzone definiert.

Für jede Fischregion eines Gewässersystems wurde die gesamte durch Rückstau und Ausleitung veränderte Strecke durch Bildung der Summen der relevanten Strecken ermittelt (Definition gemäß Kap. 4.1).

Zusätzlich wurde die Länge der Fischregionen jedes Gewässersystems bestimmt.

Alle Längen wurden nur für Einzugsgebiete $\geq 100 \text{ km}^2$ ermittelt.

Die Rate der Lebensraumveränderung r_{LV} ist das Verhältnis der Längen der veränderten Strecken zur Gesamtlänge der jeweiligen Fischregion für ein Gewässersystem oder ein Gewässers.

Die Einstufung des Index Lebensraumveränderung erfolgt in Abhängigkeit der Änderungsrate r_{LV} gemäß Tab. 4.23.

Tab. 4.23: Einstufung des Index Lebensraumveränderung für ein Gewässersystem bzw. ein Gewässer entsprechend Änderungsrate r_{LV}

Index Lebensraumveränderung	1	2	3	4	5
Änderungsrate r_{LV}	$r_{LV}=0$	$0 < r_{LV} \leq 0,25$	$0,25 < r_{LV} \leq 0,5$	$0,5 < r_{LV} \leq 0,75$	$0,75 < r_{LV}$

4.10 Diadromer Arealnutzungsindex (Gewässer)

Die Arealnutzungsrate gibt an, welcher Anteil der gesamten in einem Gewässer vorhandenen Arealfläche durch Aale bzw. Lachse erreicht und damit prinzipiell besiedelt werden kann. Wird von einer gleichmäßigen Verteilung der Aale oder Lachse in den Aufwuchs- und Jungfischhabitaten ausgegangen, ist ihre Anzahl direkt proportional zur verfügbaren Arealfläche. Die Grundlage zur Ermittlung der Arealnutzungsrate bilden die verfügbaren Arealflächen und die zugehörigen Erreichbarkeitsraten der entsprechenden Gewässerabschnitte.

In dem in Abb. 4.10 dargestellten Beispiel erreichen etwa 23% der aufstiegswilligen Fische das angestrebte Areal 4, d.h. nur 23% der Arealfläche kann genutzt oder besiedelt werden.

Werden für alle Areale die potenziell nutzbaren Anteile addiert, so ergibt sich die gesamte nutzbare Fläche für ein Gewässer. Die Arealnutzungsrate ϵ_{nutz} ist ein Maß dafür, wie viel der gesamten verfügbaren Arealfläche eines Gewässers aufgrund seiner unzureichenden Durchgängigkeit genutzt werden kann

Die Zuweisung des Index erfolgt gemäß Tab. 4.24.

Tab. 4.24: Einstufung des diadromen Arealnutzungsindex bzw. Gesamtüberlebensindex in Abhängigkeit von der Ausnutzungsrate ϵ_{nutz} bzw. Gesamtüberlebensrate η_{Rhein}

Index	1	2	3	4	5
Rate Δ (ϵ_{nutz} bzw. η_{Rhein})	$0,9 < D$	$0,75 < D \leq 0,9$	$0,5 < D \leq 0,75$	$0,25 < D \leq 0,5$	$D < 0,25$

4.11 Diadromer Gesamtüberlebensindex (Gewässer)

Der diadrome Gesamtüberlebensindex bewertet jeweils für Lachs und Aal, wie viele der in einem Gewässersystem aufgewachsenen Fische den Rhein erreichen könnten, wenn alle Areale zum Zeitpunkt der Abwanderung vollständig und gleichmäßig besiedelt sind. Die gesamte Arealfläche $F_{A,ges}$ eines Gewässers ist bei konstanter Besiedlungsdichte ein Maß für die Zahl der Aale bzw. Lachse, die abwandern könnten.

Wandern z.B. alle Fische aus dem Areal oberhalb eines Querbauwerks i zum Rhein, ist die Zahl derer, die diese Wanderung überleben und den Rhein erreichen, proportional zur Erreichbarkeitsrate-Rhein r_i und zur Arealfläche $F_{A,I}$ oberhalb von QBW_i .

Die Gesamtüberlebensrate-Rhein η_{Rhein} ist das Verhältnis der Fische, die den Rhein erreichen zu denen, die im Gewässer abwärts zum Rhein wandern.

Die Einstufung des Gesamtüberlebensindex-Rhein in Abhängigkeit von der Gesamtüberlebensrate-Rhein η_{Rhein} erfolgt gemäß Tab. 4.24.

4.12 Potamodrome BÄNS und GGS Indizes

Die potamodromen Indizes sollen Hinweise darauf geben, mit welcher zeitlichen und räumlichen Priorität die Durchgängigkeit in die rheinland-pfälzischen Gewässern wiederhergestellt werden soll, damit die Lebensbedingungen der potamodromen Arten möglichst effektiv verbessert werden.

Aus fachlicher Sicht würde eine ökologisch begründete, räumlich und zeitliche Priorisierung von Sanierungsmaßnahmen an Gewässern mit ausschließlich potamodromen Zielarten folgende Arbeitsschritte erfordern:

1. Identifizierung der landesweit oder bundesweit geschützten und gefährdeten Fischarten, deren Population primär erhalten bzw. entwickelt werden sollen.
2. Identifizierung der Gewässerabschnitte, in denen sich noch Restpopulationen dieser Zielarten befinden. Dies setzt ein vergleichbar dichtes Netz von Beprobungsstellen voraus, an denen mit gleicher Methodik und zeitlich aktuell Befischungen durchgeführt wurden.
3. Identifizierung der Querbauwerke, die den unmittelbaren Lebensraum der Restpopulation enger bzw. segmentieren. Zum Schutz der Population müssen diese Querbauwerke schnellstmöglich durchgängig umgestaltet werden, so dass möglichst die gesamte für die jeweilige Art als Lebensraum dienende(n) Fischregion(en) wieder erreicht bzw. besiedelt werden kann.
4. In einem nächste Schritt müsste durch Sanierung aller Querbauwerke bis zum jeweiligen Verbindungsgewässer die Ausbreitung der betreffenden Art in andere Gewässer ermöglicht werden.

Eine derartige ökologische Priorisierung müsste weiterhin die unterschiedliche Qualität der Gewässer in Bezug auf Gewässergüte, Gewässerstruktur, sowie die Lebensraumansprüche der einzelnen Fischarten berücksichtigen.

Ein solches Verfahren konnte in 2005/2006 für die rheinland-pfälzischen Gewässer nicht angewandt werden, da die wichtigste Datenbasis – nämlich hinsichtlich der vorhandenen Fischfauna – nicht in ausreichender Dichte vorlag. Damit hätte das Verfahren zu Fehleinschätzungen geführt.

Daher wurden in der zweiten Projektphase Indizes entwickelt, die zur Ableitung einer Priorisierung potamodromer Gewässer genutzt werden sollten. Besonders die folgenden Indizes schienen dafür geeignet:

- BÄNS-Index
- GGS-Index

Mit Hilfe des BÄNS-Index kann dargestellt werden, welche rheinland-pfälzischen Gewässer für die von Fischereiexperten vorgeschlagene Artengruppe Barbe, Äsche, Nase, Schneider ein hohes Entwicklungspotenzial besitzen. Er bildet den Ist-Zustand ab und dient dem Vergleich der Gewässer untereinander. Als Methode wurde das Verfahren der Vergleichsmatrix gewählt.

Das Hauptziel des Verfahrens war der Vergleich der Gewässer hinsichtlich der Möglichkeiten, die Lebensbedingungen der Indikatorarten Barbe, Äsche, Nase und Schneider in Bezug auf ihre Wanderungen zu verbessern. Vor allem die Arten Barbe, Äsche und Nase führen großzügige Wanderbewegungen durch. Es wurden folgende Unterziele betrachtet:

- Entwicklungsmöglichkeiten von Populationen (Barbe, Äsche, Nase und Schneider)
- Geringer Lebensraumverlust durch Stau- und Ausleitungsstrecken
- Gute Gewässerstruktur
- Geringe Gewässerbelastung

Der GGS-Index veranschaulicht ausschließlich abiotische Parameter des aquatischen Lebensraums. Auf den eher schwachen Zusammenhang zwischen Gewässerstruktur und Besiedlung (soweit dies bisher wissenschaftlich untersucht wurde) muss auch an dieser Stelle hingewiesen werden. Folgende Parameter wurden im GGS-Index berücksichtigt:

- Geringer Lebensraumverlust durch Stau- und Ausleitungsstrecken
- Gute Gewässerstruktur
- Geringe Gewässerbelastung

Beide Indizes führen zu Aussagen über die Qualität der potamodromen Gewässer. Eine ökologisch begründete Angabe zu einer ausreichend genauen Priorisierung von Gewässerstrecken, konnte daraus jedoch nicht abgeleitet werden. Das ist unter anderem darin begründet, dass die potamodromen Arten keine definierten Wanderwege benutzen und dass sich die Indizes immer auf ganze Gewässer beziehen. Weiterhin machen die zur Verfügung stehenden Parameter (Gewässerstruktur und Güte) nur unscharfe Aussagen hinsichtlich der Eignung des enstraums.

Daher wurde in Phase 3 (2007/2008) ein erweiterter Ansatz gewählt, der in Kap. 7.4 dargestellt wird.

4.13 Ökonomischer Index (Gewässer)

Für eine Priorisierung der Gewässer bzgl. durchzuführender Maßnahmenprogramme ist neben dem ökologischen Nutzen auch der ökonomische Aufwand entscheidend.

Die spezifischen Kosten pro Fließlänge erscheinen für den Vergleich von Gewässern relevanter als die absoluten Kosten der erforderlichen Maßnahmen. Sie wurden daher als entscheidendes Kriterium ausgewählt.

Zur Ermittlung des ökonomischen Index wurden die Kostenschätzungen für die Herstellung der Aufwärtspassierbarkeit aus Kap. 4.7 verwendet.

Die spezifischen Kosten pro Gewässerlänge K_{auf} werden berechnet als das Verhältnis der Summe aller Kosten von Maßnahmenvorschlägen an einem Gewässer zur Gewässerlänge $L(\text{Gewässer})$.

Zur besseren Vergleichbarkeit der Gewässer untereinander wurde K_{auf} auf das maximal vorkommende $K_{\text{auf,max}}$ aller Gewässer normiert.

Die ökonomische Rate $R_{\text{ön}}$ wird folgendermaßen definiert:

$$R_{\text{ön}} = (1 - K_{\text{auf}} / K_{\text{auf,max}}) * 100.$$

Eine hohe ökonomische Rate bedeutet somit einen geringen spezifischen Aufwand. Liegen z.B. die spezifischen Kosten für die Herstellung der Aufwärtspassierbarkeit für ein Gewässer bei 0 Euro/km, so gilt $R_{\text{ön}}=100$. $R_{\text{ön}}=0$ erhält definitionsgemäß das Gewässer mit den maximalen Kosten.

In Tab. 4.25 sind beispielhaft die ökonomischen Raten einiger Gewässer dargestellt.

Die Einstufung des ökonomischen Gewässerindex erfolgt gemäß Tab. 4.26.

4.14 Administrativer Index (Gewässer)

Für die an den Gewässern durchzuführenden Maßnahmen ist neben dem ökologischen Nutzen auch der administrative Aufwand entscheidend.

Zur Ermittlung der administrativen Rate wurde die Gesamtzahl Z_{WR} der Standorte eines Gewässers, die „unpassierbar“ oder „gravierend eingeschränkt passierbar“ sind und ein Wasserrecht haben, durch die Gewässerlänge $L(\text{Gewässer})$ dividiert.

Die Informationen zu den Wasserrechten wurden dem Digiwab (Stand 2004) entnommen. Zur besseren Vergleichbarkeit der Gewässer wurde Z_{WR} auf die maximal vorkommende Summe $Z_{\text{WR,max}}$ aller Gewässer normiert.

Die administrative Rate R_{adm} wird folgendermaßen definiert

$$R_{\text{adm}} = (1 - Z_{\text{WR}} / Z_{\text{WR,max}}) * 100.$$

$R_{\text{adm}} = 100$ bedeutet, dass bei der Herstellung der Durchgängigkeit keine Wasserrechte an den größeren Bauwerken im Gewässer berücksichtigt werden müssen. $R_{\text{adm}}=0$ erhält das Gewässer mit den meisten Wasserrechte/km in Rheinland-Pfalz.

Die Einstufung des administrativen Gewässerindex erfolgt gemäß Tab. 4.26.

In Tab. 4.25 sind beispielhaft die administrativen Raten einiger Gewässer dargestellt.

Der administrative Index kann nur ein grober Anhaltswert für den administrativen Aufwand sein, da eine Differenzierung der Wasserechte innerhalb der Studie auf der Basis des ausschließlich beschreibenden DigiWab nicht möglich war.

Tab. 4.25: Ökonomische und administrative Raten einiger Beispielgewässer

Gewässer AE \geq 100 km ²	GKZ	Ökonomische Rate	Administrative Rate
Lauter	2372	81	96
Michelsbach	23754	100	100
Erlenbach	237542	81	0
Klingbach	237546	70	100
Queich	23772	59	39
Speyerbach	2378	51	76
Hochspeyerbach	23784	64	66
Rehbach	23798	77	73
Isenach	239148	100	100

Tab. 4.26: Einstufung von administrativem und ökonomischen Index in Abhängigkeit von den entsprechenden Raten; die Farbwahl weicht absichtlich von den Farben der Indizes ab, die einen gewässerökologischen Zustand klassifizieren.

Ökonomischer, administrativer Index	1	2	3	4	5
Ökonomische, administrative Rate R	$100 \geq R > 90$	$90 \geq R > 70$	$70 \geq R > 50$	$50 \geq R > 25$	$R < 25$

5 Ergebnisse der Indexbewertung (Stand Mai 2006)

In diesem Kapitel werden die für Rheinland-Pfalz ermittelten Indizes vorgestellt. Eingangs werden in Tab. 5.1 die Standortindizes und in Tab. 5.2 die Gewässerindizes mit einer Kurzbeschreibung zusammenfassend dargestellt.

Die lokalen Indizes können insbesondere für eine vergleichende Einschätzung der Querbauwerke und Wasserkraftanlagen auf regionaler Ebene genutzt werden und sollen so den SachbearbeiterInnen vor Ort als Hilfsmittel bei der Einschätzung von Sanierungsmaßnahmen dienen.

Gewässerindizes wurden für Planungen mit großräumigem Bezug entwickelt. Mit ihrer Hilfe wurden Vorschläge für diadrome Entwicklungsstrecken erarbeitet (Kap.7).

Tab. 5.1: Indizes, die die lokalen Auswirkungen eines Querbauwerks auf die Gewässerökologie und den monetären Aufwand zur Sanierung beschreiben.

Lokale Indizes	
Name	Bezug zu ökologischer Beeinträchtigung bzw. zu ökonomischen Auswirkungen
Index Lebensraumveränderung mit Rückstau- und Ausleitungsindex	Veränderung des Lebensraums im fließendem Gewässer durch Rückstau und Ausleitung am Standort eines Querbauwerks / einer Wasserkraftanlage..
Aufstiegsindex	Aufwärts gerichtete Passierbarkeit eines Standortes.
Erreichbarkeitsindex-Areal	Erreichbarkeit eines Areals oberhalb eines Standortes für die diadromen Arten Aal und Lachs, die vom Rhein aus aufsteigen; berücksichtigt wird die aufwärts gerichtete Passierbarkeit aller Standorte unterhalb.
Überlebensindex	Abwärts gerichtete Passierbarkeit eines Standortes, berücksichtigt wird die artspezifische Mortalität an der WKA.
Erreichbarkeitsindex-Rhein	Erreichbarkeit des Rheins für die diadromen Arten Aal und Lachs, die vom Standort aus absteigen; berücksichtigt wird die abwärts gerichtete Passierbarkeit bzw. die Mortalität an allen Standorten unterhalb des Areals.
Index für Totholz-, Geschiebedurchgängigkeit	Betrachtet wird die abwärts gerichtete abiotische Durchgängigkeit eines Standorts.
Aufwandsindex	Vergleichende monetäre Bewertung des Aufwands für Baumaßnahmen, die die aufwärts- bzw. abwärts gerichtete Passierbarkeit ermöglichen.

Tab. 5.2: Gewässer-Indizes, die der Beschreibung der Auswirkungen aller Querbauwerke eines Gewässers auf die Gewässerökologie und der Einschätzung des ökonomischen und ökologischen Aufwands an einem Gewässer dienen.

Gewässer-Indizes	
Name	Beschreibung
Index Lebensraumveränderung	Summarische Betrachtung der gesamten Lebensraumveränderung in einem Gewässer. Zusätzlich wird der Index für die Äschen- und Barbenregionen der verschiedenen Gewässersysteme ermittelt.
Diadromer Arealnutzungsindex	Es wird abgeschätzt, welcher Anteil der potenziellen Laich- und Jungfischareale eines Gewässers von den diadromen Arten Aal und Lachs erreicht werden kann, wenn diese vom Rhein aus aufsteigen.
Diadromer Gesamtüberlebensindex	Es wird abgeschätzt, welcher Anteil der potenziell in einem Gewässer aufgewachsenen Smolts und Aale den Rhein unversehrt erreichen kann.
BÄNS Index	Es wird eine Vergleichsmatrix aufgestellt, die die Beeinträchtigung des Lebensraumes für die Arten Barbe, Äsche, Nase und Schneider landesweit vergleichend erfasst und gewichtet.
GGI-Index(Gewässergüte, Gewässer-Struktur)	In der Vergleichsmatrix werden folgende Parameter erfasst und gewertet: Lebensraumverlust, Gewässerstruktur, -güte
Ökonomischer Index	Der Aufwand der vorgeschlagenen Maßnahmen für die aufwärts gerichtete Durchgängigkeit in einem Gewässer wird bewertet und kann so für verschiedene Gewässer verglichen werden.
Administrativer Index	Die Anzahl der vorgefundenen Wasserrechte in einem Gewässer wird bewertet. Verschiedene Gewässer können verglichen werden.

Einstufung der Indizes und Farbskalen

In diesem Kapitel werden Indizes vorgestellt, die unterschiedliche Inhalte abdecken und daher eine unterschiedliche Farbgebung erhalten:

1. Für Indizes, die eine Einschätzung des Eingriffes in die Gewässerökologie z.B. durch Lebensraumveränderung und Beeinträchtigung der Durchgängigkeit beschreiben, erfolgt die Einstufung auf einer 5-stufigen Skala mit der Farbabstufung, wie sie in der EG-WRRL vorgesehen ist (Tab. 5.3).
2. Darüber hinaus werden Indizes dargestellt, die ökonomische oder administrative Charakteristiken beschreiben. Hier erfolgt die Abstufung auch mit einer 5-stufigen Skala, allerdings wird die Farbabstufung bewusst anders gewählt (Tab. 5.4).
3. Die Erreichbarkeiten für Aal und Lachs erhalten eine eigene Farbgestaltung. Die Erreichbarkeiten haben Auswirkungen auf die Populationen, die heute nur abschätzbar sind. Aktuell befinden sich wissenschaftliche Untersuchungen zum populationsdynamisch notwendigen Überlebensraten in Bearbeitung (INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE 2008).

Tab. 5.3: Indexeinstufung in Abhängigkeit von der Auswirkung eines Eingriffs auf den gewässerökologischen Zustand und zur Darstellung des aktuellen gewässerökologischen Zustands

Index	1	2	3	4	5
Beeinträchtigung	kein Eingriff	gering	mäßig	stark	sehr stark

Tab. 5.4: Farbeinstufung für ökonomische und administrative Indizes

Index	1	2	3	4	5
-------	---	---	---	---	---

Tab. 5.5: Farbeinstufung für Indizes, die die Erreichbarkeiten für die diadromen Arten beschreiben

Index	1	2	3	4	5
-------	---	---	---	---	---

5.1 Index Lebensraumveränderung (lokal)

Rückstau und Ausleitung verringern die frei fließenden Gewässerstrecken und damit den typgerechten aquatischen Lebensraum. In Abb. 5.1 sind Stau und Ausleitungsstrecken dargestellt.

Der für die rheinland-pfälzischen Gewässer ermittelte Index Lebensraumveränderung ist in Abb. 5.2 dargestellt. Da die Stau – bzw. Ausleitungslängen bezogen auf den Abstand zum nächsten Querbauwerk ober- bzw. unterhalb an den meisten Standorten relativ gering ist, hat der Index häufig Werte von 1 oder 2. Wegen der besseren Übersicht werden in Abb. 5.2 daher nur Standorte mit einem Index von 3, 4, und 5 dargestellt.

Die Mosel ist in Rheinland-Pfalz komplett gestaut, die Lahn besitzt in einem nicht gestauten Bereich eine längere Ausleitungsstrecke, sodass beide Gewässer praktisch keine frei fließenden Strecken aufweisen. Die meisten Standorte an diesen Gewässern erhalten daher einen Index Lebensraumveränderung von 5.

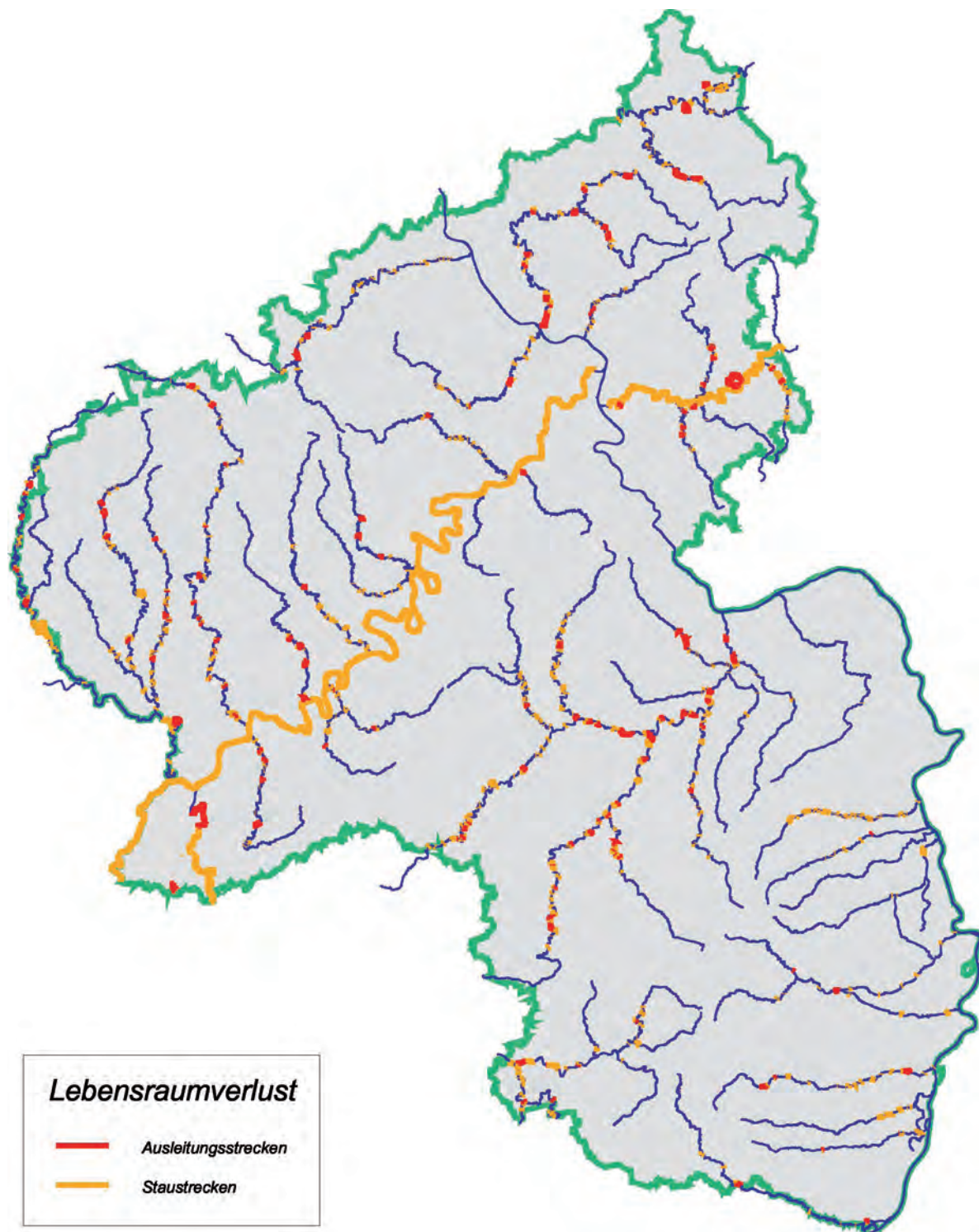


Abb. 5.1: Stau- und Ausleitungsstrecken an Standorten mit $AE \geq 100 \text{ km}^2$ (Stand Mai 2006)

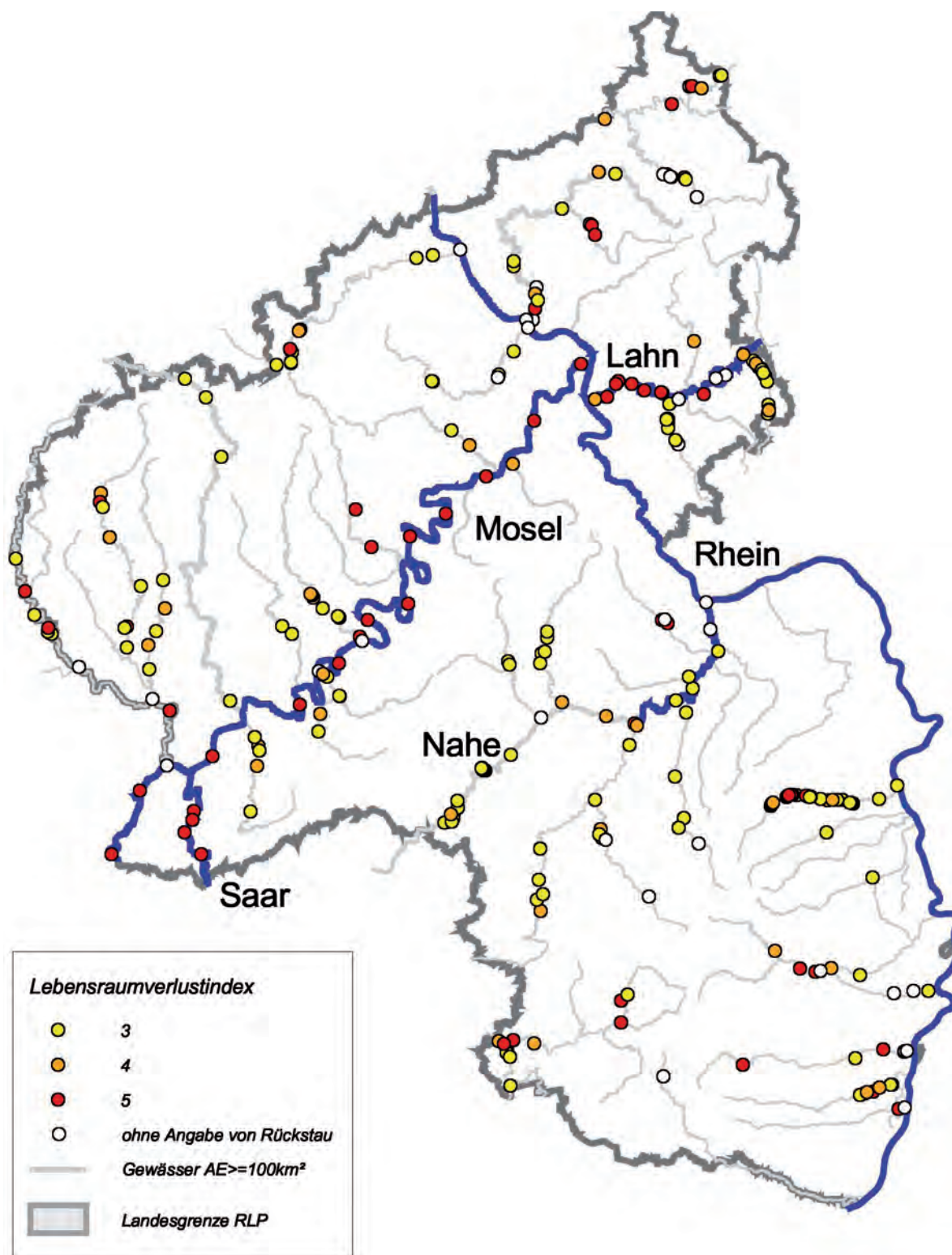


Abb. 5.2: Index Lebensraumveränderung (lokal) für Standorte mit AE ≥ 100 km²; Indizes 1 und 2 wurden nicht dargestellt (Stand Mai 2006); Indexeinstufung gemäß Tab. 4.3.

5.2 Aufstiegsindex (lokal)

Aufgrund der unterschiedlichen Leistungsfähigkeit der verschiedenen Arten wurden drei Aufstiegsindizes ermittelt für

1. die Arten der jeweiligen Fischregion, d.h. alle Arten der potenziell natürlichen Fischfauna,
2. die anadromen Arten Lachs und Meerforelle und
3. den katadromen Aal.

5.2.1 Aufstiegsindex für die potenziell natürliche Fischfauna

In Abb. 5.3 ist für alle Arten der potenziell natürlichen Fischfauna die Verteilung der Aufstiegsindizes für Standorte mit $AE \geq 100 \text{ km}^2$ dargestellt. Sie basiert auf der Einschätzung der Passierbarkeit des Querbauwerks sowie der Auffindbarkeit und Passierbarkeit der FAA während der Besichtigung der Standorte.

Etwa die Hälfte der Standorte erhält den Index 1 oder 2, sie beeinträchtigen die Durchwanderbarkeit des Gewässers für Fische nur geringfügig oder überhaupt nicht. Dagegen stellen über ein Viertel der Standorte einen starken Eingriff dar, d.h. diese Standorte sind für die meisten Arten nicht durchwanderbar. Abb. 5.4 zeigt die Karte der Aufstiegsindizes der Standorte.

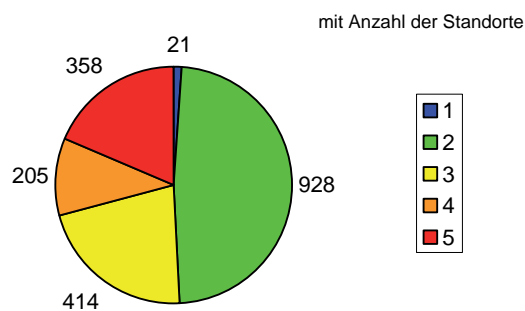


Abb. 5.3: Verteilung des Aufstiegsindex für die potenziell natürlichen Fischfauna an 1936 Standorten von Querbauwerken in RLP mit $AE \geq 100 \text{ km}^2$ (Stand Mai 2006); Indexeinstufung gemäß Tab. 4.8.

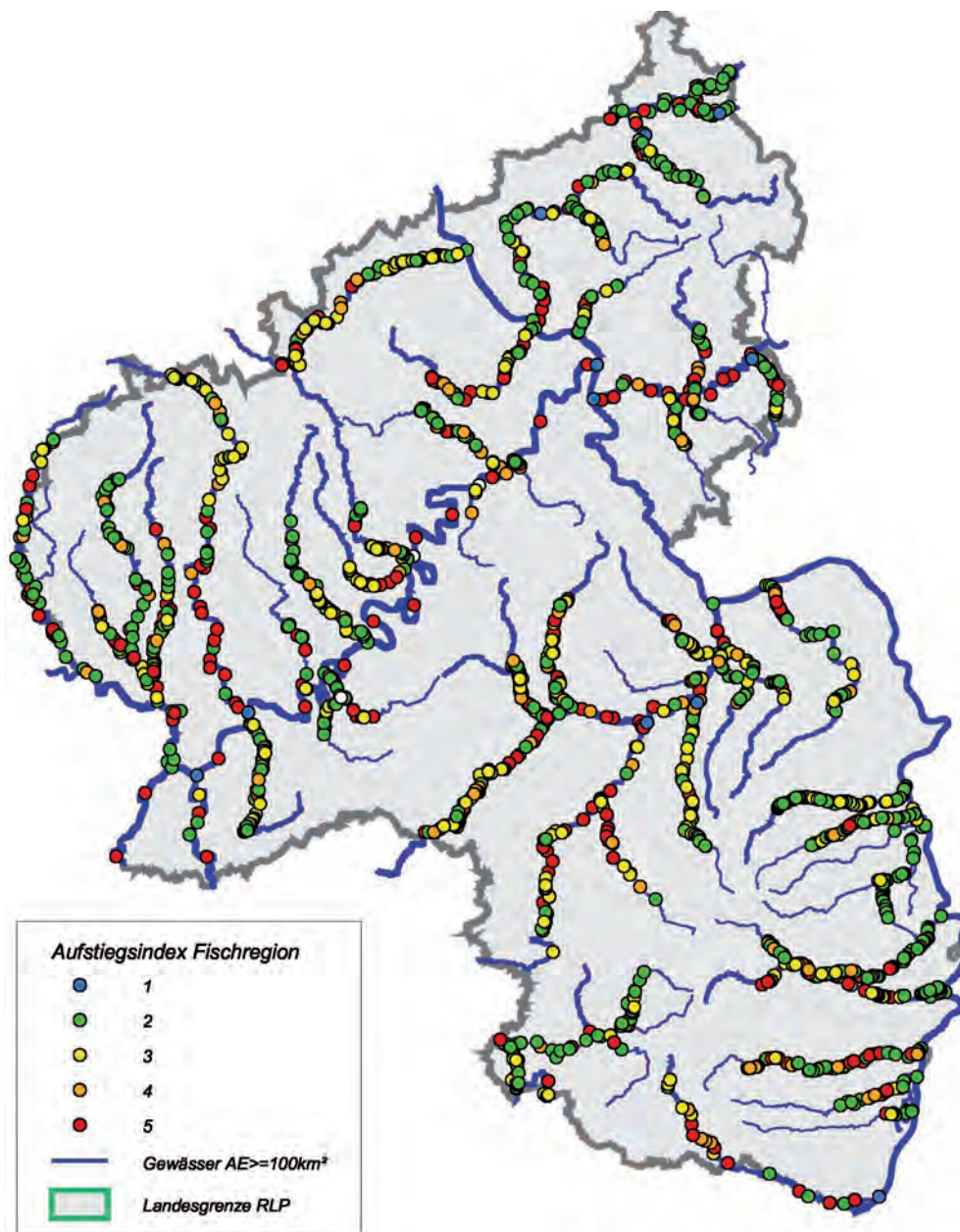


Abb. 5.4: Aufstiegsindex für alle Arten der potenziell natürlichen Fischfauna, AE \geq 100 km² (Stand Mai 2006); Indexeinstufung gemäß Tab. 4.8.

Sonderfall Verrohrungen

Für Verrohrungen, die eine längere Strecke untertunneln, wurde angenommen, dass die Durchgängigkeit des Gewässers zumindest für einige Fischarten gravierend eingeschränkt wird. Es handelt sich hierbei um eine pessimale Einschätzung, da Struktur und Abstürze der Gewässersohle innerhalb der Verrohrung bei der Besichtigung in 2004 nicht erfasst wurden.

Folgende relativ lange Verrohrungen sind u.a. als Wanderhindernisse im QUIS aufgenommen:

- Der Speyerbach ist im Stadtgebiet von Neustadt an der Weinstrasse bei km 25,92 auf einer Länge von 420 m überbaut. Es wurde angenommen, dass die Durchgängigkeit des Gewässers zumindest für einige Fischarten dadurch gravierend eingeschränkt wird.
- Die Nahe wird in Idar-Oberstein von einer ca. 2 km langen Straßenführung überdeckt. Es wurde angenommen, dass dadurch die Durchgängigkeit des Gewässers für alle Fischarten gravierend eingeschränkt wird.
- Der Hochspeyerbach weist bei km 0,83 eine etwa 300 m lange und bei km 1,7 ein etwa 400 m lange Verdolung auf.
- Der Wiesbach fließt bei km 4,4 unter der BAB A61 hindurch und ist auf ca. 135 m verrohrt.

Im Zuge der Aktualisierung der Daten durch die SGD-Süd in 2007 wurden zahlreiche weitere Verrohrungen erfasst.

5.2.2 Aufstiegsindex für Aal und Lachs

Für die diadromen Arten Aal und Lachs wurde eine differenzierte Bewertung der Durchwanderbarkeit der Standorte vorgenommen, um die unterschiedliche Leistungsfähigkeit im Vergleich zur gesamten potenziell natürlichen Fischfauna zu berücksichtigen.

Da nur bestimmte Gewässerabschnitte potenzielle Lebensräume (= Areale) für Aal bzw. Lachs darstellen (Kap. 3), wurde der Aufstiegsindex sowohl für Standorte in diesen Abschnitten als auch für Standorte in den Wanderwegen dorthin bestimmt. Die dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf die Aal- und Lachsgewässer mit Stand Mai 2006.

Abb. 5.5 und Abb. 5.7 zeigen, dass etwa 65% der zu passierenden Standorte mit $AE \geq 100 \text{ km}^2$ einen Aufstiegsindex von 1 oder 2 aufweisen und somit für den Aufstieg von Lachs und Aal praktisch kein Hindernis darstellen. An 35% der Standorte wird jedoch die Wanderung von Aal und Lachs be- bzw. verhindert (Abb. 5.6 und Abb. 5.8). Die daraus resultierende Einschränkung für die gesamte Wanderstrecke der diadromen Arten wird in Kap. 5.3 offensichtlich.

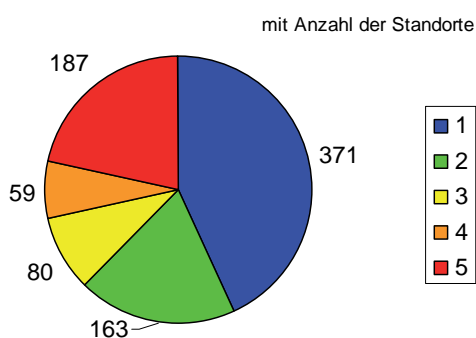


Abb. 5.5: Aufstiegsindex Aal für die 860 Standorte von Querbauwerken in den Aalarealen (Stand Mai 2006); Indexeinstufung gemäß Tab. 4.8.

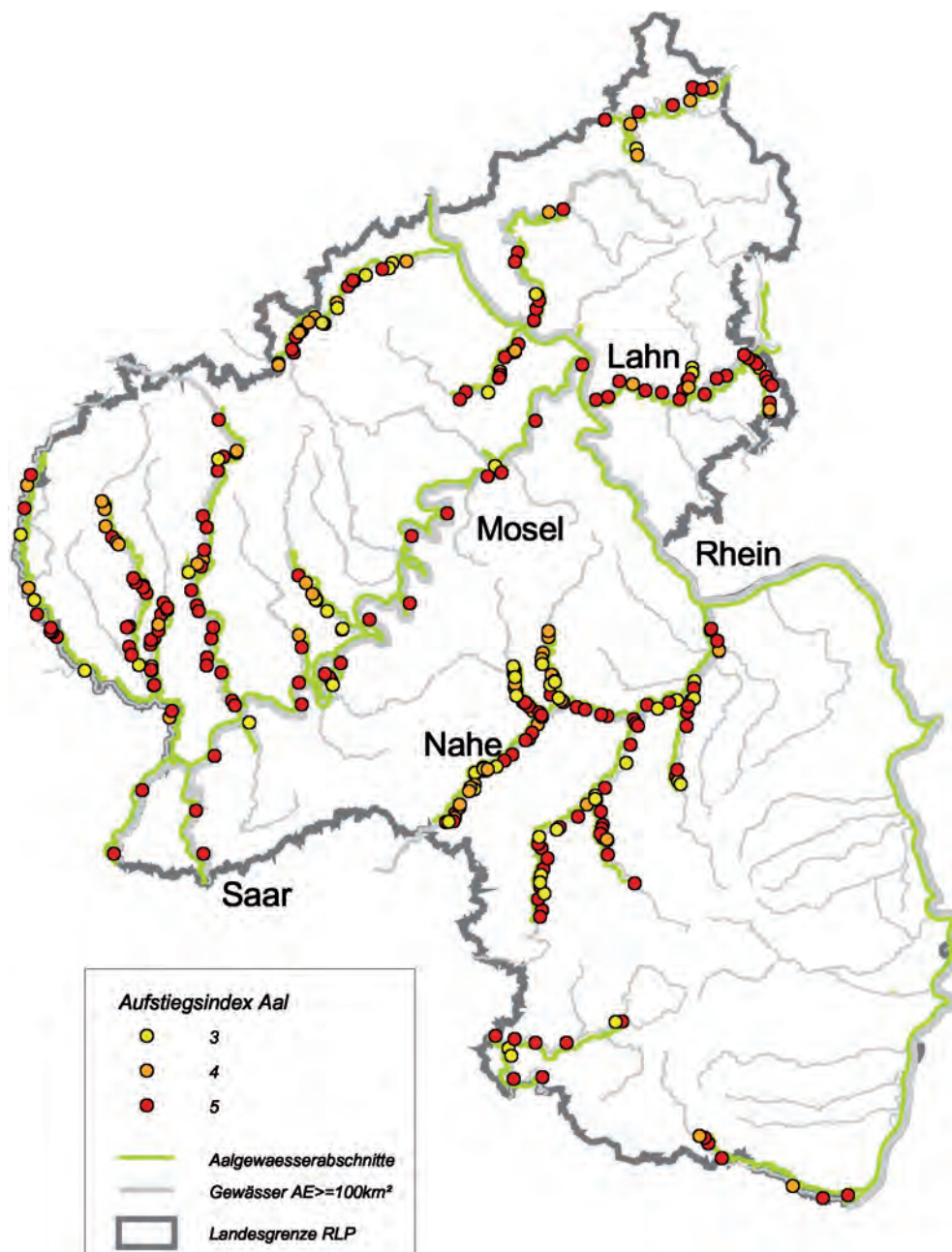


Abb. 5.6: Aufstiegsindex für den Aal in Aalarealen (grüne Bänder), (Stand Mai 2006). Zur besseren Lesbarkeit der Karte wurden die Indizes 1 und 2 ausgeblendet; Indexeinstufung gemäß Tab. 4.8.

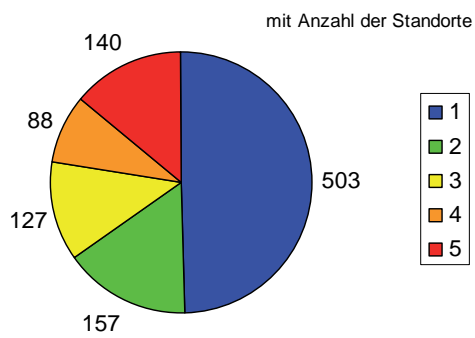


Abb. 5.7: Aufstiegsindex Lachs für die 1015 Standorte von Querbauwerken in den Lachsarealen und den Verbindungsgewässern bis zum Rhein (Stand Mai 2006); Indexeinstufung gemäß Tab. 4.8.

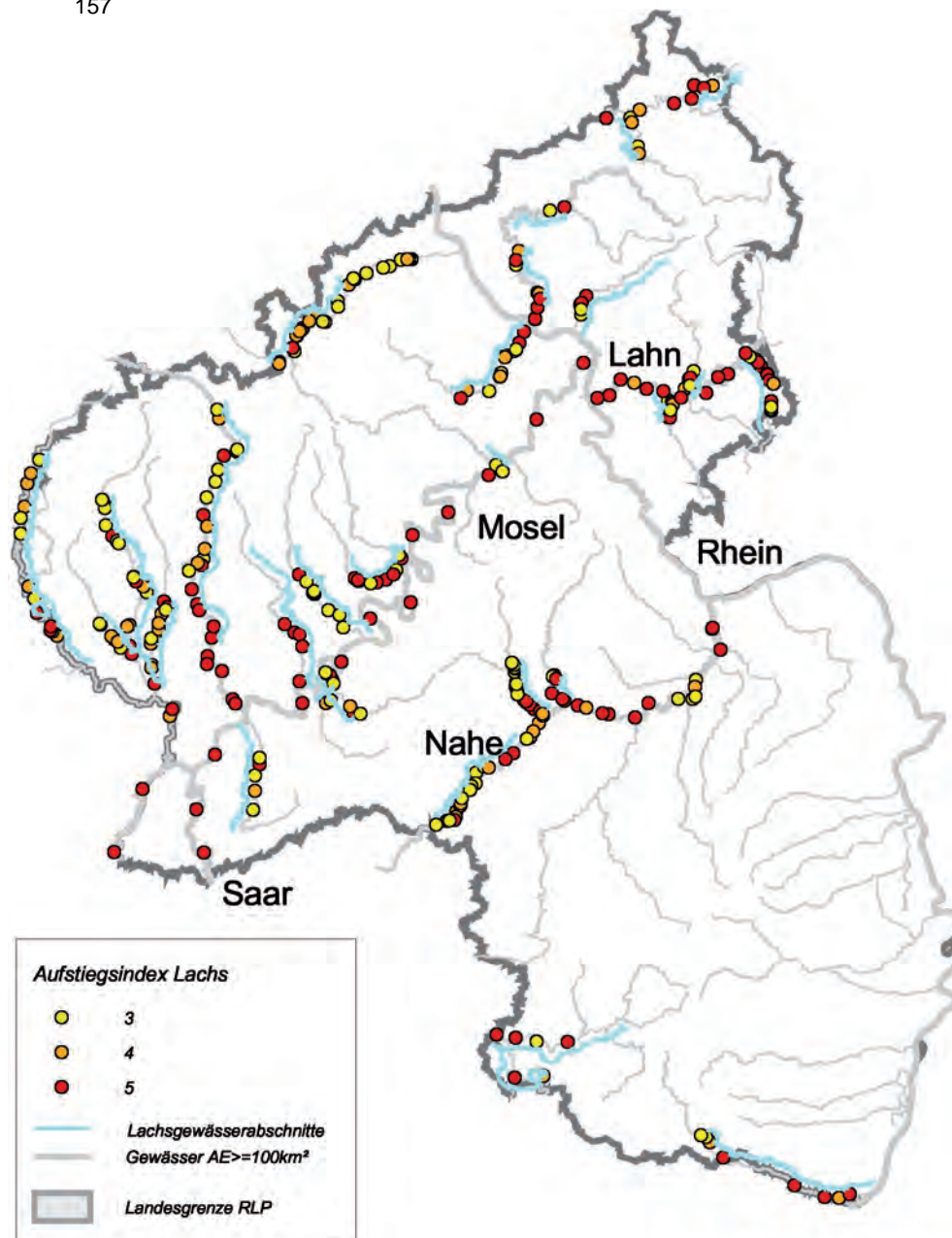


Abb. 5.8: Aufstiegsindex für den Lachs in Lachsarealen (türkise Bänder) und Verbindungsgewässerstrecken (Stand Mai 2006). Zur besseren Lesbarkeit der Karte wurden die Indizes 1 und 2 ausgeblendet; Indexeinstufung gemäß Tab. 4.8.

5.3 Erreichbarkeitsindex-Areal (diadrom, lokal)

Der Erreichbarkeitsindex-Areal ist ein Maß dafür, wie gut ein bestimmter Abschnitt eines Gewässers für den Aal bzw. den Lachs vom Rhein aus erreichbar ist. Er wurde aus den Aufstiegsraten der Standorte ermittelt.

Für die Sieg, die außerhalb RLP in den Rhein mündet, wurden bei der Ermittlung der Erreichbarkeitsindex-Areal die Passierbarkeiten der Querbauwerke in NRW berücksichtigt.

Der Schwarzbach mündet nordwestlich von Zweibrücken in die Blies, die später als Grenzfluss zu Frankreich in die Saar mündet. Da die Erreichbarkeit der Saar nicht gegeben ist, gilt dies auch für den Schwarzbach, ohne dass weitere Querbauwerke außerhalb Rheinland-Pfalz betrachtet werden müssen.

5.3.1 Erreichbarkeitsindex-Areal Aal

Abb. 5.9 zeigt, dass die Erreichbarkeit der Aufwuchsareale für den Aal sehr stark eingeschränkt ist. Die Gewässerabschnitte, die eine Erreichbarkeit $\geq 50\%$ haben (Index 1, 2 oder 3), befinden sich außer bei der Ahr im wesentlichen im direkten Mündungsbereich der Gewässer in den Rhein, unterhalb des ersten oder zweiten Querbauwerks. Zahlreiche Zielgewässer und damit große Areale können praktisch vom Rhein aus nicht erreicht werden.

Die Untersuchung zeigt, dass die natürliche Aufwanderung in die meisten Areale nicht möglich ist. Die heute in den rheinland-pfälzischen Nebengewässern des Rheins lebenden Aale stammen überwiegend aus Besatzmaßnahmen.

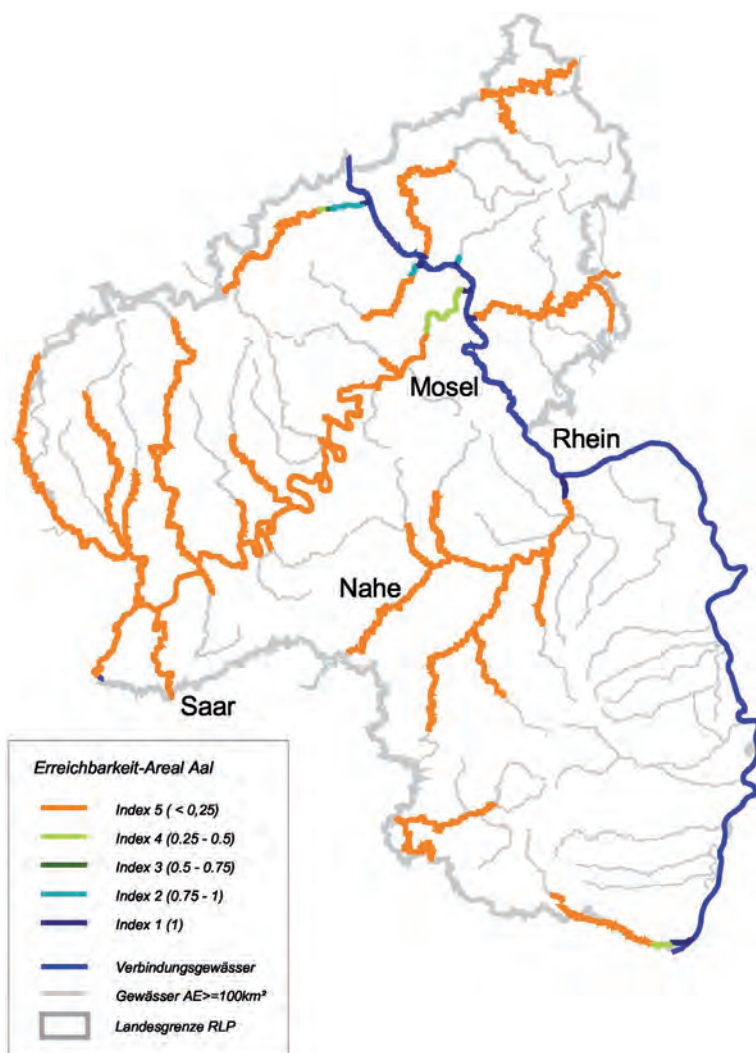


Abb. 5.9: Erreichbarkeitsindex-Areale für Aale. Der Index ist nur für die Areale des Aals dargestellt (Stand Mai 2006); Indexeinstufung gemäß Tab. 4.11.

5.3.2 Erreichbarkeitsindex-Areal Lachs

Mit dem Aufstiegsindex für den Lachs wird die Durchwanderbarkeit derjenigen Gewässer dargestellt, die ursprünglich von dieser Art als Wanderweg genutzt wurde.

Abb. 5.10 zeigt, dass auch der relativ schwimmstarke Lachs außer in Ahr und Saynbach kaum über die Mündungsbereiche der Gewässer hinaus kommt. Die Oberläufe der Moselzuflüsse, die über relativ große Areale verfügen, können nicht erreicht werden. Rückkehrer, die im Rahmen des Wanderfischprogramms in diesen Gewässern aufgewachsen sind, haben praktisch keine Chance, ihre Laichhabitats zu erreichen.

Die schlechte Erreichbarkeit der Oberläufe der Gewässer zeigt, dass es zwingend erforderlich ist, die Verbindungsgewässer Mosel, Lahn und Nahe passierbar zu machen. Nur dann hat der Lachs die Möglichkeit, bestimmte potenzielle Laich- und Jungfischhabitats zu erreichen, die in Kap. 7 als Entwicklungsgewässer ermittelt werden.

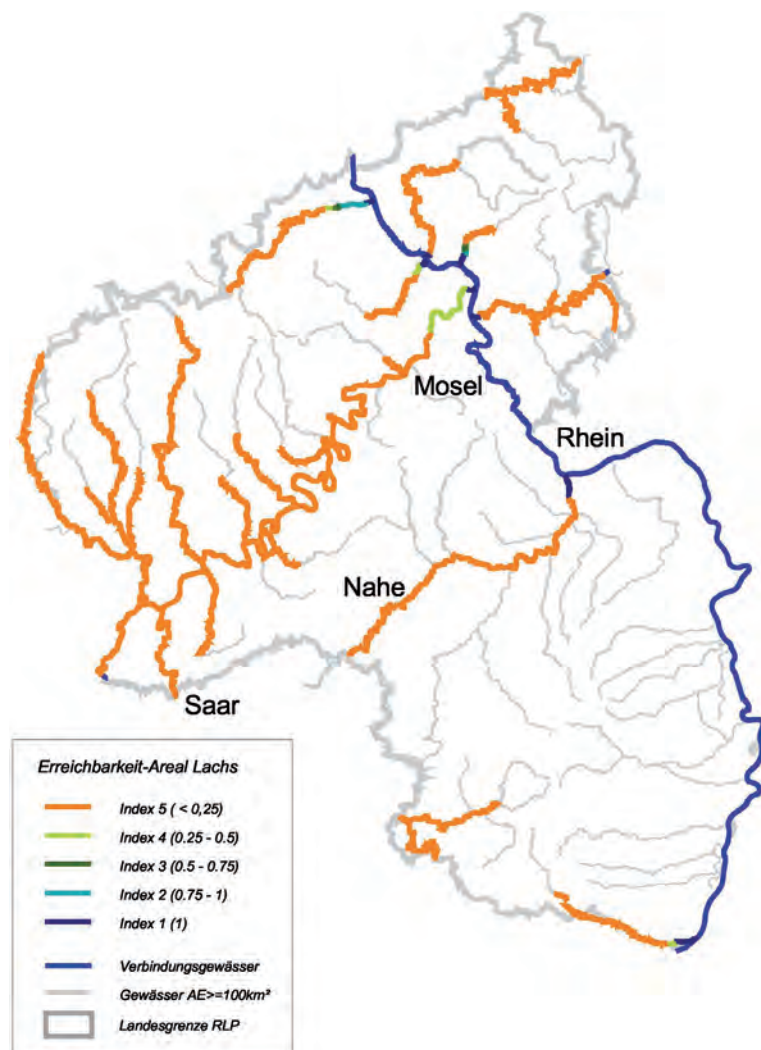


Abb. 5.10: Erreichbarkeitsindex-Areal für Lachse für potenzielle Lachsgewässer und die Wanderwege dorthin (Stand Mai 2006); Indexeinstufung gemäß Tab. 4.11.

Die mangelhafte flussaufwärts gerichtete Durchgängigkeit betrifft nicht nur die diadromen, sondern auch die potamodromen Arten, die vom Rhein in die Verbindungsgewässer oder Nebengewässer aufsteigen wollen.

5.4 Überlebensindex (lokal)

Fische können bei der Abwanderung geschädigt werden. Schädigungen finden insbesondere bei der Passage von Wasserkraftanlagen mit Turbinen oder bei anderen Entnahmen statt. An Querbauwerken treten Schädigungen auf, wenn sie sehr hoch sind und/oder im Unterwasser Störsteine oder geringe Wassertiefen vorhanden sind.

Potamodrome Arten werden häufig im Jungfischstadium verdriftet und wegen der sehr kleinen Körperlänge bei der Maschinenpassage weniger geschädigt als abwandernde diadrome Fische.

Abb. 5.11 und Abb. 5.12 zeigen die ermittelten Überlebensindizes (>2) für die Standorte in Aal- und Lachsgewässern. An den meisten dargestellten Standorten gibt es Entnahmen bzw. in Betrieb befindliche WKA. Schädigungen an Turbinen sind besonders gravierend für relativ große Arten wie den Blankaal. Der Überlebensindex ist für Lachssmolts am gleichen Standort kleiner.

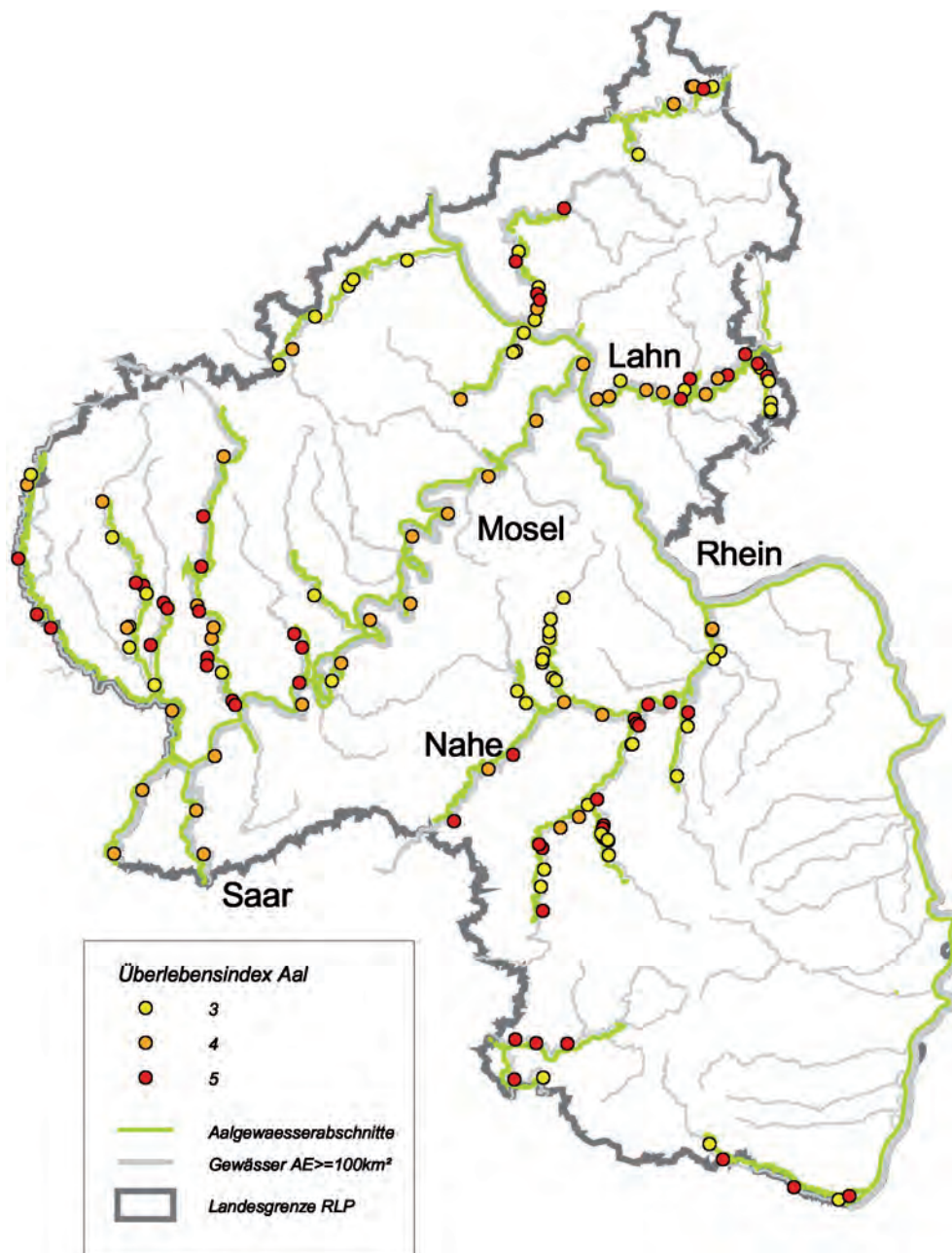


Abb. 5.11: Überlebensindex für den Aal. Alle Gewässer, in denen Standorte dargestellt sind, sind Aalareale (grüne Bänder). Zur besseren Lesbarkeit der Karte wurden die Indizes 1 und 2 ausgeblendet. (Stand Mai 2006); Indexeinstufung gemäß Tab. 4.14.

Kleinere Wasserkraftanlagen bewirken in der Regel größere Schädigungen als große Anlagen, die größere Dimensionen aufweisen (vgl. z.B. Kyll und Mosel).

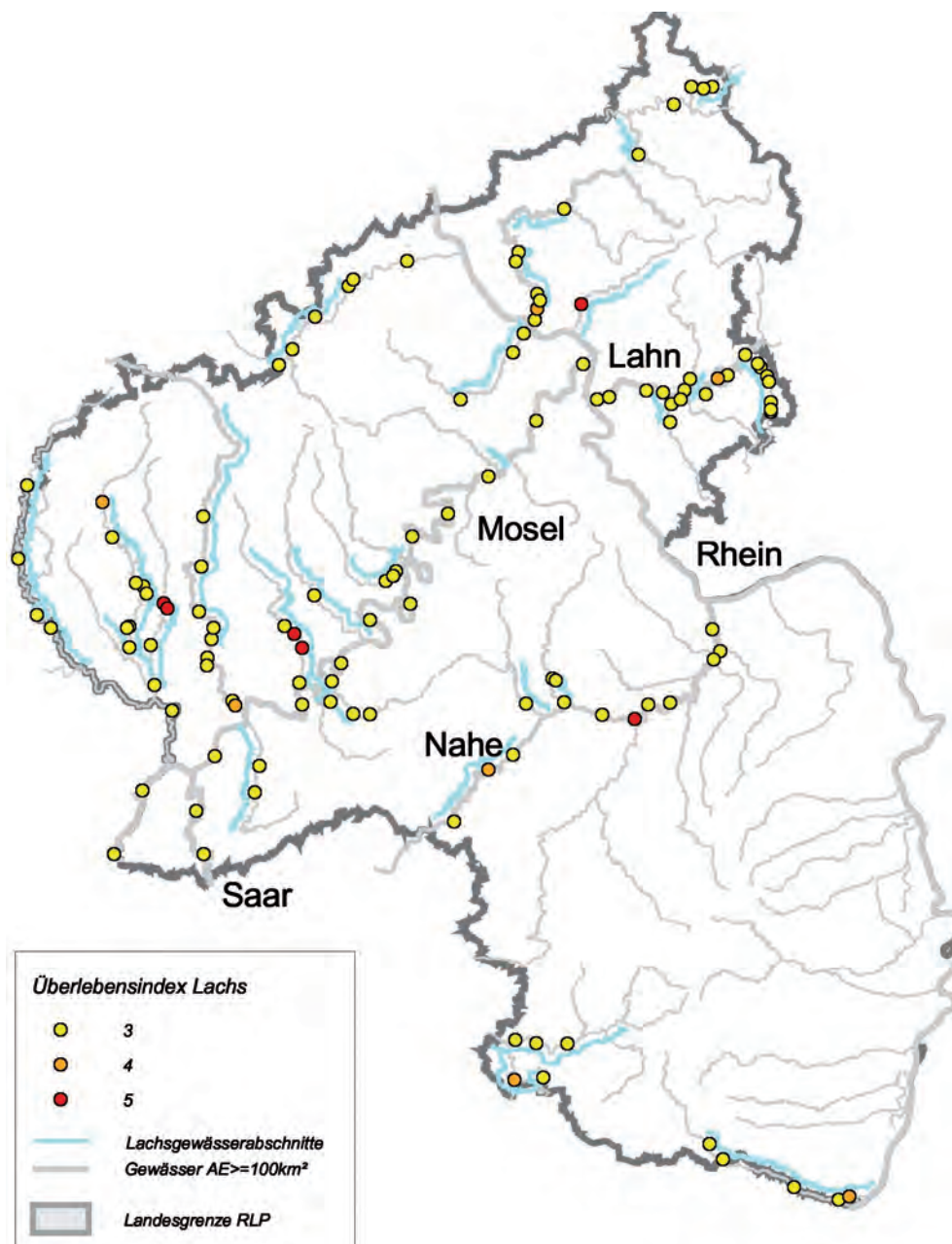


Abb. 5.12: Überlebensindex für den Lachs. Die Lachsareale mit sind türkis, die Verbindungswege zum Rhein grau dargestellt. Zur besseren Lesbarkeit der Karte wurden die Indizes 1 und 2 ausgeblendet. (Stand Mai 2006); Indexeinstufung gemäß Tab. 4.14.

5.5 Erreichbarkeitsindex-Rhein (diadrom)

Aale und Lachse wandern nach ihrer Aufwuchs- bzw. Jungfischphase zum Rhein, um ins Meer zu gelangen. Der Erreichbarkeitsindex-Rhein ist ein Maß dafür, welcher Anteil der aus einem bestimmten Areal absteigenden Fische den Rhein unbeschadet erreichen kann. Der Index wird aus den Überlebensraten von Aal und Lachs an jedem zu passierenden Standort berechnet.

Analog zur Ermittlung des Erreichbarkeitsindex-Areal wurde für die Sieg die abwärts Passierbarkeit der Querbauwerke in NRW berücksichtigt. Für den Schwarzbach, der über die Saar an den Rhein angebunden ist, wurde der Erreichbarkeitsindex-Rhein, der für die Saar 5 beträgt, übernommen.

5.5.1 Erreichbarkeitsindex-Rhein Aal

Abb. 5.13 zeigt den Erreichbarkeitsindex-Rhein für Aale. Aus den hellblau gekennzeichneten Strecken an Ahr, Nette und Mosel gelingt den Aalen demnach mit einer Wahrscheinlichkeit von über 50% der Abstieg in den Rhein.

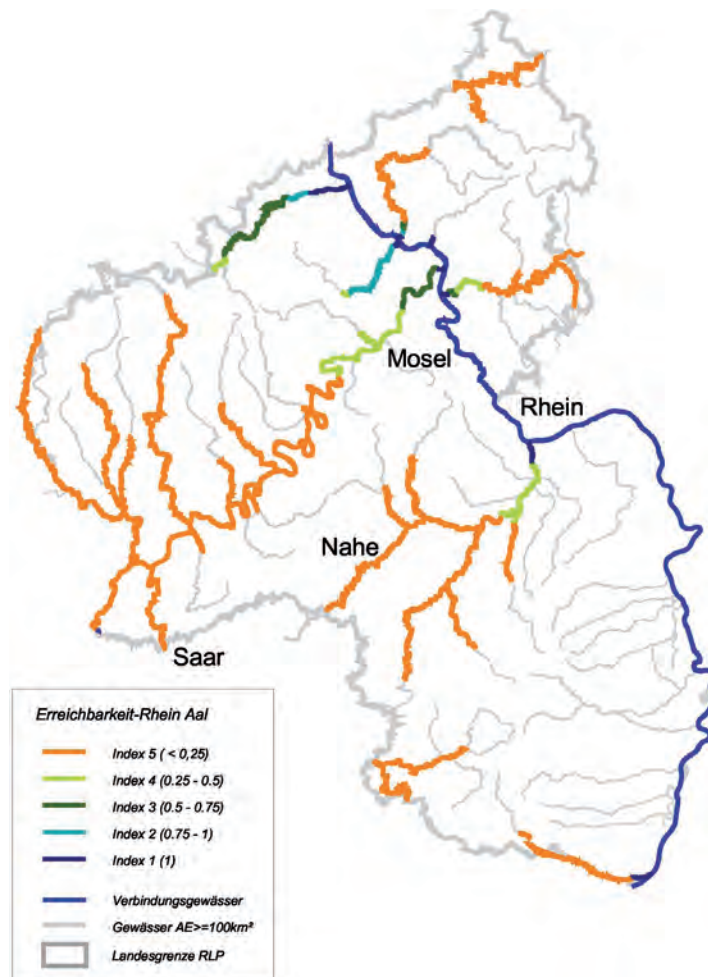


Abb. 5.13: Erreichbarkeitsindex-Rhein für Blankaale. Der Index ist nur für die potenziellen Areale des Aals dargestellt (Stand Mai 2006); Indexeinstufung gemäß Tab. 4.16.

5.5.2 Erreichbarkeitsindex-Rhein Lachs

Für die relativ kleinen Lachssmolts ist die Schädigung in Wasserkraftanlagen geringer und daher der Erreichbarkeitsindex-Rhein besser als für Blankaale. In Sieg, Ahr, Nette und Lauter beträgt sie praktisch im gesamten Areal mindestens 50% (Abb. 5.14).

Das Gleiche gilt für die Verbindungsgewässerabschnitte der unteren Mosel, unteren Lahn und unteren Nahe. Bei der Mosel wird jedoch nur das relativ kleine Areal in der Elz mit 50% an dem Rhein angebunden.

Der Vergleich mit Abb. 5.9 bzw. Abb. 5.10 macht deutlich, dass die flussaufwärts gerichtete Wanderung aktuell in stärkerem Maße beeinträchtigt ist als die flussabwärts gerichtete.

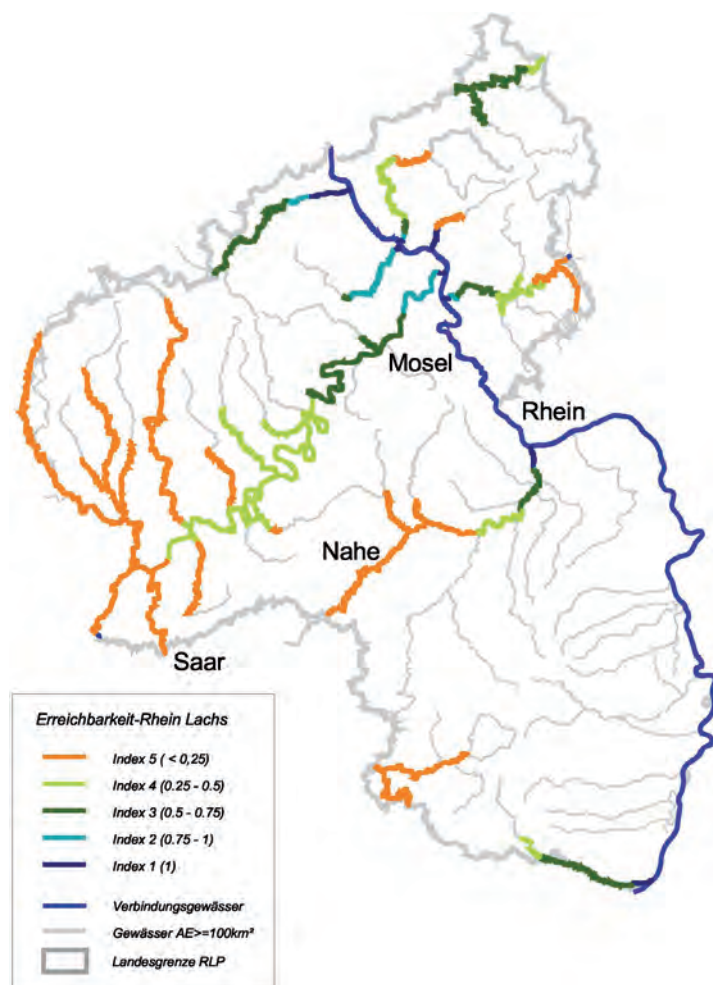


Abb. 5.14: Erreichbarkeitsindex-Rhein für Lachssmolts. Der Index ist für die gesamte Strecke bis zu den Arealen des Lachses dargestellt (Stand Mai 2006); Indexeinstufung gemäß Tab. 4.16.

5.6 Index für Durchgängigkeit von Totholz und Geschiebe (lokal)

Die Kreisdiagramme in Abb. 5.15 zeigen, dass ein Großteil der Querbauwerke für Totholz und Geschiebe kein Hindernis darstellen (Index=1). An etwa 20% der Standorte kann es nach dieser ersten Einschätzung zu einer Beeinträchtigung der Durchgängigkeit sowohl für Totholz als auch für Geschiebe kommen. Ursache sind in der Regel zu enge Durchlassbreiten.

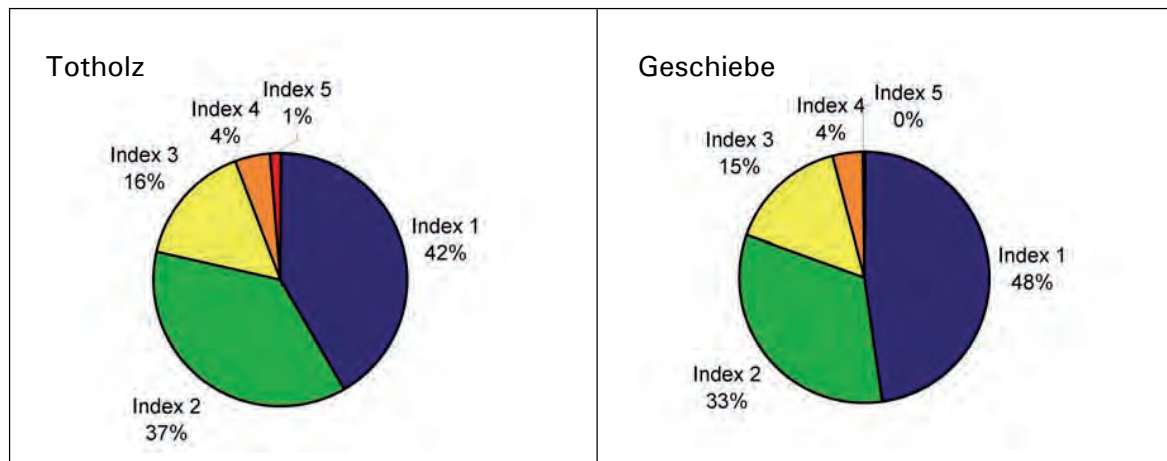


Abb. 5.15: Indexeinstufung der Standorte für Durchgängigkeit für Totholz (li.) und Geschiebe (re.) mit $AE \geq 100 \text{ km}^2$. (Stand Mai 2006); Indexeinstufung gemäß Tab. 4.17 und Tab. 4.18.

5.7 Aufwandsindex (lokal)

Ziel des Aufwandsindex ist es, eine neutrale Skala zu erhalten, die den relativen Aufwand für Maßnahmen zur Herstellung der Durchgängigkeit abbildet. Dabei wird unterschieden zwischen flussauf- und flussabwärts gerichteten Wanderungen. Letztere wurden nur für die diadromen Arten betrachtet.

5.7.1 Aufwandsindex-aufwärts

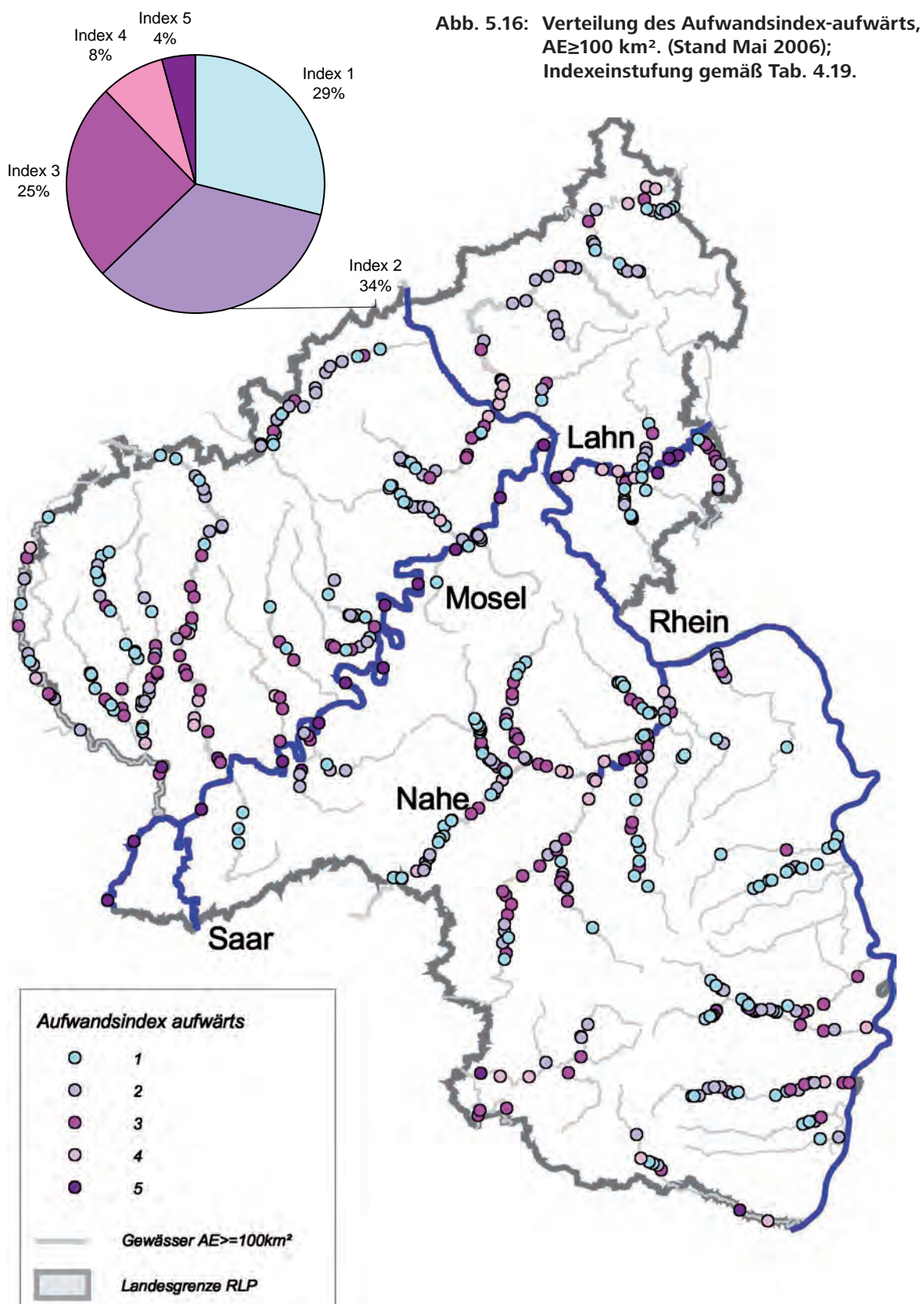
Der Aufwandsindex-aufwärts wurde nur für die Standorte ermittelt, die die Passierbarkeit des Gewässers besonders stark beeinträchtigen. Zur Ermittlung des Index wurden monetäre Größenklassen gebildet, die den Schwierigkeitsgrad und die Dimensionen eines Standortes widerspiegeln.

Abb. 5.16 zeigt, dass ca. 60% der Maßnahmen zur Gewährleistung der aufwärts gerichteten Durchgängigkeit im Bereich unter 100.000 Euro (netto, ohne Nebenkosten) liegen.

Der Index=5 und damit ein großer Aufwand tritt an 4% der Standort auf:

10 Staustufen an der Mosel, 4 Anlagen in der Lahn und 2 in der Nahe. Die übrigen 6 Standorte liegen an einzelnen Querbauwerken in Sauer, Schwarzbach, Kyll, Prüm, kleine Dhron, Lauter (GKZ=2372) und Wied (Abb. 5.17).

Für die Staustufen an der Mosel gibt es bereits Konzepte zur Durchgängigkeit. Die Kosten zur Bildung des Aufwandsindex wurden diesen entnommen.



Natürliche Felsabstürze und Verrohrungen

In der Ruwer befindet sich bei km 11,22 der „Felsabsturz an der Wagnermühle“. Dieser Absturz ist augenscheinlich natürlichen Ursprungs. Auf Grund seiner Absturzhöhe und Form stellt er für im Gewässer aufwärts wandernde Fischpopulationen eine natürliche Verbreitungsgrenze dar. Im „Gewässerprojekt Ruwer“ des Kreises Trier Saarburg, der Verbandsgemeinden Kell am See und Ruwer und der Stadt Trier, das u.a. die Herstellung der Durchwanderbarkeit der Ruwer und ausgewählter Nebengewässer von der Quelle bis zur Mündung zum Ziel hat, wurden keine Maßnahmen zur Herstellung der Durchgängigkeit am Felsabsturz vorgesehen. Daher wurde auch im Rahmen der vorliegenden Studie kein Vorschlag für den Bau einer FAA erarbeitet.

Die Passierbarkeit aufwärts wurde für längere Verrohrungen zwar mit gravierend eingeschränkt eingeschätzt, es wurden hier aber keine Maßnahmenvorschläge erarbeitet und somit keine Aufwandsindizes bestimmt.

5.7.2 Aufwandsindex-abwärts

Die Kosten für wirksame mechanische Fischschutzmaßnahmen und Fischabstiegsanlagen wurden für 158 Standorte abgeschätzt, an denen entweder Wasserkraftanlagen in Betrieb oder andere Wasserentnahmen vorhanden sind.

Abb. 5.18 zeigt, dass bei ca. 70% der Standorte mit einer Investition von weniger als 200.000 Euro (netto, ohne Nebenkosten) zu rechnen ist, während für wenige Standorte große Summen bereitgestellt werden müssten.

Abb. 5.19 ist zu entnehmen, dass sich erwartungsgemäß ein hoher Aufwand insbesondere an den größeren Flüssen ergibt. An den Wehren an der Mosel ist mit einem enormen Aufwand zu rechnen. An den kleineren Gewässern und in den Oberläufen ist der Aufwandsindex in der Regel geringer, dafür ist die Zahl der Querbauwerke hier wesentlich größer.

Die Ausweisung der Indizes stellt keine Vorwegnahme von Entscheidungen über die Realisierung bzw. die Realisierbarkeit der Maßnahmen dar. Angesichts der hohen Kosten bei großen Wasserkraftanlagen sind ggf. Alternativen zu suchen bzw. gesonderte Strategien zu entwickeln.

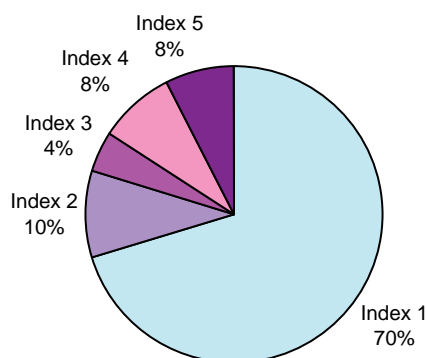


Abb. 5.18: Verteilung des Aufwandsindex-abwärts für alle Standorte mit Wasserkraftnutzung/ Wasserentnahme und $AE \geq 100 \text{ km}^2$ (Stand Mai 2006); Indizeinstufung gemäß Tab. 4.20.

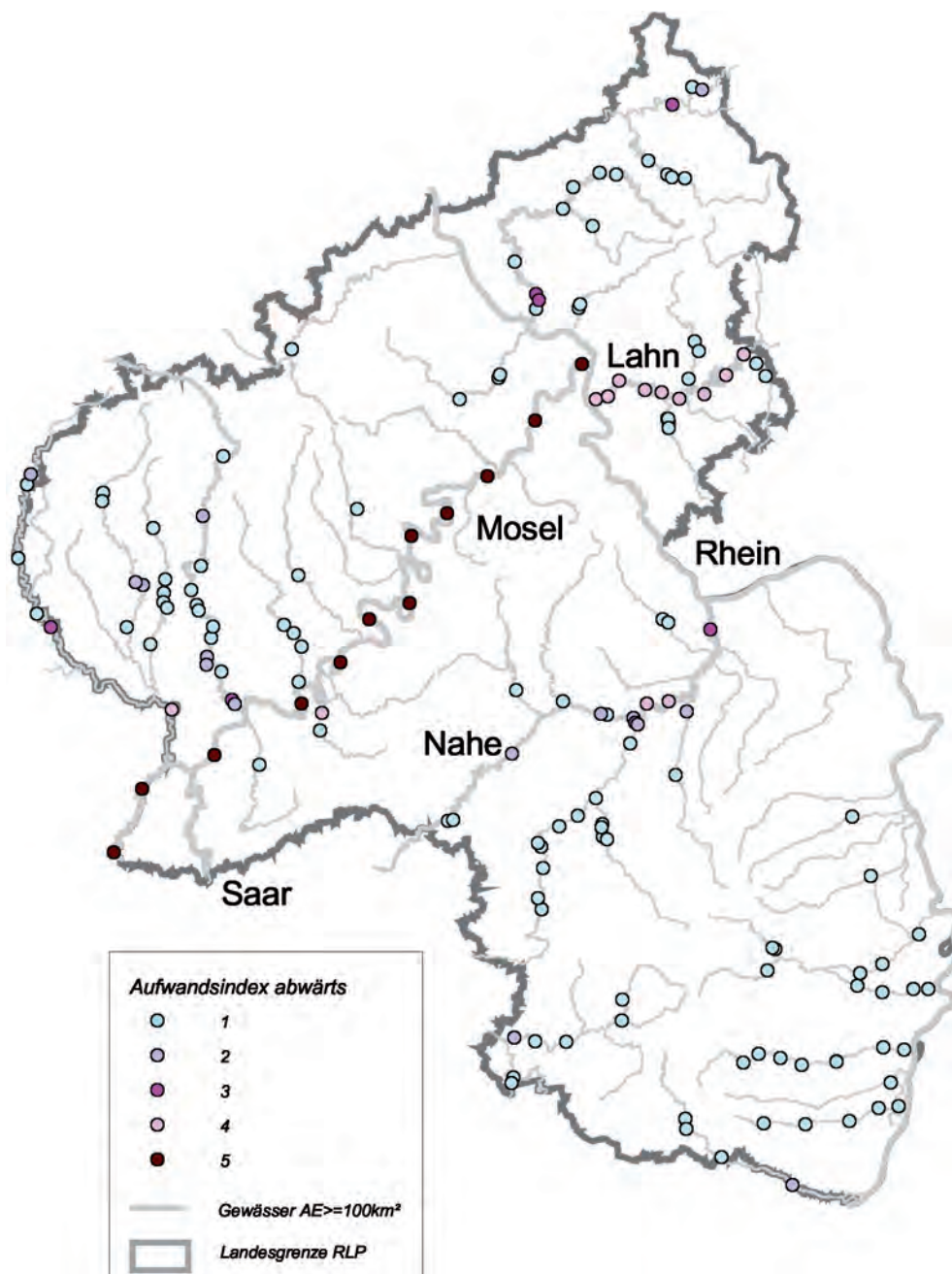


Abb. 5.19: Aufwandsindex-abwärts für Standorte mit Entnahme bzw. genutzter Wasserkraftanlage und AE ≥ 100 km² (Stand Mai 2006); Indexeinstufung gemäß Tab. 4.20.

5.8 Index Lebensraumveränderung (Gewässersystem, Gewässer)

5.8.1 Lebensraumveränderung Gewässersystem

In Tab. 5.6 ist für alle untersuchten Gewässersysteme und für jede Fischregion bis zu einer Einzugsgebietsgröße von 100 km² die jeweilige Länge und die relative Lebensraumveränderung aufgeführt.

Insbesondere in den Barbenregionen sind große Veränderungen zu verzeichnen. Diese befindet sich in den größeren Gewässern Mosel, Nahe, Lahn und in den Unterläufen ihrer Zuflüsse.

Die Lebensraumveränderung der Äschenregionen ist immer kleiner als 25% und kann somit als geringfügig angesehen werden.

Die für die Studie vorgegebene Einschränkung des Untersuchungsumfangs auf Standorte mit AE(Standort) \geq 100 km² führte dazu, dass in der Regel die Forellenregionen eines Gewässersystems nicht komplett bezüglich der Lebensraumveränderung untersucht und erfasst wurden. Sie sind wie die unbestimmten Regionen (siehe die beiden Spalten rechts in Tab. 5.6) nur der Vollständigkeit halber aufgeführt. Die Einstufung des Index Lebensraumveränderung wurde daher nur für die Barben- und Äschenregion durchgeführt Tab. 5.7, da nur diese innerhalb der 100 km² Grenze für die Einzugsgebiete vollständig enthalten sind.

Tab. 5.6: Länge der Fischregion L und relative Lebensraumveränderung r_{LV} für die jeweilige Fischregion summarisch für das jeweilige Gewässersystem (unter Berücksichtigung der Nebengewässer) (Stand Mai 2006)

Gewässersystem mit AE \geq 100 km ²	GKZ	Barbenregion		Äschenregion		Forellenregion*		Region unbestimmt	
		Länge L [km]	r_{LV} [%]	Länge L [km]	r_{LV} [%]	Länge L [km]	r_{LV} [%]	Länge L [km]	r_{LV} [%]
Lauter	2372	0	0	49,8	5	18,1	2	0	0
Speyerbach	2378	0	0	0	0	16,3	2	35,0	7
Pfrimm	2392	0	0	0	0	12,7	34	15,8	16
Michelsbach	23754	0	0	0	0	0	0	31,7	0
Queich	23772	0	0	0	0	11,3	18	27,2	23
Rehbach	23798	0	0	0	0	29,0	4	0	0
Eckbach	23916	0	0	0	0	3,0	0	8,3	0
Altbach	23918	0	0	0	0	23,4	3	0	0
Selz	252	0	0	0	0	10,7	1	33,4	0
Nahe	254	89,3	34	169,0	20	103,9	7	0	0
Lahn	258	64,5	93	24,5	21	35,5	17	0	0
Mosel	26	332,2	80	312,8	14	236,0	9	0	0
Schwarzbach	26426	2,5	0	56,2	21	31,4	10	0	0
Sieg	272	31,1	18	40,5	12	29,5	22	0	0

Gewässersystem mit AE \geq 100 km ²	GKZ	Barbenregion		Äschenregion		Forellenregion*		Region unbestimmt	
		Länge L [km]	r _{LV} [%]	Länge L [km]	r _{LV} [%]	Länge L [km]	r _{LV} [%]	Länge L [km]	r _{LV} [%]
Saynbach	2712	0	0	2,5	4	18,5	6	0	0
Nette	2714	0	0	33,3	14	7,8	19	0	0
Wied	2716	4,7	16	53,6	18	41,7	15	0	0
Ahr	2718	34,0	16	34,2	11	3,4	9	0	0
Summe [km]		558,3		776,4		648,9		151,6	

*Forellenregionen werden nur bis zur Einzugsgebietsgrenze AE=100km² berücksichtigt

Tab. 5.7: Index Lebensraumveränderung für Gewässersysteme (unter Berücksichtigung der Nebengewässer) in Rheinland-Pfalz (Stand Mai 2006); Indexeinstufung gemäß Tab. 4.3.

Gewässersystem AE \geq 100km ²	Index Lebensraumveränderung	
	Barbenregion	Äschenregion
Lauter		2
Nahe	3	2
Lahn	5	2
Mosel	4	2
Schwarzbach	1	2
Sieg	2	2
Saynbach		2
Nette		2
Wied	2	2
Ahr	2	2

5.8.2 Lebensraumveränderung Gewässer

Betrachtet man die summarische Lebensraumveränderung einzelner Gewässer (Tab. 5.8), zeigen sich wieder die großen Verluste durch den praktisch kompletten Aufstau von Mosel, Saar und Lahn.

Lebensraumveränderungen >25% ergeben sich auch an Klingbach, Nahe, Glan, Guldenbach und Heller. Sie werden durch viele kleinere Stau- und Ausleitungsstrecken verursacht (vgl. Kap. 5.1).

Tab. 5.8: Lebensraumveränderung der Gewässer; Gewässerlänge und Lebensraumveränderung sind berücksichtigt für $AE \geq 100 \text{ km}^2$. $\sum LV$ = Summe Lebensraumveränderung des Gewässers, $r_{LV,G}$ = relative Lebensraumveränderung des Gewässers (Stand Mai 2006); Indexeinstufung gemäß Tab. 4.3.

Gewässer	GKZ	Länge Gewässer [km]	$\sum LV$ [km]	$r_{LV,G}$	Index
Lauter	2372	67,9	2,85	0,04	2
Michelsbach	23754	11,7	0,00	0,00	1
Erlenbach	237542	5,2	0,68	0,13	2
Klingbach	237546	14,8	4,18	0,28	3
Queich	23772	38,5	8,37	0,22	2
Speyerbach	2378	73,4	2,79	0,04	2
Hochspeyerbach	23784	7,7	0,12	0,02	2
Rehbach	23798	6,6	0,38	0,06	2
Isenach	239148	10,7	0,30	0,03	2
Floßbach	2391488	8,1	1,70	0,21	2
Eckbach	23916	19,6	0,00	0,00	1
Altbach	23918	23,4	0,69	0,03	2
Pfrimm	2392	44,3	6,75	0,15	2
Selz	252	44,1	0,06	0,00	1
Saynbach	2712	21	1,26	0,06	2
Nette	2714	41,1	6,21	0,15	2
Wied	2716	82,4	14,55	0,18	2
Holzbach	27162	17,6	2,51	0,14	2
Ahr	2718	73,4	9,62	0,13	2
Trierbach	27184	3,4	0,29	0,09	2
Nahe	254	111,7	30,41	0,27	3
Hahnenbach	2542	19,1	3,03	0,16	2
Kyrbach	25424	3,1	0,22	0,07	2
Simmerbach	2544	37,3	6,57	0,18	2
Glan	2546	73,7	20,52	0,28	3
Lauter	25466	39,4	3,82	0,10	2
Alsenz	2548	37,5	3,34	0,09	2
Appelbach	25494	14,3	0,28	0,02	2
Wiesbach	25498	20	0,29	0,01	2
Ellerbach	25492	3	0,28	0,09	2
Guldenbach	25496	14,7	3,77	0,26	3
Lahn	258	64,5	59,81	0,93	5
Aar	2588	23,4	4,46	0,19	2
Dörsbach	25892	6,8	0,09	0,01	2
Gelbach	25894	21,7	2,68	0,12	2

Gewässer	GKZ	Länge Gewässer [km]	$\sum LV$ [km]	$r_{LV,G}$	Index
Mühlbach	25896	32,1	3,92	0,12	2
Sieg	272	54,8	5,48	0,10	2
Heller	2722	12,8	6,71	0,52	4
Nister	2724	40,8	7,49	0,18	2
Mosel	26	230	230	1,00	5
Sauer	262	43	5,36	0,12	2
Our	2626	86,6	14,3	0,17	2
Irsen	26268	5,5	0	0,00	1
Prüm	2628	72,5	9,76	0,13	2
Enz	26286	16	0,61	0,04	2
Nims	26288	42,5	5,41	0,13	2
Saar	264	33	26,06	0,80	4
Schwarzbach	26426	33	7,18	0,22	2
Moosalbe	264262	14,5	1,6	0,11	2
Rodalb	264264	4,6	0,15	0,03	2
Wallhalbe	264266	2,9	0,3	0,10	2
Hornbach	264268	32,8	4,93	0,15	2
Schwalb	2642686	4,6	0,68	0,15	2
Ruwer	2656	31,3	5,98	0,19	2
Dhron	2676	16,5	2,83	0,17	2
Kl. Dhron	26768	11,1	1,66	0,15	2
Kyll	266	112,5	13,52	0,12	2
Salm	2674	28,7	3,38	0,12	2
Lieser	2678	50,5	4,16	0,08	2
Alf	268	21,6	2,46	0,11	2
Ueßbach	2684	27	2,26	0,08	2
Flaumbach	2694	10	0,01	0,00	1
Baybach	2698	4	0,68	0,17	2
Elzbach	2696	37	3,89	0,11	2

5.9 Diadromer Arealnutzungsindex (Gewässer)

Der diadrome Arealnutzungsindex ist ein Maß für den Anteil der gesamten (artspezifischen) Arealfläche eines Gewässers, die aufgrund der aktuell eingeschränkten Erreichbarkeit von diadromen Arten besiedelt werden kann.

Im theoretischen Fall von selbst reproduzierenden Lachspopulationen (bzw. Aalpopulation) und bei Abwesenheit sämtlicher Wanderhindernissen wäre die Zahl der flussauf- und flussabwärts wandernden Fische im langjährigen Mittel stabil:

- Eine bestimmte Zahl adulter Fische wandert in das jeweilige Teilareal auf. Die Zahl hängt von der „Aufnahmefähigkeit“ des Areals ab.
- Eine bestimmte Zahl von Lachssmolts wandert nach der Aufwuchsphase aus dem Teilareal ab. Die Zahl der abwandernden Smolts hängt – bei ausreichender Aufwanderung adulter Tiere – von der „Aufwuchskapazität“ des Areals, letztlich also von dessen Fläche ab.

Gäbe es keine Wanderhindernisse beim Auf- und Abstieg, würde also vom Rhein aus in jedes Teilareal eine bestimmte Anzahl Lachse aufwandern. Es kann vereinfachend angenommen werden, dass die Arealfläche ein Maß für die Zahl der laichenden Lachse und proportional zur Zahl der aufwachsenden Jungfische ist.

5.9.1 Arealnutzungsindex Aal

Vom Rhein aus aufsteigende Aale können heute potenzielle Areale in 9 von 33 Aalgewässern erreichen (Tab. 5.9). Die größten Arealflächen befinden sich außer im Rhein in Nahe, Lahn, Ahr und Mosel. Sie sind jedoch aufgrund der eingeschränkten Erreichbarkeit nur in geringem Maße nutzbar. Die nutzbare Arealfläche des Saynbachs ist trotz sehr guter Erreichbarkeit und damit hoher Nutzungsrate vergleichsweise gering.

In Abb. 5.20 ist für die potenziellen Aalgewässer (außer Rhein) das gesamte und das aktuell nutzbare Areal dargestellt.

Von der insgesamt in Rheinland-Pfalz zur Verfügung stehenden potenziellen Arealfläche in den Rheinzufüssen von etwa 33,7 km² können heute vom Rhein aus aufsteigende Aale nur einen Anteil von etwa 0,9 km² oder 2,7% erreichen. Der Rhein ist das größte Aalgewässer in Rheinland-Pfalz und das einzige, das komplett zugänglich und durchgängig ist.

Tab. 5.9: Arealflächen, Arealnutzungsrate und Arealnutzungsindizes nur für Gewässer, die über nutzbare Arealflächen für die vom Rhein aus aufsteigenden Aale verfügen (Stand Mai 2006); Indexeinstufung gemäß Tab. 4.25.

Name	GKZ	Arealfläche [km ²]	nutzbare Arealfläche [km ²]	Arealnutzungsrate [%]	Arealnutzungsindex
Flaumbach	2694	0,0034	0,0001	0,02	5
Saynbach	2712	0,0164	0,0159	0,97	1
Lauter	2372	0,7056	0,0195	0,03	5
Lahn	258	2,1232	0,0277	0,01	5
Wied	2716	0,9168	0,0362	0,04	5
Nette	2714	0,3169	0,0421	0,13	5
Nahe	254	4,3394	0,2002	0,05	5
Ahr	2718	1,6341	0,2816	0,17	5
Mosel	26	11,7772	0,3267	0,03	5
Summe			0,9		
Rhein	2	88	88	1	1
Summe			88,9		

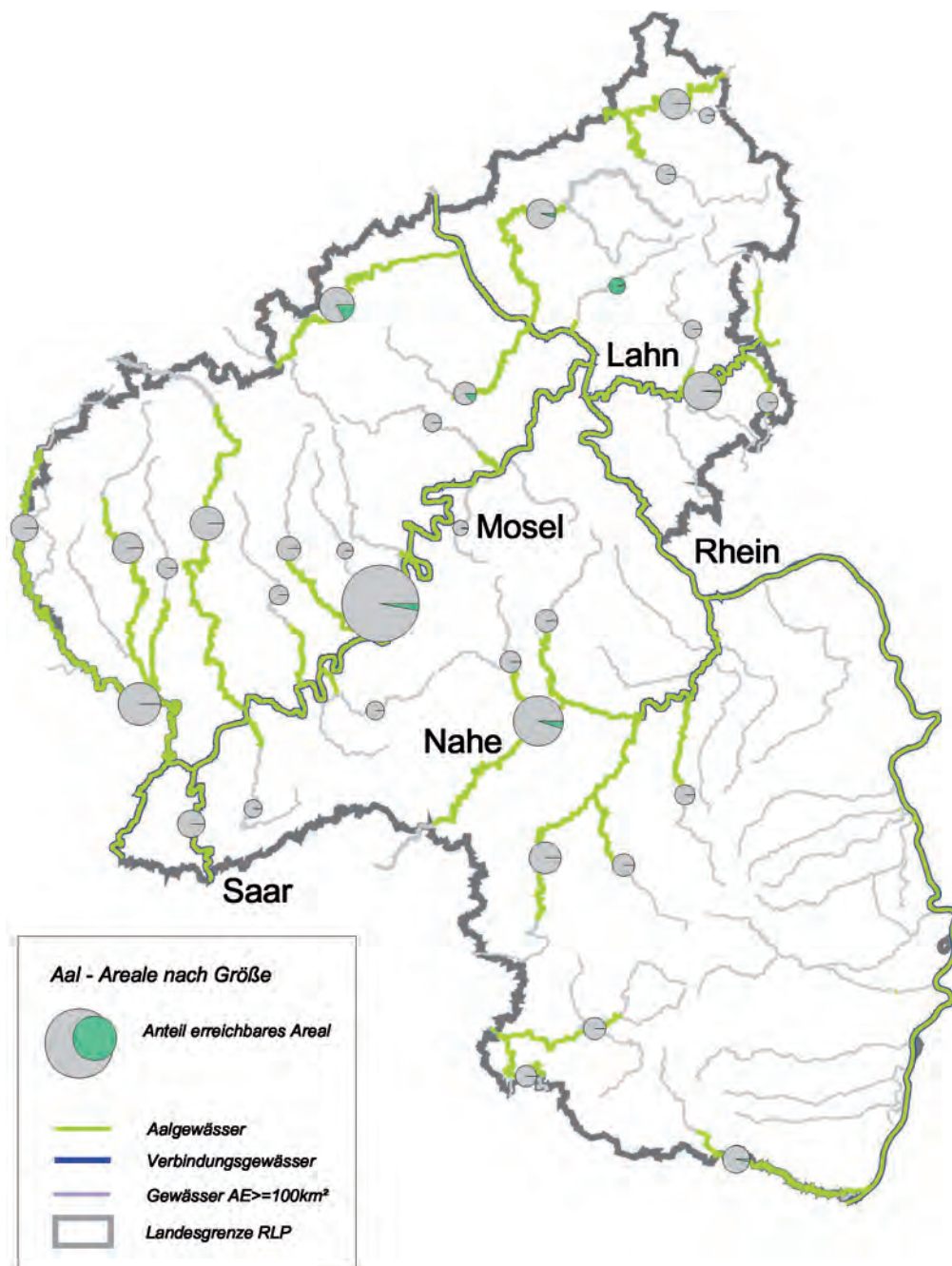


Abb. 5.20: Nutzung der Aalareale in Rheinland-Pfalz für Einzugsgebiete mit $AE \geq 100 \text{ km}^2$ (Stand Mai 2006). Der Rhein ist komplett zugänglich.

5.9.2 Arealnutzungsindex Lachs

Vom Rhein aus aufsteigende Lachse können heute in 9 der 27 Lachsgewässern ihre Areale erreichen (Tab. 5.10).

Die größten Arealflächen befinden sich in Wied, Lauter und Ahr. Diese sind aber aktuell aufgrund der eingeschränkten Erreichbarkeit nicht vollständig nutzbar.

In Abb. 5.21 ist für jedes potenzielle Lachsgewässer das gesamte und das aktuell erreichbare und damit nutzbare Areal dargestellt.

Von der insgesamt in den Lachsgewässerabschnitten in Rheinland-Pfalz zur Verfügung stehenden Arealflächen von etwa 12 km² kann heute nur ein Anteil von 1,3%, d.h. etwa 0,18 km², vom Rhein aus erreicht werden.

Betrachtung zur Ahr

Aufgrund der rheinland-pfälzischen Methode zur Bestimmung der Fischregionen liegt das Lachsareal der Ahr relativ weit im Oberlauf. Die bisherigen Umbaumaßnahmen an den Querbauwerken der Ahr wurden von der Mündung aus aufwärts durchgeführt. Daher ist die Erreichbarkeit des Oberlaufs noch nicht vollständig gegeben. Eine kritische Betrachtung der RLP-Fischregionen zeigt, dass sich potenzielles Lachsareal auch im Mittellauf der Ahr befinden könnte. Würde diese Arealfläche in die Berechnung einbezogen, wäre die Arealnutzungsrate erheblich größer als die berechneten Werte aus Tab. 5.10.

Tab. 5.10: Arealflächen, Arealnutzungsraten und Arealnutzungsindizes für Gewässer, die über nutzbare Arealflächen für die vom Rhein aus aufsteigenden Lachse verfügen (Stand Mai 2006); Indexeinstufung gemäß Tab. 4.25.

Name	GKZ	Arealfläche [km ²]	nutzbare Arealfläche [km ²]	Arealnutzungsrate [%]	Arealnutzungsindex
Elzbach	2696	0,1498	0,0047	0,03	5
Saynbach	2712	0,1947	0,0737	0,38	4
Alf	268	0,2418	0,0001	0,00	5
Nister	2724	0,2794	0,0049	0,02	5
Sieg	272	0,3631	0,0002	0,00	5
Nette	2714	0,4914	0,0642	0,13	5
Ahr*	2718	0,6660	0,0048	0,01	5
Lauter	2372	0,7520	0,0260	0,04	5
Wied	2716	1,5879	0,0016	0,00	5
Summe			0,18		

* Beachte obige Betrachtung

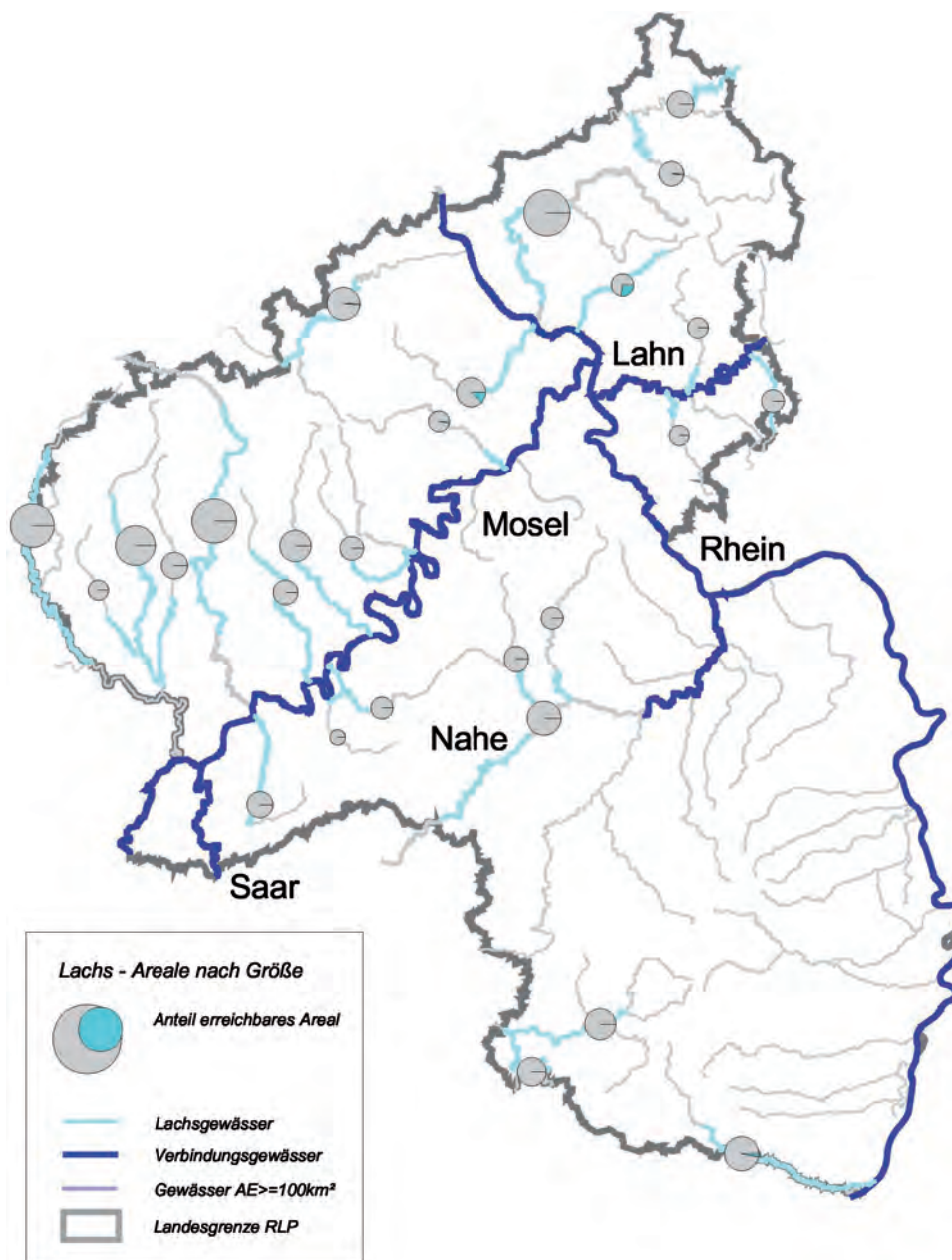


Abb. 5.21: Nutzung der Lachsareale in Rheinland-Pfalz für Einzugsgebiete mit $AE \geq 100 \text{ km}^2$ (Stand Mai 2006).

5.10 Diadromer Gesamtüberlebensindex (Gewässer)

Nur ein bestimmter Anteil der Aale und Lachse, die aus einem Gewässer zum Rhein wandern, können diesen wegen der Schädigung an Wasserkraftanlagen lebend erreichen. Wären alle Areale eines Gewässers durch Teilpopulationen ausgenutzt, sei es durch aufgewanderte Fische oder durch Besatz, so kann mit der diadromen Gesamtüberlebensrate abgeschätzt werden, wie viele dieser Fische beim Abstieg den Rhein ungeschädigt erreichen.

5.10.1 Gesamtüberlebensindex-Aal

In Tab. 5.11 sind die Gesamtüberlebensraten und –indizes für die Aalareale zusammengestellt. Es sind nur die 27 der insgesamt 33 Gewässer aufgeführt, die heute über eine ausgenutzte Arealfläche verfügen, d.h. aus denen Aale den Rhein lebend erreichen können (Stand Mai 2006).

Die größten ausnutzbaren Arealflächen befinden sich in Mosel, Ahr, Nette, Nahe und Lahn. Der Gesamtüberlebensindex-Aal zeigt, dass an Ahr und Nette die Flächen zwar mit einem hohen Prozentsatz ausgenutzt werden könnten, die absolute Größe dieser Fläche ist jedoch für die Nette gering. Gleiches gilt auch für Elzbach und Saynbach, die ebenfalls gute Indizes aufweisen.

Tab. 5.11: Gesamtüberlebensrate und –index für den Abstieg von Aalen zum Rhein aus Gewässern mit Aalarealen (Stand Mai 2006); Indizeinstufung gemäß Tab. 4.25.

Name	GKZ	Arealfläche [km ²]	ausgenutzte Arealfläche [km ²]	Gesamtüberlebensrate [%]	Index
Flaumbach	2694	0,0034	0,0009	0,28	4
Heller	2722	0,0042	0,0001	0,02	5
Saynbach	2712	0,0164	0,0164	1,00	1
Alf	268	0,0198	0,0023	0,12	5
Ruwer	2656	0,0647	0,0013	0,02	5
Gelbach	25894	0,0701	0,0022	0,03	5
Elzbach	2696	0,0749	0,0309	0,41	3
Dhron	2676	0,0808	0,0025	0,03	5
Salm	2674	0,1223	0,0013	0,01	5
Nister	2724	0,1397	0,0032	0,02	5
Alsenz	2548	0,1618	0,0060	0,04	5
Nims	26288	0,1742	0,0005	0,00	5
Hahnenbach	2542	0,2034	0,0002	0,00	5
Simmerbach	2544	0,3097	0,0003	0,00	5
Nette	2714	0,3169	0,2795	0,88	2
Lieser	2678	0,4122	0,0198	0,05	5
Our	2626	0,6986	0,0014	0,00	5
Lauter	2372	0,7056	0,0332	0,05	5
Saar	264	0,7136	0,0078	0,01	5
Wied	2716	0,9168	0,1091	0,12	5
Sieg	272	1,0323	0,0196	0,02	5

Name	GKZ	Arealfläche [km ²]	ausgenutzte Arealfläche [km ²]	Gesamtüberlebensrate [%]	Index
Prüm	2628	1,0742	0,0021	0,00	5
Ahr	2718	1,6341	1,2256	0,75	2
Lahn	258	2,1232	0,2888	0,14	5
Sauer	262	2,8765	0,0259	0,01	5
Nahe	254	4,3394	0,5511	0,13	5
Mosel	26	11,7772	1,8726	0,16	5
Summe			4,5046		
Rhein	2	88	88	1	1

Bei einer gesamten Arealfläche für Aale von 33,7 km² (nur Rheinzufüsse, ohne Rhein), können aktuell aus etwa 4,5 km² Aale den Rhein lebend erreichen. Das ergibt gemittelt über die Rheinzufüsse eine Gesamtüberlebensrate-Aal von etwa 13%.

Während beim Aufstieg nur etwa 2,3% der Aale die potenziellen Areale der Zufüsse erreichen können, erreichen beim Abstieg immerhin alle Aale, die aus 13% der verfügbaren Arealfläche absteigen, lebend den Rhein.

5.10.2 Gesamtüberlebensindex-Lachs

Tab. 5.12 zeigt, dass aus fast allen Lachsarealen in Rheinland-Pfalz Lachse den Rhein lebend erreichen können.

Die besten Indizes haben erwartungsgemäß die Gewässer wie Ahr, Nette, Saynbach und Lauter, die direkt in den Rhein münden, und solche, die rheinnah in die Verbindungsgewässer münden, z.B. Elzbach. In der Sieg gibt es zwischen der Mündung in den Rhein und der Einmündung der Nister 2 WKA mit einer Überlebensrate für den Lachs von 85% und 89%, sodass auch hier ein mittlerer Index ermittelt wurde.

An der Wied können Lachssmolts den Rhein zwar aus einer vergleichsweise großen Arealfläche erreichen, das Gesamtareal ist damit aber nur zu 30% ausgenutzt. Dies wird durch mehrere WKA verursacht, die sich im Unterlauf befinden.

In der Kyll, die die zweitgrößte Arealfläche besitzt, stellen zahlreiche WKA in der Barbenregion Hindernisse für den Abstieg dar, sodass die Gesamtüberlebensrate deutlich unter der von Our und Prüm liegt.

Für Our und Prüm, die mit Arealflächen >1km² zu den großen potenziellen Lachsgewässern gehören, ist die Erreichbarkeit des Rheins im Wesentlichen durch die Wasserkraftanlagen in der Mosel begrenzt.

Während beim Aufstieg nur etwa 1,3% der gesamten in RLP verfügbaren Arealfläche von ca. 12 km² für Lachse erreichbar ist, könnten aus ca. 27% dieser Arealfläche Lachsen nach der Jungfischphase als Smolts den Rhein erreichen.

Für Hornbach und Schwarzbach kann keine Aussage zum Gesamtüberlebensindex getroffen werden, da mögliche Wasserkraftstandorte in Blies und Saar (Saarland) in der Studie nicht untersucht wurden. Da von dort abwandernde Smolts auch die Mosel passieren müssen, wird die Gesamtüberlebensrate gegen Null tendieren.

Tab. 5.12: Gesamtüberlebensrate und -index für den Abstieg von Lachsen zum Rhein für Gewässer mit potenziellen Lachsarealen (Stand Mai 2006); Indexeinstufung gemäß Tab. 4.25.

Name	GKZ	Arealfläche [km ²]	ausgenutzte Arealfläche [km ²]	Gesamtüberlebensrate [%]	Index
Kleine Dhron	26768	0,0258	0,0072	0,28	4
Mühlbach	25896	0,1206	0,0449	0,37	4
Enz	26286	0,1255	0,0230	0,18	5
Gelbach	25894	0,1402	0,0506	0,36	4
Elzbach	2696	0,1498	0,1084	0,72	3
Simmerbach	2544	0,1845	0,0181	0,10	5
Dhron	2676	0,1859	0,0521	0,28	4
Saynbach	2712	0,1947	0,1003	0,52	3
Aar	2588	0,2069	0,0306	0,15	5
Alf	268	0,2418	0,0972	0,40	4
Hahnenbach	2542	0,2643	0,0304	0,12	5
Nister	2724	0,2794	0,2057	0,74	3
Salm	2674	0,2799	0,0412	0,15	5
Ruwer	2656	0,3341	0,0698	0,21	5
Nims	26288	0,3483	0,0516	0,15	5
Sieg	272	0,3631	0,2023	0,56	3
Nette	2714	0,4914	0,4349	0,89	2
Lieser	2678	0,5917	0,2000	0,34	4
Ahr	2718	0,6660	0,4496	0,68	3
Nahe	254	0,7421	0,0742	0,10	5
Lauter	2372	0,7520	0,4136	0,55	5
Prüm	2628	1,1079	0,1518	0,14	5
Our	2626	1,3972	0,1705	0,12	5
Kyll	266	1,4613	0,0628	0,04	5
Wied	2716	1,5879	0,4748	0,30	4
Summe			3,5652		

Die Ergebnisse der Gesamtüberlebensraten machen deutlich, dass die diadromen Arten Lachs und Aal durch die heute begrenzten Möglichkeiten beim Fischeaufstieg massiv daran gehindert werden, ihre potenziellen Arealen Rheinland-Pfalz zu erreichen. Der Fischabstieg ist für diadrome Arten mit wesentlich höheren Raten möglich, jedoch in vielen Gewässern nicht ausreichend für den Aufbau selbst reproduzierender Populationen.

5.11 BÄNS- und GGS-Index

Die Auswertung des BÄNS-Index für Rheinland-Pfalz (Abb. 5.22) zeigt, dass nur wenige Gewässer im nördlichen Landesteil mit gut (Index=2) bewertet wurden. Die Ursache ist, dass in der Vergleichsmatrix u.a. bewertet wird, ob in einem Gewässer die Fließgewässerzonen Forellen-, Äschen- und Barbenregion und gute morphologische Bedingungen gegeben sind.

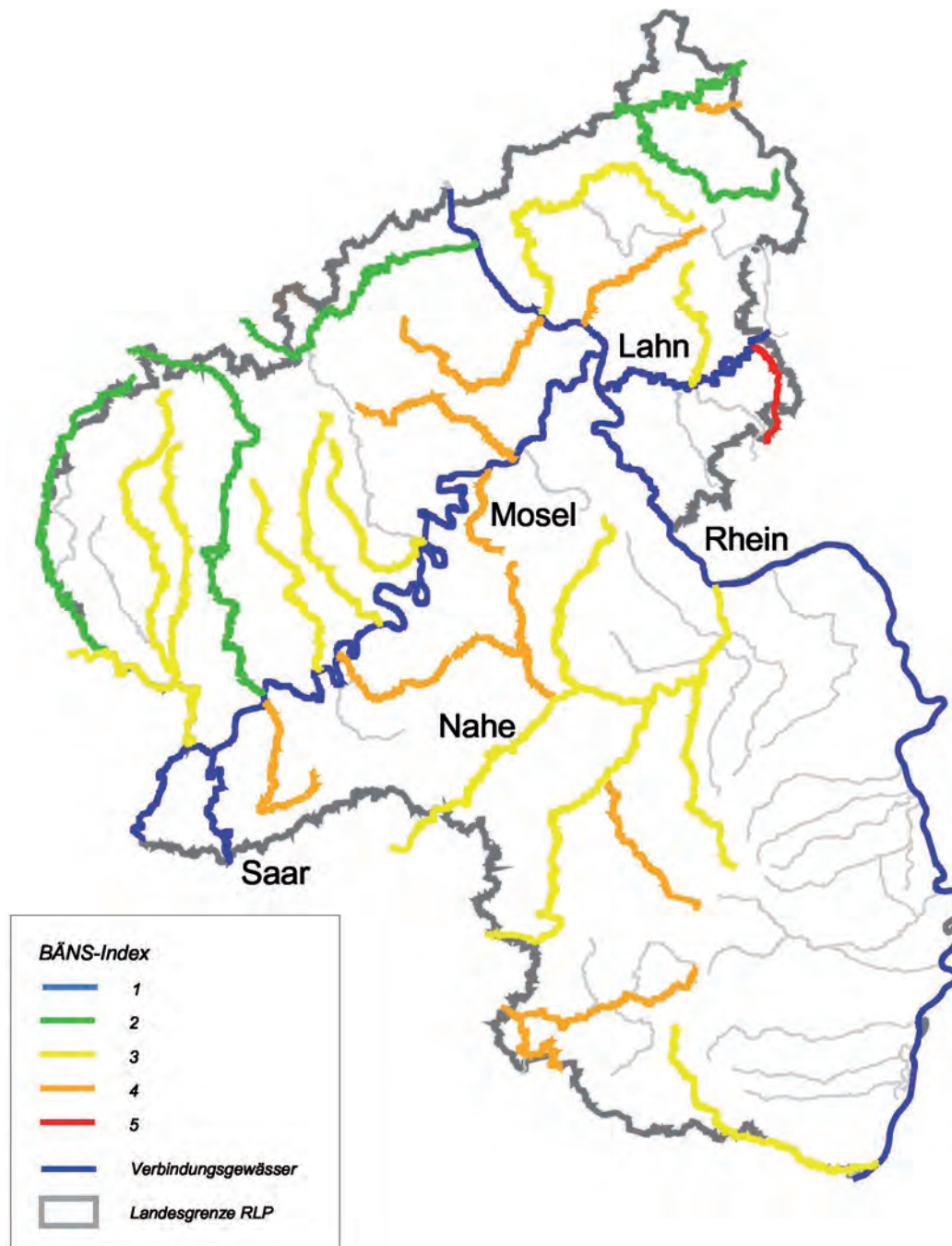


Abb. 5.22: Darstellung des BÄNS-Index, der die Entwicklungspotenziale für die Arten Barbe, Äsche, Nase und Schneider einschätzt.

Abb. 5.23 zeigt die Einstufung der rheinland-pfälzischen Gewässer mit dem GGS-Index. Die blau und grün gekennzeichneten Gewässer weisen eine sehr gute bzw. gute Bewertung der abiotischen Parameter auf. Sie befinden sich überwiegend im nördlichen Landesteil.

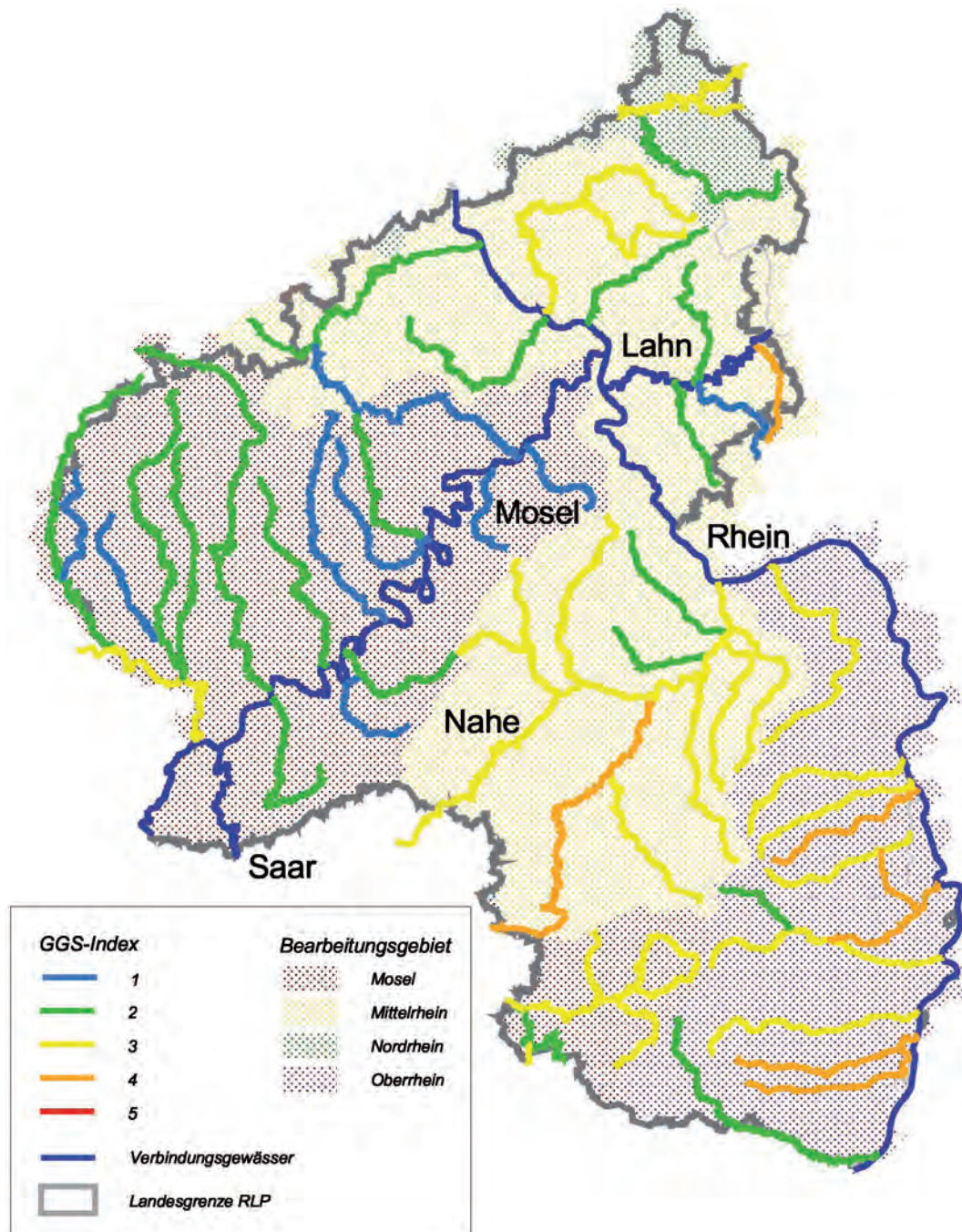


Abb. 5.23: Darstellung des GGS-Index für Gewässer in RLP

Die Auswertung der Indizes gibt keine ausreichend scharfe Abgrenzungen zwischen den Gewässern, sodass daraus keine Priorisierung für die Gewässer im gesamten Land abgeleitet werden konnte.

Kap. 7.4 erläutert das aktuell in der Diskussion befindliche neue Verfahren.

5.12 Ökonomischer und administrativer Index (Gewässer)

Die Ergebnisse für den GGS, den ökonomischen und administrativen Index sind für die verschiedenen Bearbeitungsgebiete der EG-WRRL in Tab. 5.13 bis Tab. 5.16 zusammengeführt. Die Gewässer sind dabei in der Reihenfolge des GGS-Index, d.h. entsprechend der Bewertung von Struktur und Güte geordnet. Die weiteren Spalten zeigen den jeweiligen

- ökonomischen Index und
- administrativen Index.

Aus den Tabellen kann abgeleitet werden, welche Gewässer, die gute abiotischen Parameter aufweisen, mit relativ geringem ökonomischen und administrativen Aufwand pro Gewässerlänge durchgängig gestaltet werden könnten.

Ökonomischer und administrativer Index können allerdings nur eine grobe Orientierung bei der Priorisierung der Gewässer geben, die für Umgestaltungsmaßnahmen vorgesehen werden:

- Der ökonomische Aufwand kann im Einzelfall von den geschätzten Werten abweichen.
- Der rechtliche und zeitliche Aufwand zur Änderung bzw. Anpassung von Wasserrechten ist von der Zahl der Standorte mit Wasserrechten im Gewässer, den Standortbedingungen und der Wasserrechtssituation abhängig.

Im Gebiet NORDRHEIN wird der ökonomische Aufwand für die drei Gewässer ähnlich eingeschätzt.

Im Bearbeitungsgebiet MITTEL RHEIN zeigen Trierbach, Saynbach, Ahr und Gelbach gute ökonomische Indexeinstufungen, was darauf hindeutet, dass sie mit relativ geringem Aufwand pro km Gewässerstrecke (weiterhin) durchgängig gestaltet werden können. Insbesondere im ökonomischen Index spiegelt sich wider, dass zahlreiche undurchgängige Querbauwerke in den letzten Jahren z.B. an Ahr und Saynbach saniert wurden. Der administrative Aufwand wird für das Gebiet MITTEL RHEIN dagegen teilweise als hoch eingeschätzt.

Im Bereich der MOSEL haben Irsen, Flaumbach, Lieser und Enz in weiten Teilen eine gute Gewässerstruktur und -güte. Der monetäre Aufwand pro km Fließlänge, der für die aufwärts gerichtete Durchgängigkeit der Gewässer einzusetzen ist, wird als relativ gering eingeschätzt. Ähnliches gilt für Ruwer, Hornbach, Our und Üßbach.

Die Auswertung der Gewässerstruktur und -güte für die Gewässer im Bearbeitungsgebiet OBER RHEIN führen für Lauter und Hochspeyerbach zu relativ guten Ergebnissen. Die Lauter weist demnach mit einem ökonomischen Index von 2 und einem administrativen Index von 1 das beste Potenzial in diesem Gebiet auf.

Tab. 5.13: GGS-Index, ökonomischer und administrativer Index für die Gewässer im Bearbeitungsgebiet NORDRHEIN (Stand Mai 2006)

Gewässer AE \geq 100km ²	GKZ	GGS-Index	ökonomischer Index	administrativer Index
Nister	2724	2	2	3
Heller	2722	3	2	1
Sieg*	272	3	2	2

Tab. 5.14: GGS-Index, ökonomischer und administrativer Index für die Gewässer im Bearbeitungsgebiet MITTELRHEIN (Stand Mai 2006)

Gewässer AE \geq 100km ²	GKZ	GGS-Index	ökonomischer Index	administrativer Index
Trierbach	27184	1	2	5
Dörsbach	25892	1	5	5
Saynbach	2712	2	2	1
Ahr	2718	2	2	3
Gelbach	25894	2	2	4
Mühlbach	25896	2	3	4
Guldenbach	25496	2	3	5
Nette	2714	2	5	4
Ellerbach	25492	2	5	5
Wiesbach	25498	3	1	2
Appelbach	25494	3	1	3
Kyrbach	25424	3	2	1
Holzbach	27162	3	2	3
Alsenz	2548	3	2	3
Wied	2716	3	3	3
Simmerbach	2544	3	3	3
Nahe oberh. Glan	254	3	3	3
Lauter	25466	3	3	3
Hahnenbach	2542	3	4	5
Glan	2546	4	3	3
Aar	2588	4	5	4

Tab. 5.15: GGS-Index, ökonomischer und administrativer Index für die Gewässer im Bearbeitungsgebiet MOSEL (Stand Mai 2006)

Gewässer AE \geq 100km ²	GKZ	GGS-Index	ökonomischer Index	administrativer Index
Flaumbach	2694	1	1	1
Irsen	26268	1	1	1
Lieser	2678	1	1	2
Enz	26286	1	2	3
Baybach	2698	1	3	1
Alf	268	1	3	3
Elzbach	2696	1	3	3
Kl. Dhron	26768	1	5	2
Ruwer	2656	2	1	1
Hornbach	264268	2	1	2
Our*	2626	2	2	1
Ueßbach	2684	2	2	2
Prüm	2628	2	3	2
Kyll	266	2	3	3
Salm	2674	2	3	3
Nims	26288	2	3	4
Dhron	2676	2	3	5
Sauer	262	3	2	1
Moosalbe	264262	3	2	3
Rodalb	264264	3	2	4
Wallhalbe	264266	3	2	5
Schwarzbach	26426	3	3	2
Schwalb	2642686	3	4	5

Tab. 5.16: GGS-Index, ökonomischer und administrativer Index für die Gewässer im Bearbeitungsgebiet OBERRHEIN (Stand Mai 2006)

Gewässer AE \geq 100km ²	GKZ	GGS-Index	ökonomischer Index	administrativer Index
Lauter	2372	2	2	1
Hochspeyerbach	23784	2	3	3
Isenach	239148	3	1	1
Selz	252	3	2	1
Pfrimm	2392	3	2	1
Altbach	23918	3	2	3
Speyerbach	2378	3	3	2
Queich	23772	3	3	3
Michelsbach	23754	4	1	1
Floßbach	2391488	4	1	1
Klingbach	237546	4	2	1
Rehbach	23798	4	2	2
Erlenbach	237542	4	2	5

6 Wasserkraftpotenzial in Rheinland-Pfalz

6.1 Potenzial an bestehenden Anlagen (Stand Mai 2006)

An den rheinland-pfälzischen Gewässern mit einem Einzugsgebiet $AE \geq 100 \text{ km}^2$ existieren 386 Wasserkraftstandorte (Abb. 6.1) (QUIS, Stand März 2006).

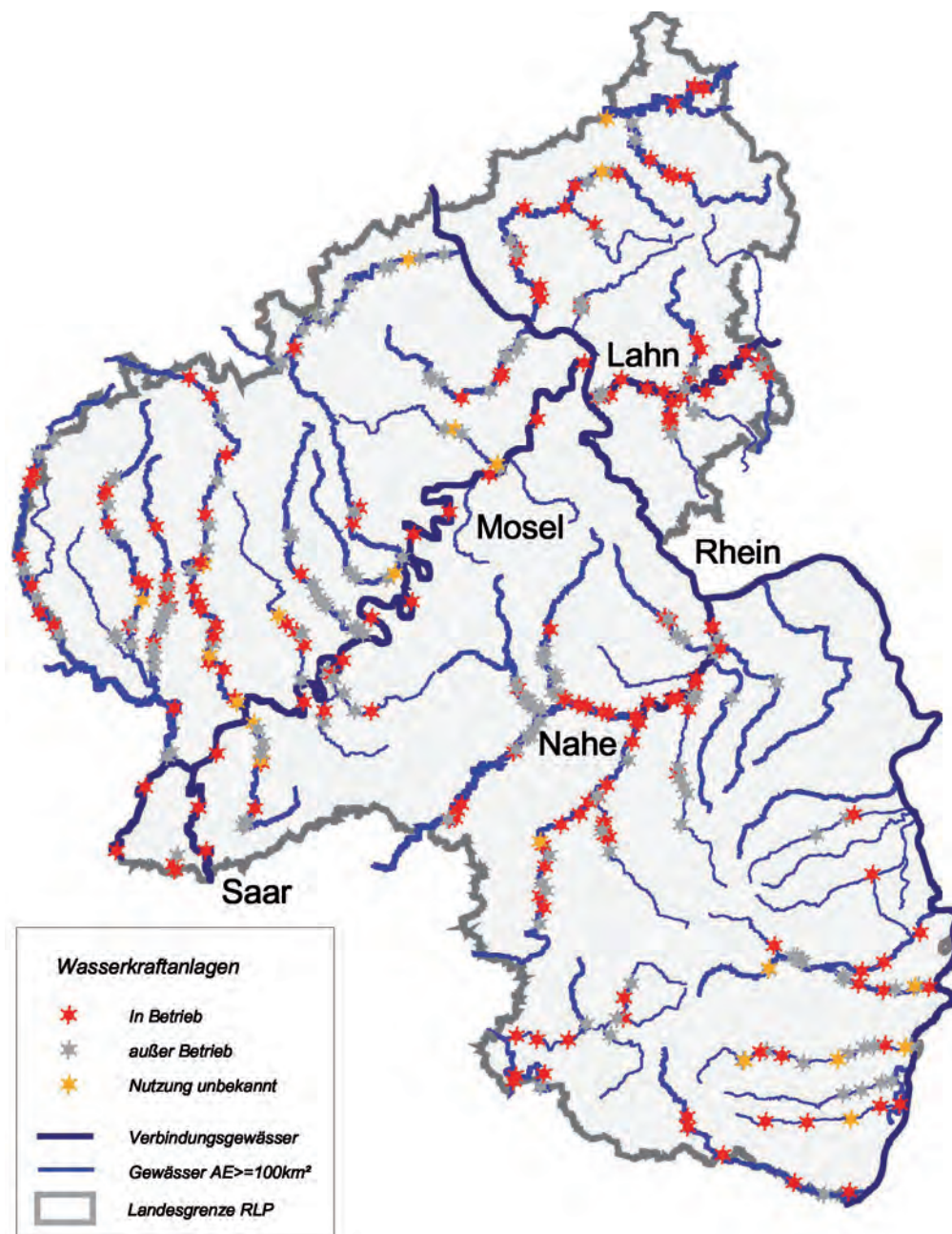


Abb. 6.1: Lage der Wasserkraftstandorte in Rheinland-Pfalz, $AE \geq 100 \text{ km}^2$ (Stand Mai 2006)

An diesen Standorten sind 175 Wasserkraftanlagen in Betrieb, 188 außer Betrieb und bei 23 konnte der Betriebszustand nicht ermittelt werden (Abb. 6.2).

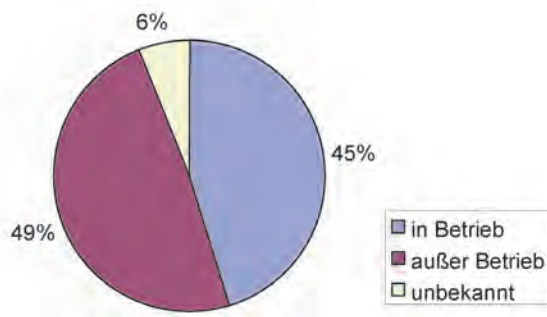


Abb. 6.2: Nutzung der Wasserkraftstandorte in Rheinland-Pfalz, $AE \geq 100 \text{ km}^2$ (Stand Mai 2006)

In Tab. 6.1 sind die im QUIS vorhandenen Wasserkraftstandorte für die verschiedenen Einzugsgebiete zusammengefasst. Die Einteilung der Wasserkraftanlagen (WKA) erfolgte in Bezug auf ihre maximale elektrische Leistung:

Sehr kleine WKA	< 100 kW
Kleine und mittlere WKA	100 kW bis 1 MW
Große WKA	> 1 MW

Tab. 6.1: Anzahl der Wasserkraftstandorte für verschiedene Gewässersysteme und Nutzungen (Stand Mai 2006)

Anzahl bestehender WKA in rheinland-pfälzischen Gewässern mit einem Einzugsgebiet $\geq 100 \text{ km}^2$							
WKA	Mosel	Nahe	Lahn	Sieg	Wied	übriges Rheingebiet	Gesamt
Große WKA	14	-	-	-	-	-	14
Sehr kleine, kleine und mittlere WKA in Betrieb	54	42	19	7	10	29	161
außer Betrieb	75	47	10	2	5	49	188
ohne Angabe	10	1	0	0	1	11	23
Gesamtzahl	153	90	29	9	16	89	386

Tab. 6.2 zeigt die Aufteilung in die Leistungsklassen $\leq 100 \text{ kW}$ (sehr kleine WKA) und $> 100 \text{ kW}$ (kleine, mittlere und große WKA) für die bestehenden Anlagen. An 175 dieser bestehenden Anlagen (davon 136 in Betrieb) konnten Angaben zur vorhandenen Ausbauleistung ermittelt werden. An 39 betriebenen Anlagen war keine Klärung der vorhandenen Ausbauleistung möglich. An 188 Standorten ist keine WKA in Betrieb, an 23 Standorten liegen keine Angaben vor. Insgesamt kann man daher annehmen, dass bis zu 211 Standort über keine aktive WKA verfügen.

Tab. 6.3 und Tab. 6.3 veranschaulichen die Verteilung der gesamten in Rheinland-Pfalz installierten Wasserkraft-Leistung auf die verschiedenen Kategorien.

Tab. 6.2: Anzahl der Wasserkraftstandorte in Rheinland-Pfalz mit einer Leistung größer und kleiner 100 kW, differenziert nach Betriebszustand, Einzugsgebietsgröße $AE \geq 100 \text{ km}^2$ (Stand Mai 2006)

Betriebszustand	Anzahl bestehender WKA			Summe
	mit Leistung $\leq 100 \text{ kW}$	mit Leistung $> 100 \text{ kW}$	ohne Angabe zur Leistung	
in Betrieb	90	46	39	175
außer Betrieb	30	0	158	188
ohne Angabe	11	1	11	23
Summe	131	47	208	386

Tab. 6.3: Gesamte Ausbauleistung der Wasserkraftanlagen in Rheinland-Pfalz, Einzugsgebietsgröße $AE \geq 100 \text{ km}^2$ (1 MW = 1.000 kW) (Stand Mai 2006)

	Ausbauleistung			Summe
	$\leq 100 \text{ kW}$	$> 100 \text{ kW}$	ohne Angabe	
Sehr kleine, kleine und mittlere WKA	1 MW* + 4 MW	36 MW	-	40 MW
Große WKA (Mosel & Saar)	-	200 MW	-	200 MW
Gesamtleistung der WKA in RLP				240 MW
Jahresarbeit aller WKA bei ca. 4100** Volllaststunden				ca. 980 GWh/a

* Schätzung für 39 Standorte mit unbekannter Leistung (in der Regel $< 100 \text{ kW}$);

** Die jährliche Stromerzeugung schwankt mit dem Wasserdargebot. Sie kann in der Summe nicht gemessen werden, sondern ihre Ermittlung erfolgte auf Basis statistischer Angaben. Nach Überprüfung der vorliegenden Daten kann die jährliche Stromerzeugung bei Einbeziehung aller Anlagengrößen durch den Ansatz von 4.100 Volllaststunden abgebildet werden.

Damit ergibt sich für Rheinland-Pfalz eine bekannte Ausbauleistung von etwa 40 MW für sehr kleine, kleine und mittlere Wasserkraftanlagen sowie von 200 MW für die Mosel- und Saarkraftwerke. Bei angenommenen 4.100 Volllaststunden ergibt sich damit eine Jahresarbeit von etwa 980 GWh (Abb. 6.4). Bei den Wasserkraftanlagen ohne Angabe der Leistung konnten die Daten weder aus den zum Zeitpunkt der Untersuchung (März 2006) vorliegenden Unterlagen noch bei der Besichtigung ermittelt werden.

6.2 Zusätzlich nutzbares Wasserkraftpotential (Auswertung September 2007 mit Datenbestand von Mai 2006)

Bei der Betrachtung des zusätzlichen Wasserkraftpotenzials muss begrifflich unterschieden werden zwischen dem technischen Potenzial und dessen Anteil, der als tatsächlich realisierbar eingestuft werden kann. Dieser Anteil wird als technisch-ökonomisch-ökologisches Potenzial bezeichnet.

Das zusätzliche technische Potenzial repräsentiert die Leistung bzw. die Jahresarbeit, die rein physikalisch noch an den nicht oder nicht voll ausgebauten Standorten erzielt werden könnte. Das zusätzliche technische Potenzial bezieht sich also auf das Produkt von Fallhöhe und bisher nicht genutztem Abfluss. Dabei wurde als Obergrenze des Ausbaus der mittlere Abfluss des Gewässers angesetzt. Lokale Restriktionen sowie wirtschaftliche und ökologische Überlegungen werden beim technischen Potenzial nicht berücksichtigt. Es stellt somit die Obergrenze des Wasserkraftpotenzials dar, das bei Berücksichtigung der Randbedingungen der Studie im Untersuchungsgebiet noch genutzt werden könnte. Der Neubau von Wasserkraftanlagen an neuen Querbauwerken wurde, da davon ausgegangen wird, dass aufgrund der langen Tradition der Wasserkraftnutzung die lukrativen Standorte erschlossen sind, nicht vorgesehen. Für derartige Anlagen ist künftig auch keine Vergütung des Stroms nach dem Erneuerbare Energien Gesetz (EEG) möglich.

Zur Ermittlung des zusätzlichen technischen Potenzials wurden entsprechend den Vorgaben des Auftrages folgende Standorte detailliert betrachtet:

- Einzugsgebiet des Standortes (AE) $\geq 100 \text{ km}^2$,
- zusätzliches technisches Potenzial $\geq 100 \text{ kW}$.

Für kleinere Wasserkraftanlagen wurden Abschätzungen vorgenommen.

6.2.1 Zusätzliches technisches Potenzial

Zusätzliches technisches Potenzial im Bereich der großen Wasserkraft

In Rheinland-Pfalz besteht theoretisch ein zusätzliches Potenzial im Bereich der großen Wasserkraft: Am Standort Neuburg-Weiher (Oberrhein) könnte ein neues Staubauwerk mit einer Wasserkraftanlage mit einer Leistung von ca. 120 MW und einer Jahreserzeugung von ca. 490 GWh errichtet werden. Eine Realisierung dieses Projekts ist aus ökologischen und Hochwasserschutzgründen nicht vorstellbar. Das theoretische Potenzial dieses Standorts wird daher beim technischen Wasserkraftpotenzial nicht berücksichtigt.

.....
 Kein zusätzliches technisches Potenzial

Zusätzliches technisches Potenzial (kleine und mittlere WKA)

Für 38 Standorte in Rheinland-Pfalz wurde ein zusätzliches technisches Wasserkraftpotenzial ermittelt (Abb. 6.3).

- Das Potenzial befindet sich an 13 bzgl. der Wasserkraft ungenutzten und an 25 genutzten Wasserkraft-Standorten.
- Das zusätzliche technische Potenzial beträgt etwa 6.100 kW. Davon befindet sich ein Potenzial von etwa 2.000 kW an drei Anlagen an der Lahn.
- Die Jahreserzeugung dieser 38 Standorte wurde auf der Basis der vorliegenden Daten ermittelt und entspricht etwa 13 großen Windanlagen mit einer Leistung von je 1 MW.

.....
 Zusätzliches technisches Potenzial ca. 25 GWh/a

Zusätzliches technisches Potenzial an Standorten < 100 kW (sehr kleine WKA)

Für Rheinland-Pfalz wurden bis zu 211 Standorte ermittelt, an denen keine Wasserkraftanlage in Betrieb ist. 13 dieser Standorte verfügen über ein Leistungspotenzial > 100 kW und sind im zusätzlichen Potenzial der kleinen und mittleren WKA enthalten. Es verbleiben also $211 - 13 = 198$ Standorte mit einer Ausbauleistung < 100 kW. Sie wurden in der Studie gemäß den Festlegungen des Auftrages nicht näher untersucht. Nach einer sehr groben Abschätzung können dort u.U. in der Gesamtheit ca. 1 MW reaktiviert werden.

Zusätzliches technisches Potenzial ca. 4 GWh/a

Potenzial durch technische Optimierung

In der Studie konnte das zusätzliche Potenzial durch technische Verbesserungen an bestehenden Standorten nicht untersucht werden, da dies eine detaillierte Bestandsaufnahme aller Anlagen erfordert hätte. Da die großen Wasserkraftanlagen an Mosel und Lahn bereits optimiert sind, kann sich das technische Verbesserungspotenziale nur an kleineren Anlagen befinden. Einschlägige Untersuchungen gehen von Steigerungsmöglichkeiten von bis zu 20-30 % aus. Nimmt man an, dass sich diese hauptsächlich bei sehr kleinen Anlagen mit einer Leistung < 100 kW befinden, so kann das Potential abgeschätzt werden auf

$0,25 * 1 \text{ MW} * 4.100 \text{ h} = \text{ca. } 1-1,5 \text{ GWh/a}$

Zusätzliches technisches Potenzial ca. 1-1,5 GWh/a

Ergebnis: Zusätzliches technisches Potenzial

Die zusätzliche Jahresarbeit setzt sich zusammen aus dem technischen Potenzial an:

- Großen Wasserkraftanlagen —
- 38 Standorten mit
- kleinen und mittleren Wasserkraftanlagen ca. 25 GWh/a
- sehr kleinen Wasserkraftanlagen ca. 4 GWh/a
- und dem
- Potenzial durch technische Optimierung ca. 1-1,5 GWh/a.

Summe des zusätzlichen technischen Potenzials ca. 30 GWh/a

6.2.2 Zusätzliches technisch-ökonomisch-ökologisches Wasserkraft-Potenzial

In einer abschließenden Untersuchung wurden die Standorte mit einer Ausbauleistung ≥ 100 kW (kleine und mittlere WKA) detailliert hinsichtlich der lokalen Realisierbarkeit untersucht. Dabei wurden in weiten Grenzen auch ökonomische und ökologische Aspekte betrachtet sowie erkennbare sonstige lokale Restriktionen einbezogen. Die Bearbeitung erfolgte in der Form von Kurzgutachten, in denen die technische Gestaltung, die Kosten, die Leistung und die Jahreserzeugung ermittelt wurden.

Das zusätzliche technisch-ökonomisch-ökologische Potenzial ist eine Teilmenge des technischen Potenzials. Das technisch-ökonomisch-ökologische Potenzial ist keine physikalische Größe, sondern beinhaltet Bewertungen im beschriebenen Sinn. In der Realität kann das letztlich nutzbare Potenzial kleiner aber auch größer sein.

Ausschluss wegen lokaler Restriktionen

Bei der Erarbeitung der Kurzgutachten wurde ermittelt, ob am jeweiligen Standort die Installation einer neuen Wasserkraftanlage überhaupt möglich ist. An sechs Standorten, an denen erhebliche Restriktionen erkennbar waren, wurde kein zusätzlich nutzbares Potenzial ausgewiesen.

Beispielhaft kann hier das Wehr in Meisenheim genannt werden: Dort besteht eindeutig ein technisches Potenzial. Wegen des historischen Ortsbildes erscheint jedoch der Bau einer Wasserkraftanlage nicht möglich. Daher wurde dort kein Potenzial ausgewiesen.

Ein weiteres Beispiel zeigt die Problematik der Bewertung: Am Nahe-Wehr in Bad Kreuznach besteht noch ein erhebliches technisches Potenzial, da die Wasserkraftanlage Mühle Thress nur einen kleinen Teil des Mittelwassers verarbeitet. Die vollständige Nutzung des Mittelwassers würde den Bau einer großen Turbine im Stadtgebiet erfordern. Dies erscheint wegen des Stadtbildes und der Hochwasserabfuhr kaum realisierbar. Daher wurde nur der Zubau einer kleinen Anlage vorgesehen, obwohl auch dabei mit erheblichen Schwierigkeiten zu rechnen ist.

Es verbleiben demnach $38 - 6 = 32$ Standorte mit einem zusätzlich nutzbaren Potenzial (Abb. 6.3).

Einstufung der Anlagen

Mit den ermittelten Ausbaurückstellungen und der potenziellen jährlichen Erzeugung konnten die Gestehungskosten pro kWh bestimmt werden. Dabei wurden übliche betriebswirtschaftliche Ansätze für die Kapitalverzinsung, die Betriebskosten etc. zu Grunde gelegt. Die realen Bedingungen an einem Standort können von den getroffenen Annahmen abweichen (wenn z.B. sehr viel Eigenleistung eingebracht wird). Die ermittelten Gestehungskosten sollten daher primär zu einem Vergleich der Standorte untereinander genutzt werden. Insgesamt zeigt die Auswertung jedoch, dass die Gestehungskosten pro kWh im Vergleich zum Stromtarif nach EEG 2004 häufig sehr hoch sind und dass der Ausbau des Wasserkraftpotenzials häufig an ökonomische Grenzen stößt. Die ökologischen Erfordernisse wurden durch Ansatz von Mindestabflüssen und der Kosten für Fischaufstiegsanlagen berücksichtigt.

Tab. 6.4: Einstufung des zusätzlichen technisch-ökonomisch-ökologischen Potenzials für Anlagen ≥ 100 kW. Die Jahresarbeit und die Gestehungskosten wurden in Kurzgutachten ermittelt (September 2007)

Einstufung	Gestehungskosten [Cent/kWh]	Zahl der Standorte	Potenzielle Leistung [kW]	Potenzielle Erzeugung [GWh]
A	< 8,5	0	0	0
B	8,5 ... 11	6	574	3,16
C	11 ... 17,5	12	2.079	7,51
D	> 17,5	14	1.211	3,62
Gesamt		32	3.864	14,29
Nicht realisierbar		6		ca. 9

Zusätzliches Potenzial an kleinen und mittleren Wasserkraftanlagen

Das zusätzliche technisch-ökonomisch-ökologische Wasserkraftpotential im Untersuchungsgebiet beträgt damit für die als Ergebnis dieser Studie realistischen Anlagen mit einer Leistung ≥ 100 kW:

Zusätzliches technisch-ökonomisch-ökologisches Potenzial
 Leistung ca. 3,9 MW
 Realisierbare Jahreserzeugung ca. 14,3 GWh/a

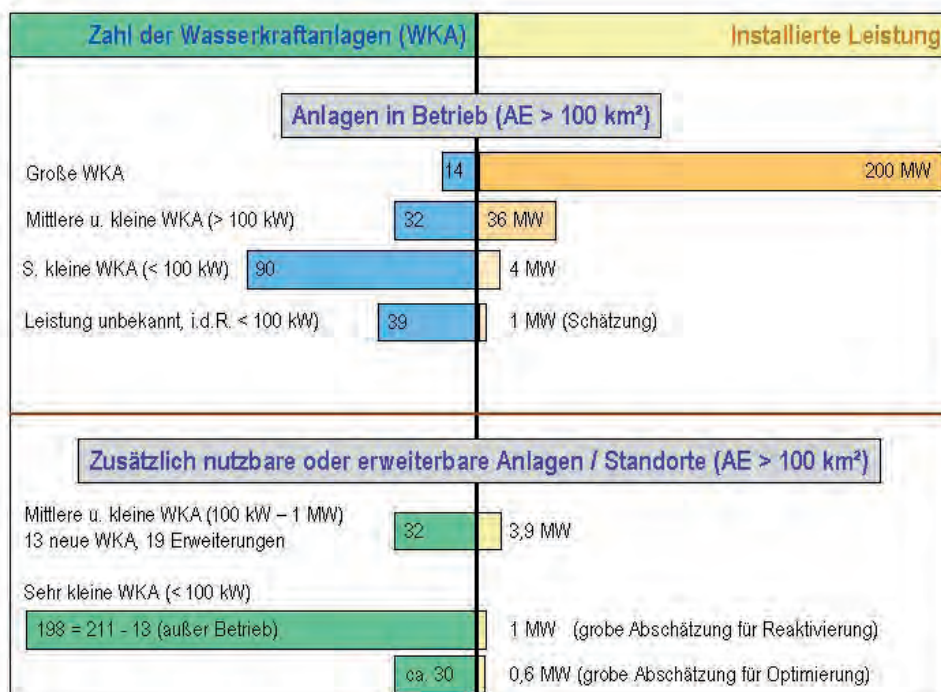


Abb. 6.3: Das Wasserkraftpotential in Rheinland-Pfalz nach Anlagengröße: oben das bereits genutzte Potenzial, unten das unter technisch-ökonomisch-ökologischen Gesichtspunkten zusätzlich nutzbare Potenzial

Abschätzung für sehr kleine Wasserkraftanlagen

Das zusätzliche technisch-ökonomisch-ökologische Potenzial der 198 in der Studie ermittelten, nicht genutzten Wasserkraftstandorte mit einem technischen Leistungspotenzial < 100 kW wurde – wie oben dargestellt – nicht detailliert untersucht. Belastbare Aussagen zum technisch-ökonomisch-ökologischen Potenzial sind daher nicht möglich.

Als technisch-ökonomisch-ökologisches Potenzial wurden die Angaben des technischen Potenzials übernommen.

Zusätzliches technisch-ökonomisch-ökologisches Potenzial
 Realisierbare Jahreserzeugung ca. 4 GWh/a

Ergebnis: ermitteltes zusätzliches technisch-ökonomisch-ökologisches Potenzial

Die zusätzliche Jahresarbeit setzt sich zusammen aus dem technisch-ökonomisch-ökologischen Potenzial an:

- Großen Wasserkraftanlagen —
- 32 Standorten mit
- kleinen und mittleren Wasserkraftanlagen ca. 14,3 GWh/a
- sehr kleinen Wasserkraftanlagen ca. 4 GWh/a
- und dem
- Potenzial durch technische Optimierung ca. 1–1,5 GWh/a.

Summe des zusätzlichen technisch-ökonomisch-ökologischen Potenzials
ca. 20 GWh/a

6.2.3 Zusammenfassung: Ausbaumöglichkeiten für die Wasserkraftnutzung in Rheinland-Pfalz

In der Studie wurde ermittelt, welche Ausbaumöglichkeiten für die Wasserkraft in Rheinland-Pfalz noch bestehen. Dabei repräsentiert das **technische Potenzial** die physikalisch mögliche Steigerung der Nutzung an bestehenden Querbauwerken. Es stellt aber die Obergrenze für die zusätzliche Wasserkraftnutzung dar.

Das **technisch-ökonomisch-ökologische Potenzial** ist die Teilmenge des technischen Potenzials, die bei Berücksichtigung örtlicher Restriktionen und der ökonomischen sowie ökologischen Bedingungen machbar erscheint.

Tab. 6.5: In der Studie ermitteltes zusätzliches Wasserkraftpotential an Standorten in Rheinland-Pfalz mit der Aufteilung in die Kategorien

Potenzial	Potenzielle Jahresarbeit [GWh/a]	Anmerkung
zusätzliches technisches Potenzial	25	kleine und mittlere WKA, Leistung ≥ 100 kW, 38 Standorte
	4	Sehr kleine WKA (< 100 kW), 198 Standorte
	1–1,5	Technische Optimierung, an sehr kleinen WKA (< 100 kW)
Summe	ca. 30 GWh/a	
zusätzliches technisch-ökonomisch-ökologisch nutzbares Potenzial	14,3	5 kW – 5 MW realisierbar, 32 Standorte
	4	Unter Annahme der Realisierbarkeit von Ausbau und
	1–1,5	technischer Optimierung sehr kleiner Anlagen
Summe nutzbares Potenzial	ca. 20 GWh/a	
nicht nutzbar	ca. 10 GWh/a	ökonomisch und/oder ökologisch nicht machbar

Das technische Wasserkraftpotential in Rheinland-Pfalz wird heute bereits zu 97 % genutzt (Abb. 6.4).

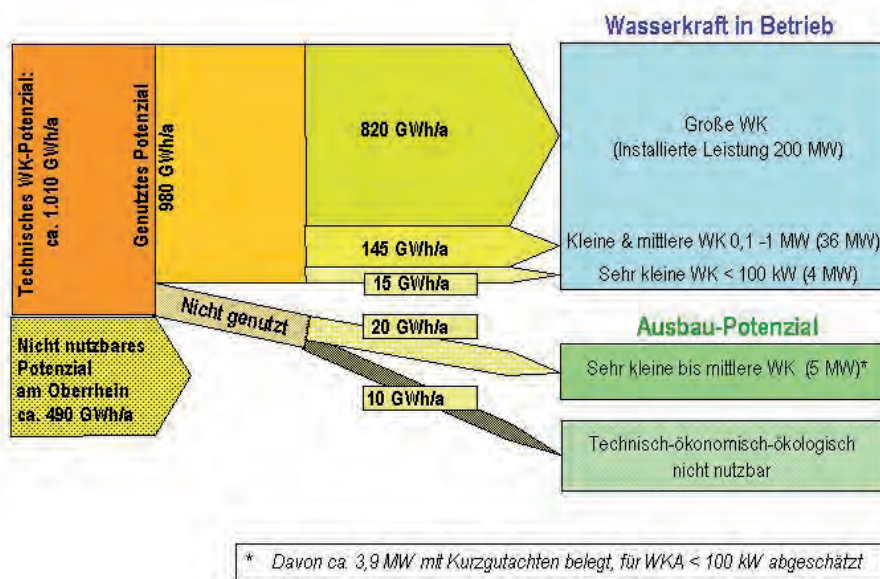


Abb. 6.4: Das Wasserkraftpotenzial in Rheinland-Pfalz. Das Ausbaupotenzial wurde hinsichtlich der technisch-ökonomisch-ökologischen Machbarkeit untersucht.

Vergleich mit Ergebnissen anderer Untersuchungen

Nach HEIMERL & GIESECKE (2004) beträgt das derzeit **genutzte Wasserkraftpotenzial** in Rheinland-Pfalz 980 GWh. Dies entspricht der in Tab. 6.3 dargestellten Jahresarbeit.

Die Autoren geben für Rheinland-Pfalz ein **technisch nutzbares Wasserkraftpotenzial** von 1.500 GWh/a an. Darin ist jedoch das Potenzial von 490 GWh/a am Standort Neuburg-Weiher/Oberrhein enthalten, welches nicht realisierbar ist. Damit verbleibt nach HEIMERL & GIESECKE im Sinne der hier verwendeten Kategorien:

- Technisches Wasserkraftpotenzial in Rheinland-Pfalz
 $1.500 \text{ GWh/a} - 490 \text{ GWh/a} = 1.010 \text{ GWh/a}$.

Da die heutige Wasserkraftnutzung (=genutztes Potenzial) 980 GWh/a beträgt, verbleibt ein zusätzlich **technisches Potenzial von ca. 30 GWh/a**.

Dieses von HEIMERL & GIESECKE ermittelte zusätzliche Potenzial entspricht in etwa den Ergebnissen der Studie.

7 Vorschlag für Entwicklungsstrecken

Die Untersuchung der rheinland-pfälzischen Gewässer hinsichtlich ihres Entwicklungspotenzials für Fische durch Verbesserung der Durchgängigkeit wurde differenziert für folgende Artengruppen vorgenommen:

- Diadrome Fischarten, die zwingend auf den Wechsel zwischen den Binnengewässern und dem Meer angewiesen sind, mit der Unterteilung in
 - o katadrome Arten (Aal): Laichgeschäft im Meer, Aufwuchs im Binnengewässer;
 - o anadrome Arten (Lachs, Meerforelle): Laichgeschäft im Binnengewässer, Aufwuchs im Meer.
- Potamodrome Arten, die ausschließlich in Binnengewässern wandern, z.T. jedoch über lange Distanzen.

Die Raten und Indizes, die in den vorherigen Kapiteln erläutert wurden, spiegeln die aktuellen Auswirkungen (d.h. des Ist-Zustandes) von Querbauwerken und Gewässern auf die Gewässerökologie wider.

Ziel der Studie war es, mit Hilfe der Raten und Indizes die Gewässerabschnitte und Querbauwerke ermitteln zu können, bei denen die Wiederherstellung der Durchgängigkeit eine hohe Aufwand-Nutzen-Effizienz für die Entwicklung der Fischfauna besitzt und an denen daher zeitlich prioritär Maßnahmen durchgeführt werden sollten. Im Verlauf der Bearbeitung der Studie wurde jedoch deutlich, dass eine Priorisierung ausschließlich auf der Basis der Analyse des Ist-Zustandes nicht sinnvoll ist. Vielmehr müssen künftige Entwicklungen bzw. Entwicklungsmöglichkeiten einbezogen werden. Daher wurden in einer dritten Projektphase Instrumente zur Variantenuntersuchung erarbeitet

Wie bereits erläutert, wurden die rheinland-pfälzischen Gewässer bzw. Abschnitte dieser Gewässer in folgende Kategorien unterteilt:

1. Verbindungsgewässer
2. katadrome Areale
3. anadrome Areale
4. potamodrome Areale.

Die Unterteilung dient der räumlichen und zeitlichen Priorisierung („Entwicklungsstrecken“) und der Formulierung von differenzierten Anforderungen an die Umgestaltung der Standorte von Querbauwerken und Wasserkraftanlagen.

Die Anforderungen an diadrome Entwicklungsstrecken sind in der Regel höher als an Gewässer mit ausschließlich potamodromen Fischarten. Derer Lebensraum beinhaltet natürlich auch die diadromen Entwicklungsstrecken. Ihre Anforderungen an die Durchgängigkeit werden dort auf Grund der Auslegung für diadrome Arten ohnehin erfüllt.

7.1 Verbindungsgewässer

Als Verbindungsgewässer gelten Rhein, Mosel, Saar, untere Nahe und Lahn (Abb. 3.6). Sie stellen die ursprünglichen Hauptwanderachsen der anadromen Arten zu ihren Laichhabitaten dar. Für den Aal sind die Verbindungsgewässer die Hauptwanderwege und gleichzeitig wichtige Aufwuchsareale. Für potamodrome Arten sind sie Wanderkorridore zwischen Subsystemen (d.h. den Gewässern, die in die Verbindungsgewässer münden, z.B. Kyll) und Lebensraum für die Artengemeinschaft der Barbenregion.

Die Wiederherstellung der flussauf- und abwärts gerichteten Durchgängigkeit in den Verbindungsgewässern ist damit eine grundsätzliche Voraussetzung für die Entwicklung der potenziell natürlichen Fischfauna im gesamten Untersuchungsgebiet. Überlegungen zur Priorisierung von Maßnahmen können sich daher nur auf die zeitliche Abfolge der Maßnahmen beziehen.

Teilweise liegen für die flussaufwärts gerichtete Durchgängigkeit bereits Konzepte vor. So ist an der Mosel zu entscheiden, welche Staustufen zuerst mit neuen Fischaufstiegsanlagen ausgerüstet werden. Dabei ist es hilfreich, die erschließbaren diadromen Seitengewässer (wie z.B. den Elzbach) in die Überlegung einzubeziehen. Die Variantenstudie lieferte dazu vertiefende Aspekte.

Hinsichtlich der flussabwärts gerichteten Durchgängigkeit ist an der Mosel primär der Schutz der abwandernden Blankaale von Bedeutung. Hier werden in der Variantenuntersuchung vor allem die Möglichkeiten und Randbedingungen eines fisch-freundlichen Turbinenmanagements mit Frühwarnsystem für die Aalabwanderung untersucht und entsprechende Vorschläge ausgearbeitet werden.

An der Lahn ist die Situation bezüglich des Aals ähnlich wie an der Mosel: Für die dort installierten Wasserkraftanlagen mit Ausbaudurchflüssen von 40 – 50 m³/s stehen heute keine technischen Lösungen für Fischschutzrechen (Stababstand: 15 mm, Anströmgeschwindigkeit: 0,5 m/s) und die erforderlichen Rechenreinigung zur Verfügung (vgl. Anhang B). Daher kann auch hier ein fischfreundliches Turbinenmanagement in Betracht gezogen werden.

Der Schutz der abwandernden Lachssmolts in der Lahn könnte durch spezielle Bypässe soweit verbessert werden, dass für das Wiederansiedlungsgewässer Mühlbach eine ausreichend hohe Erreichbarkeit des Rhein realisiert werden kann. Diese Zusammenhänge werden daher für die Lahn ebenfalls in der Variantenstudie näher untersucht werden.

7.2 Ableitung katadromer Entwicklungsstrecken

Als potenzielle katadrome Gewässerabschnitte galten in der Untersuchung im Wesentlichen die Barbenregionen (Aufwuchsareale). Die Äschenregion ist als Nebenverbreitungsgebiet weniger relevant (Abb. 7.1). Es wurde für den Ist-Zustand untersucht:

- Die Erreichbarkeit der Aufwuchsareale für die Steigaale. Zu bedenken ist, dass der Aalbestand in den rheinland-pfälzischen Gewässern heute weitgehend auf Besatz beruht.
- Die Erreichbarkeit des Rheins für die absteigenden Blankaale.

Ähnlich wie bei den anadromen Arten ist die flussaufwärts gerichtete Erreichbarkeit der Areale im Ist-Zustand schlechter als die flussabwärts gerichtete Erreichbarkeit des Rheins (Kap. 5). Da zur Verbesserung der flussaufwärts gerichteten Durchgängigkeit technische Lösungen vorhanden und erprobt sind, stellt die schwieriger zu verbessernde flussabwärts gerichtete Erreichbarkeit des Rheins zukünftig den limitierenden Faktor für die Entwicklung des Aals dar. Abb. 7.1 zeigt die Gewässerabschnitte, bei denen heute eine Erreichbarkeitsrate des Rheins von mindestens 50% gegeben ist. Die Auswahl katadromer Entwicklungsstrecken kann sich an diesen Gewässerabschnitten orientieren.

Sie darf sich jedoch nicht nur auf den Ist-Zustand beziehen. Daher werden in der Variantenstudie die Möglichkeiten zur Umrüstung von Wasserkraftanlagen aber auch Methoden wie fischfreundliches Turbinenmanagement näher untersucht werden. Danach erfolgt die Formulierung eines Vorschlags für die katadromen Entwicklungsstrecken in Rheinland-Pfalz.

Tab. 7.1: Potenzielle katadrome Entwicklungsstrecken: Katadrome Areale, aus denen aktuell 50% der abwandernden Blankaale den Rhein lebend erreichen können. Angegeben sind die Standorte, die direkt oberhalb dieser Areale liegen (Stand Mai 2006, Abb. 7.1)

Gewässer	GKZ	Standort	Lage des Standorts im Gewässer [km]
Ahr	2718	Gillesmühle	61,7
Wied	2716	Niederbiber Textron	6,0
Nette	2714	Zährensmühle II	31,6
Saynbach	2712	Wehr Herr	7,4
Mosel	26	Staustufe Lehmen	20,9
Lahn	258	Wehr Ahl Friedrichsegen	5,7
Nahe	254	Wehr Sponsheimer Mühle	5,7
Lauter	2372	Berizzi Mühle	5,3

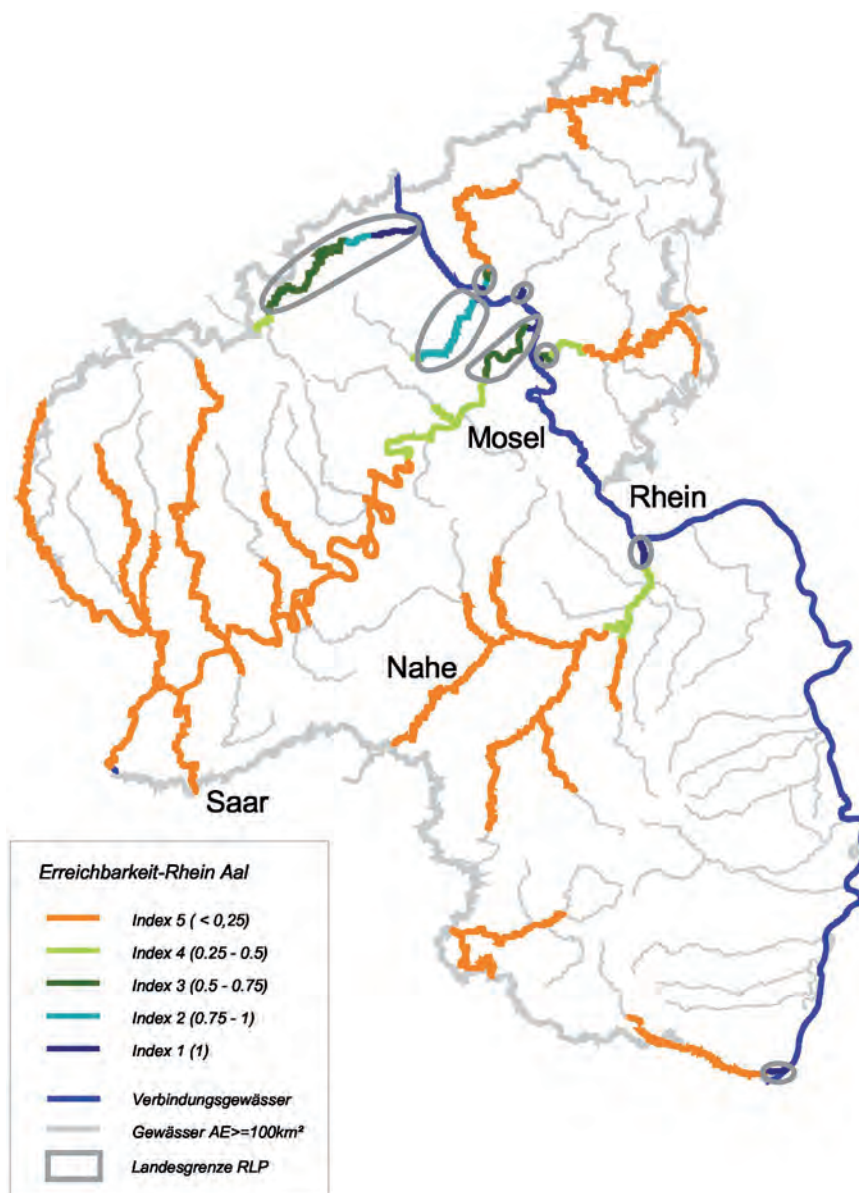


Abb. 7.1: Erreichbarkeitsindex-Rhein für Aalareale (Stand Mai 2006; IST-Zustand). Die umrandeten Gewässerstrecken, aus denen aktuell etwa 50% der abwandernden Aale den Rhein lebend erreichen können, stellen die Grundlage für die weiteren Untersuchungen der Variantenstudie in Phase 3 dar. Sie sind um die Strecken im wesentlichen am Oberrhein) zu ergänzen, die sich aus der aktuellen Diskussion ergeben (Kap. 3.2).

7.3 Ableitung anadromer Entwicklungsstrecken

Als anadrome Areale gelten die Äschenregionen der Gewässer mit kiesigem Sohlensubstrat (Abb. 7.2). Diese wurden mit historischen und aktuellen Nachweisen überprüft.

Untersucht wurden die flussaufwärts und die flussabwärts gerichteten Wanderungen im Ist-Zustand:

- Wie hoch ist die Erreichbarkeit der Laichareale für die adulten, vom Meer aufsteigenden Fische?
- Wie hoch ist die Erreichbarkeit des Rheins für die absteigenden Smolts?

Die Ergebnisse belegen, dass die flussaufwärts gerichtete Erreichbarkeit im Ist-Zustand schlechter ist als die flussabwärts gerichtete Erreichbarkeit des Rheins (Kap. 5). Die aktuelle Ausstattung der Querbauwerke mit Fischaufstiegsanlagen weist Mängel auf, die durch Neu- oder Umbau der Anlagen entsprechend dem Stand der Technik (vgl. Anhang A) zu beheben sind.

Um einen wirksamen Schutz der Lachssmolts zu erreichen, müssten die Wasserkraftanlagen mit Fischschutzzrechen (Stababstand: 10 mm) ausgerüstet werden. Dies ist bei den großen Wasserkraftanlagen der Verbindungsgewässer nach dem derzeitigen Stand der Technik und ökonomisch kaum vorstellbar. Daher stellt die flussabwärts gerichtete Erreichbarkeit des Rheins den limitierenden Faktor auch für die Entwicklung der anadromen Arten dar. In Tab. 7.2 wurden daher die Gewässerabschnitte zusammengestellt, bei denen eine Erreichbarkeitsrate des Rheins von mindestens 50% gegeben ist.

Tab. 7.2: Potenzielle anadrome Entwicklungsstrecken: Anadrome Areale, aus denen aktuell 50% der abwandernden Lachssmolts den Rhein lebend erreichen können. Angegeben sind die Standorte, die direkt oberhalb dieser Areale liegen (Stand Mai 2006, Abb. 7.2)

Gewässer	GKZ	Standort	Lage des Standorts im Gewässer [km]
Sieg	272	Wehr Euteneuen (Landesgrenze zu NRW liegt stromabwärts bei Sieg km 72)	112
Heller	2722	Landesgrenze NRW	10,5
Nister	2724	Pegel Heimborn	20,7
Ahr	2718	Landesgrenze NRW	68,2
Wied	2716	WKA Altwied	19,0
Nette	2714	Absturz Kirchershof II	38,9
Saynbach	2712	Wehr Herr	7,4
Elzbach	2696	Durchlass Monreal	37,2
Guldenbach	25496	Raue Gleite/Rampe Langenlonsheim	0,6
Lauter	2372	WKA Höhl	41,6

Auch für die Festlegung anadromer Entwicklungsstrecken müssen die künftigen Entwicklungsmöglichkeiten der Gewässer berücksichtigt werden. Diese können nur in der ausstehenden Variantenuntersuchung geklärt werden. Während beispielsweise an der Mosel eine Erhöhung des Schutzes von

Lachssmolts nur in begrenztem Umfang erreicht werden kann, ist eine Verbesserung der Erreichbarkeit des Rheins für Smolts aus dem Lahngbiet durch bestimmte Maßnahmen möglich. Dies wird Auswirkungen auf die Ausweisung der Entwicklungsstrecken haben (vgl. Kap. 7.1).

Der heutige Stand des Wissens bezüglich der Schutzwirkung mechanischer Barrieren ist in Anhang B zusammengefasst. Die dort gemachten Angaben zu lichten Öffnungen mechanischer Barrieren und zu deren Anströmgeschwindigkeiten können als Grundlage für fachliche Diskussionen über den Fischschutz und Fischabstieg dienen.

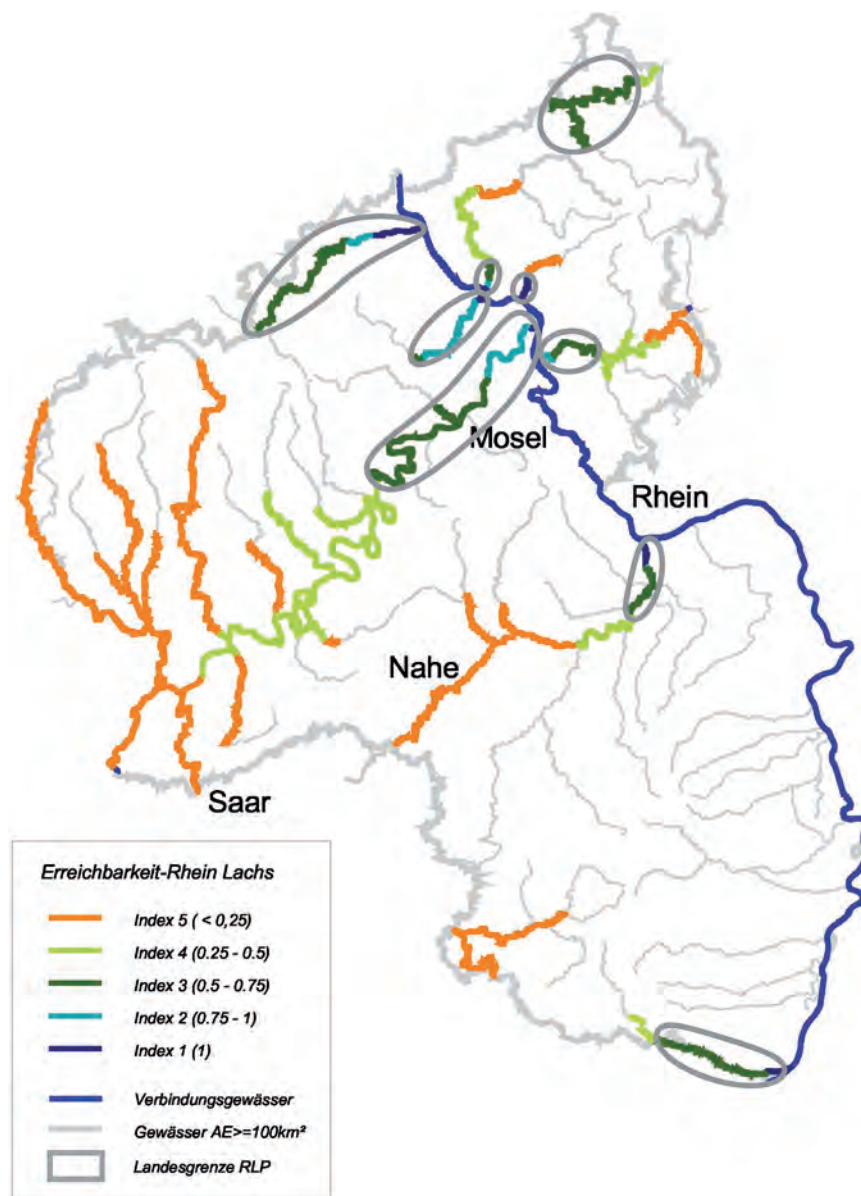


Abb. 7.2: Erreichbarkeitsindex-Rhein für Lachsareale (Stand Mai 2006; IST-Zustand). Die umrandeten Gewässerstrecken, aus denen aktuell etwa 50% der abwandernden Lachse den Rhein lebend erreichen können, stellen die Grundlage für die weiteren Untersuchungen der Variantenstudie in Phase 3 dar. Es ergeben sich keine Änderungen im Vergleich zur Karte der Lachsareale vom Februar 2008 (Abb. 3.5).

7.4 Potamodrome Entwicklungsstrecken (Stand März 2008)

Die im Folgenden dargestellten Grundlagen und vorläufigen Ergebnisse sind der aktuellen Diskussion entnommen. Es kann daher im Verlauf der weiteren Bearbeitung Änderungen geben.

Im Bericht zu Phase 3 (*Vorbereitung eines Rahmenkonzeptes für diadrome und potamodrome Arten*) werden die Bearbeitungsschritte und Ergebnisse zu den pota-modromen Entwicklungsgewässern ausführlich beschrieben werden.

Die potamodromen Arten durchlaufen alle Entwicklungsstadien im Süßwasser und sind daher nicht auf den Wechsel zwischen den Lebensräumen im Meer und im Süßwasser angewiesen. Aber auch sie unternehmen mehr oder weniger ausgedehnte Wanderungen zwischen unterschiedlichen Lebensräumen.

Landesweit wird es – auch im Zusammenhang mit der EG-WRRL – erforderlich sein, prioritär die Durchgängigkeit in denjenigen Gewässern zu verbessern, in denen gefährdete oder geschützte potamodrome Arten leben und deren (Wieder-) Ausbreitung gefördert werden soll. Die Durchgängigkeit der übrigen potamodromen Gewässerabschnitte muss ebenfalls wiederhergestellt werden, jedoch mit einer geringeren zeitlichen Priorität.

Die Anbindung der zeitlich prioritär zu entwickelnden potamodromen Entwicklungsgewässerabschnitte an die Verbindungsgewässer ist für die großräumige Wanderung der Fische und damit für die Wiederausbreitung und die langfristige Stabilisierung der Populationen wichtig.

Der in Phase 3 gewählte Ansatz zur Ermittlung potamodromer Entwicklungsgewässerabschnitte geht von folgenden Prinzipien aus:

- Schutz und Entwicklung gefährdeter und geschützter Arten
- Entwicklung der Lebensräume gefährdeter und geschützter Arten
- Wiederausbreitung dieser Arten ermöglichen.

Dabei wurden im Gegensatz zu den Gewässerindizes nicht gesamte Gewässer betrachtet, sondern Gewässerabschnitte, um die Aussagen zuschärfen zu können.

Für eine ökologisch begründete, räumliche und zeitliche Priorisierung von Sanierungsmaßnahmen an Gewässern mit potamodromen Zielarten sind folgende Arbeitsschritte festgelegt worden:

1. Identifizierung der Fischarten, deren Population primär erhalten bzw. entwickelt werden sollen.
2. Identifizierung der Gewässerabschnitte, in denen sich noch Restpopulationen dieser Indikatorarten befinden oder in denen diese Arten potenziell vorkommen.
3. Auswahl von Gewässerabschnitten unter naturräumlichen Gesichtspunkten.
4. Herstellung von Verbindungen bzw. Vernetzung der Gewässerabschnitte aus 2 und 3 und Anbindung an die Verbindungsgewässer.
5. Ermittlung von Prioritäten in Abhängigkeit von der Lage in fischrelevanten FFH-Gebieten, von Gewässerstruktur, dem Lebensraumverlust und der Güte (zusammengefasst im GGS-Index) und der naturräumlichen Verteilung.

Indikatorarten

In einem ersten Schritt trafen die Fischereiexperten der Landesverwaltung eine fachliche Auswahl der Fischarten, die aus ihrer Sicht geeignet sind, eine Priorisierung im oben genannten Sinn zu ermöglichen.

Folgende Fischarten wurden benannt:

- Barbe
- Äsche
- Nase und
- Schneider.

Für diese Arten liegen Beprobungsergebnisse aus den letzten Jahren vor.

Vorkommen der Indikatorarten

Zunächst wurde das potenzielle Vorkommen anhand von Fischleitbildern ermittelt.

Die Auswertung der Befischungsergebnisse in den rheinland-pfälzischen Gewässern durch die Fischereiexperten hinsichtlich der Arten Barbe, Äsche, Nase und Schneider zeigte, dass sich deren Lebensräume im Wesentlichen in den klassischen Äschen- und Barbenregionen der Gewässer und in den Rheinauegewässern (Oberrheingraben) befinden.

7.4.1 Priorisierung der potamodromen Gewässerabschnitte

Als Ergebnis der Überlegungen wurden folgende Prioritäten für die Herstellung der Durchgängigkeit in allen potamodromen Gewässerabschnitten vorgeschlagen:

1. Priorität a) und b)	naher Zeithorizont	potamodrome Entwicklungsgewässerabschnitte
2. Priorität	mittlerer Zeithorizont	
3. Priorität	langer Zeithorizont	übrige potamodrome Gewässerabschnitte

Unabhängig von dieser Prioritätensetzung können und sollen bereits laufende oder geplante Projekte an anderen Gewässern weiter geführt werden. Auch ist es sinnvoll, Querbauwerke ohne Nutzung und ohne Wasserrecht oder große Wanderhindernisse an den übrigen Gewässern rück- oder umzubauen, wenn sich eine Gelegenheit dazu ergibt.

Die Priorisierung der Gewässer wurde nach folgenden Kriterien durchgeführt:

1. Priorität

- a) Gewässerabschnitte mit Vorkommen der Indikator-Arten in fischrelevanten FFH-Gebieten und mit einer guten Struktur und Güte (GGS-Index von 1 oder 2)
 - b) Gewässerabschnitte mit Vorkommen der Indikator-Arten in fischrelevanten FFH-Gebieten und mit einer mäßigen Struktur und Güte (GGS-Index von 3 oder 4)
- oder Ausdehnung der Gewässerabschnitte nach Priorität 1a auf ganze Gewässer

2. Priorität

Gewässerabschnitte mit Vorkommen der Indikator-Arten, die nicht in Priorität 1 fallen, und unter naturräumlichen Gesichtspunkten ausgewählt wurden

Die höchste zeitliche Priorität erhalten danach die Gewässerabschnitte gemäß 1a.

Der Rhein, die Rheinauegewässer (Nebenarme und Altarme) und die Mündungsbereiche der größeren Zuflüsse bis zur Niederterrasse des Oberrheins bilden einen noch teilweise vernetzten, typischen Lebensraum auch für die potamodromen Fischarten. Diese Gewässer besitzen ein hohes Potenzial zur Rekrutierung dieser Fischarten. Die Mündungsbereiche (bis ca. 1-3 km aufwärts) der größeren Rheinzufüsse stellen mit dem Strom und den noch vorhandenen Auegewässern einen sehr wichtigen Biotopverbund dar, den es vorrangig zu entwickeln gilt.

In Abb. 7.3 sind die potamodromen Gewässerabschnitte mit der jeweiligen zeitlichen Priorität dargestellt. Die Karte zeigt nur Gewässer mit einem Einzugsgebiet $AE \geq 100 \text{ km}^2$. Zum Erhalt stabiler Populationen potamodromer Fischarten müssen aber ganze Gewässersysteme als ökologische Einheit von der Mündung bis in die kleineren Gebieten einschließlich der Nebengewässer entwickelt werden.

Bei den kleineren Nebengewässern ist möglicherweise aus ökonomischen Gründen eine Priorisierung erforderlich. Zunächst sollten kleinere Gewässer mit guter Struktur und geringem Aufwand saniert werden und erst zu einem späteren Zeitpunkt die übrigen Gewässer.

Wenn die Sanierung der Gewässer 1. und ggf. 2. Priorität erfolgt ist und/oder Ergebnisse des Monitoring vorliegen, ist es erforderlich, erneut eine Priorisierung der bis dahin noch nicht entwickelten Gewässer vorzunehmen. Diese kann nach den gleichen Arbeitsschritten unter Einbeziehung neuer Erkenntnisse durchgeführt werden. Damit kann ggf. die 3. Priorität weiter unterteilt werden.

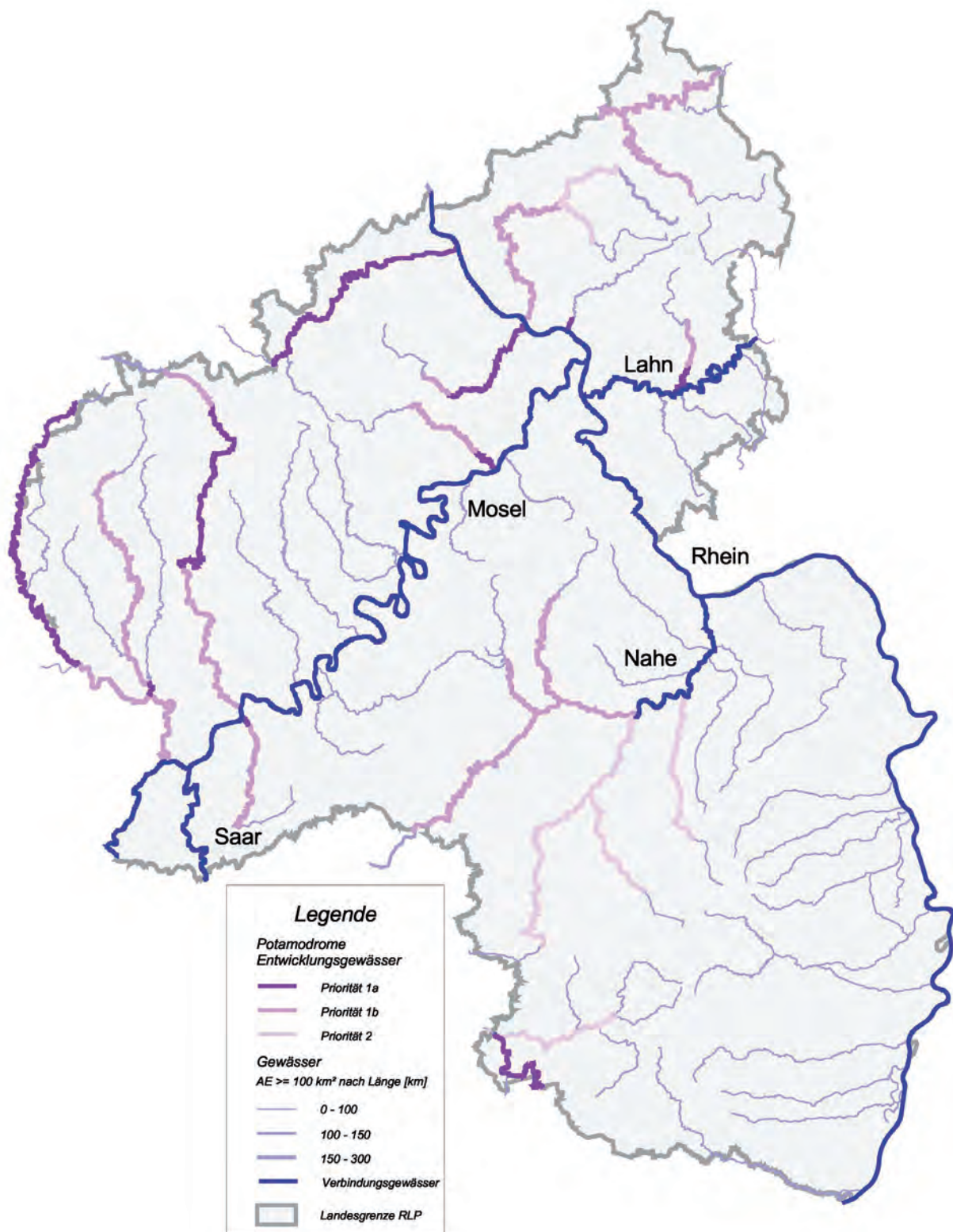


Abb. 7.3: Aktueller Vorschlag für potamodrome Entwicklungsgewässerabschnitte (Priorität 1 + 2) in Rheinland-Pfalz (Projektphase 3) mit einem Einzugsgebiet ≥ 100 km², gestaffelt nach Prioritäten, ohne Darstellung von Rhein, Rheinauegewässer und untersten Abschnitten der Rheinzufüsse (Stand Februar 2008; aus der laufenden Diskussion können sich geringfügige Änderungen ergeben)

8 Zusammenfassung

Die zahlreichen Querbauwerke und Wasserkraftanlagen in den rheinland-pfälzischen Gewässern beeinträchtigen die aquatischen Lebensräume in erheblichem Maße. Angesichts ihrer großen Zahl stellt sich vor dem Hintergrund knapper öffentlicher Mittel die Frage, welche Standorte räumlich und zeitlich prioritär umgestaltet werden sollen, um einen bestmöglichen gewässerökologischen Nutzen – auch im Sinn der EG-WRRL – zu erzielen.

In der vorliegenden Studie wurde ein Bewertungssystem entwickelt, das die verschiedenen Auswirkungen von Querbauwerken und Wasserkraftanlagen erfasst. Das Bewertungssystem basiert auf Raten, mit denen die erwarteten Effekte (z.B. Effizienz beim Aufstieg von Fischen) in Zahlenwerten von 0 bis 1 bzw. von 0 bis 100% eingestuft wurden.

Daraus wurden Indizes abgeleitet, die der anschaulichen, auch farblichen Darstellung der Bewertung dienen.

Für 1.936 besichtigte Standorte in Rheinland-Pfalz, die ein Einzugsgebiet ≥ 100 km² besitzen und die an 70 Gewässern liegen, wurden jeweils zehn Indizes ermittelt, die die einzelnen Standorte charakterisieren. Diese Indizes sollen dem Vergleich der Standorte untereinander dienen und lokale bzw. regionale Planungen unterstützen.

Weiterhin wurden zur Priorisierung der 70 Gewässer sieben Gewässerindizes entwickelt.

Die Indizes weisen eine 5-stufige Skale auf. Die Indizes, die Eingriffe in die Gewässerökologie beschreiben, folgen mit ihrer Einstufung der EG-WRRL. Der Index 1 bedeutet dabei „Kein Eingriff“, Index 5 entspricht einem „Sehr starken Eingriff“.

Die Raten und Indizes beschreiben die Auswirkungen der Querbauwerke auf die Gewässerökologie nicht im mathematischen Sinne exakt, sondern sie zeigen Trends auf und machen die Handlungs- und Planungserfordernisse deutlich.

Ein wesentlicher Teil der Studie beschäftigte sich mit dem Wasserkraftpotenzial in Rheinland-Pfalz. Auf Basis der bei den Besichtigungen ermittelten Daten der in Betrieb befindlichen Wasserkraftanlagen und der aktuell nicht genutzten Standorte mit einem Einzugsgebiet ≥ 100 km² konnten verlässliche Auswertungen vorgenommen werden. Das als Ergebnis vorliegende zusätzliche technische Potenzial wurde mit anerkannten Literaturangaben verglichen und dort bestätigt. In einem abschließenden Bearbeitungsschritt wurde die Machbarkeit der ausbaufähigen Standorte unter ökonomischen und ökologischen Gesichtspunkten geprüft.

Parallel zu den Arbeiten dieser Studie, deren Schwerpunkt die Einschätzung und Bewertung der Auswirkungen von Querbauwerken und Wasserkraftanlagen auf die Gewässerökologie waren, erfolgte in 2007 die erste Maßnahmenplanung im Sinne der EG-WRRL unter dem Titel:

„Erarbeitung von ersten jeweils gebietsspezifischen Vorschlägen für grundsätzlich in Frage kommende Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen für die Oberflächenwasserkörper (OWK) auf der Ebene von Planungseinheiten (PE) als Grundlage für die durch die zuständige Behörde in enger Zusammenarbeit mit den Maßnahmenträgern aufzustellenden verbindlichen Maßnahmenprogramme gemäß der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Rheinland-Pfalz“

8.1 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Untersuchung in Bezug auf die wichtigsten Parameter können wie folgt zusammengefasst werden:

Lebensraumveränderung

Durch Querbauwerke wird der aquatische Lebensraum im Vergleich zum Leitbild durch Rückstau und Ausleitung erheblich verändert.

Als sprachliche Interpretation des Begriffs „geringfügige Veränderung“ wurde eine Lebensraumveränderung von 25% der Länge einer Fließgewässerzone als akzeptabel für den guten ökologischen Zustand angesetzt (Index=2). Der Index Lebensraumveränderung wurde durch eine Abstufung der Raten (prozentuale Lebensraumveränderung) definiert.

In den Barbenregionen beträgt die Lebensraumveränderung im Moselsystem 80% (Index 4), im Lahnsystem 93% (Index 5) und im Nahesystem 34% (Index 3).

Die Lebensraumveränderung der Bundeswasserstraßen Mosel und Lahn wird auch in Zukunft bestehen bleiben. In deren Zuflüssen und im Nahesystem könnte die Lebensraumveränderung in der Barbenregion durch Rückbau von Querbauwerken reduziert werden.

Die Äschenregionen weisen mit einer summarischen Lebensraumveränderung von maximal 25% (Index 2) eine vergleichsweise geringe Beeinträchtigung auf. Lokal besteht aber auch hier Handlungsbedarf, was die Standortbezogenen Rückstau- und Ausleitungsindizes zeigen.

Durchgängigkeit der Gewässer – Trends für Erreichbarkeit und Arealnutzung diadromer Arten

Die Durchgängigkeit der rheinland-pfälzischen Gewässer ist für die diadromen Arten, die aufgrund ihres Lebenszyklus zwischen den Binnengewässern und dem Meer wechseln müssen, derzeit nicht in ausreichendem Maß gegeben.

Die Studie führte dabei zu einem überraschenden Ergebnis:

Beim Fischabstieg können heute prozentual wesentlich mehr Tiere den Rhein lebend erreichen, als dies beim Aufstieg vom Rhein in die potenziellen Areale der Fall ist.

Eine grobe Abschätzung zeigt, dass, wenn alle potenziellen rheinland-pfälzischen Areale vollständig und gleichmäßig von diadromen Arten besiedelt wären, ca. 25% aller Lachse und 13% aller Aale den Rhein beim Abstieg unbeschadet erreichen könnten.

Der Aufstieg in die jeweiligen Areale gelingt zur Zeit aber nur ca. 1,3% der Lachse und 2,7% der Aale.

Aus technisch-ökonomischer Sicht kann die flussaufwärts gerichtete Durchgängigkeit durch den Bau bzw. die Verbesserung von Fischaufstiegsanlagen wesentlich verbessert werden. Hinsichtlich der flussabwärts gerichteten Wanderung ist eine Verbesserung insbesondere an den Verbindungsgewässern Mosel und Lahn nur begrenzt möglich. Daher ist die flussabwärts gerichtete Erreichbarkeit des Rheins der limitierende Faktor für die Festlegung von diadromen Entwicklungsgewässerstrecken.

Für die Festlegung von Entwicklungsgewässerabschnitten für diadrome Arten müssen neben dem Ist-Zustand (der bisher untersucht wurde) auch künftige Maßnahmen und ihre Wirkungen betrachtet werden. Aus diesem Grund wird in Projektphase 3 eine Variantenstudie angeschlossen werden.

Eine erste Abschätzung erlaubt die Karte der Erreichbarkeit-Rhein für Aale und Lachs (Abb. 7.1, Abb. 7.2). Diadrome Entwicklungsgewässer werden demnach auf die rheinnahen Systeme begrenzt sein.

Die Festlegung von Entwicklungsgewässerabschnitten ist ein fachlicher und politischer Prozess. Das Index-System für den Ist-Zustand und die möglichen Plan-Zustände liefert dazu wesentliche Grundlagen.

Verbindungsgewässer

Als Verbindungsgewässer gelten Rhein, Mosel, Saar, untere Nahe und Lahn. Sie stellen die ursprünglichen Hauptwanderachsen der anadromen Arten zu ihren Laichhabitaten dar. Für den Aal sind die Verbindungsgewässer die potenziellen Hauptwanderwege und gleichzeitig wichtige Aufwuchsareale. Für potamodrome Arten sind sie Wanderkorridore zwischen Subsystemen (d.h. den Gewässern, die in die Verbindungsgewässer münden, z.B. Kyll) und Lebensraum für die Artengemeinschaft der Barbenregion.

Die Wiederherstellung der flussauf- und abwärts gerichteten Durchgängigkeit in den Verbindungsgewässern ist damit eine grundsätzliche Voraussetzung für die Entwicklung der potenziell natürlichen Fischfauna im gesamten Untersuchungsgebiet. Überlegungen zur Priorisierung von Maßnahmen für die Wiederherstellung der flussaufwärts gerichteten Durchgängigkeit können sich daher nur auf die zeitliche Abfolge der Maßnahmen beziehen. Die Durchführung der Maßnahmen für den Fischschutz und die flussabwärts gerichtete Durchgängigkeit hängt in starkem Maß davon ab, welche Gewässer für anadrome Arten als vorrangig definiert werden und wie der Schutz der Aalpopulationen verbessert werden soll. Insbesondere an Mosel und Lahn kann das fischfreundliche Turbinenmanagement ein akzeptanzfähiger Ansatz sein. Die Maßnahmenplanung zur Erfüllung der EU-Aalverordnung erfolgt aktuell durch die Landesverwaltung.

Wasserkraftpotenzial (Stand Mai 2006)

Derzeit ist in Rheinland-Pfalz an 175 Wasserkraftanlagen eine Leistung von 240 MW installiert. Davon entfallen 200 MW auf die Mosel- und Saarkraftwerke. Die derzeitige Jahresarbeit der rheinland-pfälzischen Wasserkraftanlagen beträgt etwa 980 GWh.

An 32 Standorten ist ein zusätzliches Wasserkraftpotenzial mit einer Gesamtleistung von 6 MW und einer Jahresarbeit von voraussichtlich 25 GWh technisch realisierbar. Davon befindet sich ein Anteil von etwa 2 MW an drei Anlagen an der Lahn.

An 13 der 32 potenziellen Standorten findet bisher keine Wasserkraftnutzung statt.

Ausblick

Die vorliegende Studie betrachtet Standorte mit einem Einzugsgebiet $AE \geq 100 \text{ km}^2$. Nur für diese Standorte wurde eine Bewertung mit Hilfe des Indexsystems in diesem Bericht vorgestellt.

In 2006 wurden aus der Strukturkartierung die Querbauwerke für alle kleineren kartierten Gewässer und Einzugsgebiete in das Querbauwerke Informationssystem (web-QUIS) übernommen. Die bei der

Kartierung nicht erhobenen Daten zu diesen Querbauwerken können über einen Internet-Zugang, der seit dem Frühjahr 2006 besteht, durch die Behörden vor Ort nach und nach in das QUIS eingefügt werden. Zahlreiche kleine Gewässer wurden daraufhin von der SGD-Süd in 2007 besichtigt. Die Daten zu Querbauwerken wurden z.T. ergänzt bzw. aktualisiert. Bei ausreichender Datenlage kann damit eine Berechnung der Indizes auch für Einzugsgebiete <100 km² erfolgen.

Nach der Datenaufnahme an den Querbauwerken und der Erarbeitung des vorliegenden Index-Systems wurde in einer dritten Projektphase (2007/2008) die Variantenuntersuchung entwickelt und angewendet. Die Ergebnisse werden in einem getrennten Berichtsteil dargestellt, der ein Rahmenkonzept für die Herstellung der Durchgängigkeit in den diadromen Entwicklungsgewässerabschnitten vorschlägt.

Der vorliegende Bericht enthält Anhänge, in denen die aktuellen fachlichen Grundlagen für Maßnahmen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit dargestellt werden

Anhang A: Fischaufstiegsanlagen

Anhang B: Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen

Ergänzend werden in Anhang C die historischen Hinweise auf Lachsvorkommen dargestellt.

Zusammen mit den fachlichen Grundlagen stellt die Studie Werkzeuge und Vorschläge zur Verfügung, die den Arbeiten zur Verbesserung der Durchgängigkeit und zur umweltgerechten Nutzung der Wasserkraft in Rheinland-Pfalz eingesetzt werden können.

9 Glossar

Begriff/Abkürzung	Bedeutung
abiotisch	nicht lebend, unbelebt
anadrom	Art, die sich im Süßwasser fortpflanzt, ihre Entwicklung bis zur Geschlechtsreife jedoch im Meer vollzieht.
Art	Gemeinschaft von Individuen, die fortpflanzungsfähige Nachkommen haben kann.
Areal	Das Gebiet, das eine Population besiedelt bzw. besiedeln könnte.
Ausleitungsstrecke	Ursprüngliches Gewässerbett (Mutterbett) eines Fließgewässers mit einem durch die Wasserausleitung in die Umleitungsstrecke (auch Triebwerkskanal) verringerten Abfluss.
Biotop	Lebensraum einer Biozönose mit seinen spezifischen Umwelt- und Lebensbedingungen.
Biozönose	Gemeinschaft von Pflanzen und Tieren in einem Lebensraum.
Bypass	1. Maßnahme zur Umgehung einer Hauptströmung; hier: zur Bereitstellung einer zusätzlichen Leitströmung. 2. Geschlossenes oder offenes Gewässer, über das Fische vom Oberwasser zum Unterwasser gelangen können und so ein Bauwerk umgehen.
diadrom	Art, deren Lebenszyklus einen obligaten Wechsel zwischen Lebensräumen im Meer und in Binnengewässern umfasst.
EEG	Erneuerbare Energien Gesetz
FAA	Fischaufstiegsanlage
FLZ	Fließgewässerzonierung Einteilung des Längsverlaufs der Fließgewässer in Zonen (Regionen) anhand Gefälle und Breite. Jede Region wird von einer typischen Fischartengemeinschaft (Ichthyozönose) besiedelt, die durch eine Leitfischart charakterisiert wird.
	Krenal (Quelle) – nicht von Fischen besiedelt
	Epi-Rhithral – Obere (Bach-) Forellenregion
	Meta-Rhithral – Untere (Bach-) Forellenregion
	Hypo-Rhithral – Äschenregion
	Epi-Potamal – Barbenregion
	Meta-Potamal – Brachsenregion
	Hypo-Potamal – Kaulbarsch-Flunderregion
Habitat	Aufenthaltsbereich von Pflanzen und Tieren innerhalb eines Biotops.
katadrom	Art, die sich im Meer fortpflanzt, ihre Entwicklung bis zur Geschlechtsreife jedoch im Süßwasser vollzieht.
laterale Durchgängigkeit	Permanente oder temporäre Durchgängigkeit zwischen Fließ- und Auegewässern im Sinne der Biotopvernetzung.
Leitfischart	Fischart, die eine bestimmte Fließgewässerregion besiedelt. Sind keine Störeinflüsse vorhanden, dominiert zumeist die Leitfischart den Fischbestand.

Begriff/Abkürzung	Bedeutung
lineare Durchgängigkeit	Durchwanderbarkeit eines Fließgewässersystems für Fische und Makrozoobenthier.
Mindestabfluss Q_{\min}	Erforderlicher Abfluss in der Ausleitungsstrecke in m ³ /s.
potamodrom	Art, die alle Entwicklungsstadien im Süßwasser durchläuft und mehr oder weniger ausgedehnte Wanderbewegungen zwischen unterschiedlichen Lebensräumen unternimmt.
potenziell natürliche Fischfauna	Zu dieser zählen alle Arten, die ursprünglich in einem Gewässersystem heimisch waren und aktuell einen geeigneten Lebensraum vorfinden oder in absehbarer Zukunft wieder vorfinden werden. Synonym zum Begriff der EG-WRRL „typspezifische Artengemeinschaft eines Gewässers“.
Population	Fortpflanzungsgemeinschaft einer Art.
Referenzzönose	Zönose, die der Bewertung zugrunde liegt. Sie wird von den Ländern im Zusammenhang mit der WRRL festgelegt.
rheophil	Art, die strömungsgeprägte Gewässer besiedelt.
Reproduktion	Fortpflanzung
rezente Nachweise	Nachweise des Vorkommens einer Art anhand von Lebendfunden aus den letzten 10 Jahren (im Gegensatz zu Nachweisen anhand von Sammlungen, Bildern, Dokumenten etc.).
rhithral	Art der Bäche
Smolts	Ins Meer abwandernde Junglachse mit typisch silbriger Färbung
stagnophil	Art, die ruhig strömende bzw. stehende Gewässer besiedelt.
TM	Turbinenmanagement
WKA	Wasserkraftanlage(n)

10 Literatur

- ATV-DVWK (2004): Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. – Hrsg.: ATV-DVWK – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, ISBN 3-934063-91-5, 256 S..
- BERG, R. (1987): Fischschäden durch Turbinen. _ Arb. Dt. Fischereiverb. 44: 41-47.
- BUG & GDV (BÜRO FÜR UMWELTBEWERTUNG UND GEOÖKOLOGIE und GESELLSCHAFT FÜR GEOGRAPHISCHE DATENVERARBEITUNG MBH) (2004): Vorgehensweise bei der Zusammenstellung von Daten, Programmierungen und Auswertungen im Rahmen der EU-WRRL für Rheinland-Pfalz, 34 S..
- DFW (1901): „Der Lachs im oberen Moselgebiet“, P.P.C. Hoek, in Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften, Herausgeber: Deutscher Fischerei-Verein, IX. Band, 1901-1902
- DUMONT, U., CH. BAUERFEIND, I. DRÖSSER (2005a): „Studie zur Bewertung der rheinland-pfälzischen Gewässer hinsichtlich Durchgängigkeit und Eignung zur Wasserkraftnutzung – Abschlussbericht zur Datenerhebung“. Im Auftrag des Landesamts für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht des Landes Rheinland-Pfalz, Mainz, 230 S.
- DUMONT, U., P. ANDERER, U. SCHWEVERS (2005b): „Handbuch Querbauwerke“, Hrsg. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, 213 Seiten.
- DUMONT, U. (2005c): „Entwicklung eines beispielhaften bundeseinheitlichen Genehmigungsverfahrens für den wasserrechtlichen Vollzug mit Anwendungsbeispielen im Hinblick auf die Novellierung des EEG“, Gutachten im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin, 72 Seiten.
- DUMONT, U., P. ANDERER, CH. BAUERFEIND, I. DRÖSSER, R. KEUNEKE (2006): „Studie zur Bewertung der rheinland-pfälzischen Gewässer hinsichtlich Durchgängigkeit und Eignung zur Wasserkraftnutzung - Phase 2 - Indexbewertung“, Interner Bericht. Im Auftrag des Landesamts für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht des Landes Rheinland-Pfalz, Mainz, 306 S.
- DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V.) (1996): Fischaufstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. – Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn, Merkblätter zur Wasserwirtschaft 232, 120 S..
- EICHER, G. J. (1985): Fish passage: protection of downstream migrants. - Hydro Review 1985, 95 - 99.
- EPRI (Electric Power Research Institute) (1992): Fish entrainment and turbine mortality and guidelines. Research project 2694-01.
- GISECKE, J. & K. JORDE (1997): Ansätze zur ökologischen Optimierung von Mindestabflussregelungen in Ausleitungsstrecken. – Wasserwirtschaft 87, S. 232-237.
- HADDERINGH, R. H. & H. D. BAKKER (1998): Fish mortality due to passage through hydroelectric power stations on the Meuse and Vecht rivers. – In: JUNGWIRTH, M. SCHMUTZ & S. WEISS (Hrsg.): Fish migration and fish bypasses. – Oxford (Fishing News Books), 315 – 328.

- HARO, A. (2002): Conte Anadromous Fish Laboratory, Leetown Science Center, USA
- HASSINGER, R. (2000): Neue Wege zur Herstellung von Durchgängigkeit an Sohlstufen für Fische, Benthosorganismen und Kanusportler. – Universität Gesamthochschule Kassel, Manuskript 15 S..
- HEIMERL, S. & J. GIESECKE (2004): Wasserwirtschaft Nr. 10
- HOLZNER, M. (1999): Untersuchungen zur Vermeidung von Fischschäden im Kraftwerksbereich, dargestellt am Kraftwerk Dettelbach am Main/Unterfranken. – Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Bayern, Heft 1, 224 S..
- HUET, M. (1949): Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. - Schweiz. Z. Hydrol. 11, 322 - 351.
- HUET, M. (1959): Profiles and biology of western European streams as related to fish management. - Trans. Am. Fish. Soc. 88, 155 - 163.
- INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE (2004): Untersuchungen zum Energieeintrag in natürlichen Gewässern. Aachen-, unveröffentlicht.
- INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE (2005): Genehmigungs- und Ausführungsplanung der WKA Sigambria, Aachen, unveröffentlicht.
- INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE (2006): Studie und Ausführungsplanung für den Standort Roermond, Aachen, unveröffentlicht.
- INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE (2008): Erarbeitung und Praxiserprobung eines Maßnahmenplans zur ökologisch erträglichen Wasserkraftnutzung an der Mittelweser; Forschungsvorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau (Bearbeitung 2007 bis 2010).
- KEUNEKE, R., ZESTER, C., DUMONT, U. (2005): „Studie zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit der Sieg“. Hrsg. Landesamt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten des Landes NRW, Kirchhundem- Albaum.
- KORTE, DR. E. & R. HUGO (2006): Die fischfaunistischen Referenzen der Fließgewässer in Rheinland-Pfalz. Hrsg. Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht des Landes Rheinland-Pfalz, Mainz.
- KRÜGER, F. & S. HEIMERL (2007): Zur hydraulischen Berechnung von rauen Rampen in Störsteinbauweise.- In: Wasserwirtschaft 7-8/2007, S. 32 ff
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2000): Anlagen zur Herstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern: Raue Rampen und Verbindungsgewässer. – Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie. Bd. 63, 191 S., Karlsruhe, ISBN 3-88251-274-1.
- LARINIER, M. (2000): Dams and Fish Migration. In Dams, ecosystem functions and environmental restoration, Thematic Review II.1 prepared as an input to the World Commission on Dams, Cape Town . Berkamp, G., McCartney, M., Dugan, P., McNeely, J., and Acreman, M. (eds). <http://www.dams.org/docs/kbase/thematic/tr21main.pdf>
- LARINIER, M. (1995): Passes à poissons. – Paris (Conceil Supérieur de la Pêche).
- LARINIER, M. & J. DARTIGUELONGUE (1989): Bulletin français de la pêche et de la pisciculture „Numéros 312-313“, 45 ff

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1999): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland, Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2001): Empfehlungen zur Ermittlung von Mindestabflüssen in Ausleitungsstrecken von Wasserkraftanlagen und Festsetzungen im wasserrechtlichen Vollzug. Schwerin.

LfW 206/02 (2002): Landesamt für Wasserwirtschaft, Fließgewässerinformationssystem Rheinland-Pfalz – Datendokumentation zur Wasserwirtschaftlichen Planung, Version 2.02, LfW-Bericht Nr. 206/02, 19 S..

LfW 211/99 (1999): Landesamt für Wasserwirtschaft, Fließgewässerinformationssystem Rheinland-Pfalz – Datendokumentation zur Gewässerstrukturgütekartierung, LfW-Bericht Nr. 211/99,

LfW 213/99 (1999): Landesamt für Wasserwirtschaft, Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland, Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer, LfW-Bericht Nr. 213/99, 180 S..

MONTEN, E. (1985): Fish and turbines - Fish injuries during passage through power station turbines. - Stockholm (Vattenfall), 111 S.

MUCHIUT et al. (2002) : Principaux facteurs à prendre en compte pour une meilleure gestion de l'anguille européenne *Anguilla anguilla*

MUF (2000): „Fische und Fischerei in Rheinland-Pfalz – Bestandsaufnahme, fischereiliche Nutzung, Fischartenschutz“, Hrsg. Ministerium für Umwelt und Forsten, Rheinland-Pfalz, Mainz.

MUF (2005): „Der Lachs kehrt zurück – Stand der Wiederansiedlung in Rheinland-Pfalz“, Hrsg. Ministerium für Umwelt und Forsten, Rheinland-Pfalz, Mainz.

ODEH, M. (1999): Innovations in fish passage technology. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, ISBN: 1-888569-17-4.

POTTGIESSER, T. & M. HALLE (2004): Abschließende Arbeiten zur Fließgewässertypisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL – Teil I, Endbericht, 27 S..

RABEN, K. von (1957): Zur Beurteilung der Schädlichkeit der Turbinen für Fische. – Wasserwirtschaft 47, 60 – 63.

LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT RHEINLAND-PFALZ, (1999): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittlere Gewässer, Verfahren für große Gewässer 147 S..

SCHWEVERS, U. & B. ADAM (1999): Gewässerstrukturgüte und Fischfauna. – Natur und Landschaft 74, S. 355 – 360.

SEILER (1999): „Zur Geschichte der Lachsfischerei im Bezirk Trier insbesondere zu deren Niedergang und Ende“, H. Seiler, Broschüre des Landes Rheinland-Pfalz, Bezirksregierung Trier.

SHB (1930): „Der Lachs der Hunsrück- und Eifel Flüsse“, Th. Schmidt, Südwestdeutsche Heimatblätter, Nummer 4, 5, und 6, Saarbrücken.

SPÄH, H. (2000): Erste Erfahrungen und fischereibiologische Anmerkungen zur Funktion des Mäander-Fischpass der Peters Ökofisch GmbH & Co. KG, Interner Bericht.

STAAS, ST.& I. STEINMANN (2002): Untersuchungen zur Smoltabwanderung und Quantifizierung der jährlichen Lachs-Smoltproduktion im Siegsystem 2002 – Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Landesfischereiverbandes Westfalen und Lippe e.V. als Beitrag zum Wanderfischprogramm NRW.

TWELBECK, R. (2004): Ökologische Aussagekraft der Gewässerstrukturgüte, Gewässerstruktur und Fischpopulation in Rheinland-Pfalz, Projektdokumentation Dezember 2004, 96 S..

TWELBECK, R. (2004): Ökologische Aussagekraft der Gewässerstrukturgüte - Gewässerstruktur und Fischpopulation in Rheinland-Pfalz, Projektdokumentation, 96 S..

VERBUND (2004): Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL; Allgemeiner Teil: Grundlagen zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern anhand der Fischfauna, Abschlussbericht-Entwurf, März 2004, gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung, 50 S..

Anhang A

Grundlagen zum Bau von Fischaufstiegsanlagen

Grundsätzlich ist die flussaufwärts gerichtete Durchgängigkeit an allen Wanderhindernissen, die ursprünglich passierbar waren, wiederherzustellen. Die Durchgängigkeit eines durch ein Querbauwerk beeinflussten Gewässerabschnitts kann entweder durch den Rückbau des Bauwerks oder durch Errichtung einer Fischaufstiegsanlage erreicht werden. Fischaufstiegsanlagen sind so zu gestalten, dass sie als Wanderkorridor für die potenziell natürliche Fischfauna und für Makrozoobenthos dienen können.

Die Durchgängigkeit ist nicht nur für das einzelne Bauwerk, sondern immer für den jeweiligen Standort sicherzustellen. Darunter wird der gesamte Gewässerbereich verstanden, der von einem Wehr und ggf. einer Nutzungsanlage beeinflusst wird, d.h. zwischen dem unteren Punkt der Beeinflussung des Gewässers (z. B. Mündungsbereich des Unterwasserkanals einer Wasserkraftanlage) bis zur Stauwurzel des Wehrs.

Das DVWK-Merkblatt „Fischaufstiegsanlagen“ (DVWK 1996) wird als bekannt vorausgesetzt. Die nachfolgenden Kapitel spiegeln neuere Erfahrungen seit dem Erscheinen des Merkblattes wider und stellen in gewisser Weise eine Weiterentwicklung der dortigen Empfehlungen dar. Wesentliche Aussagen wurden bereits in DUMONT et al (2005) vorgestellt. In absehbarer Zeit wird eine Überarbeitung des DVWK/DWA-Merkblattes erscheinen, das dann die Grundlage für die Planung und den Bau von Fischaufstiegsanlagen zusätzlich zur Verfügung stehen wird.

Ziel von Fischaufstiegsanlagen ist, dass die natürlichen Wanderbewegungen von Fischen und Makrozoobenthosorganismen im Vergleich zum Zustand des Gewässers ohne künstliche Hindernisse möglichst geringfügig beeinflusst vollzogen werden können.

Dies bedeutet, dass

- die Wanderbewegungen zeitgleich entsprechend dem natürlichen Wanderbedürfnis erfolgen können. Da Fischwanderungen ganzjährig auftreten (vgl. DVWK 1996) ist die Funktionsfähigkeit von Fischaufstiegsanlagen an mindestens 300 Tagen (Q_{30} bis Q_{300}) sicherzustellen, d.h. außerhalb der Zeiten mit sehr niedrigen und sehr hohen Abflüssen, wo dies nur mit unverhältnismäßig hohem technischen Aufwand möglich wäre;
- der Zeit- und Energiebedarf der aufsteigenden Lebewesen für die Durchwanderung einer von einem Wanderhindernis beeinflussten Strecke nicht wesentlich von den natürlichen Verhältnissen abweicht bzw. die Erfüllung der notwendigen biologischen Funktionen nicht wesentlich beeinträchtigt wird. Dies gilt für alle in Frage kommenden Entwicklungsstadien und Arten;
- räumlich gesehen die Erreichbarkeit bzw. der Wechsel zwischen den natürlichen Habitaten der aquatischen Fauna keine wesentlichen Abweichungen zu den ungehinderten Bewegungsmustern aufweist.

Nur bei Erfüllung dieser Forderungen ist damit zu rechnen, dass durchgängig gestaltete Wanderhindernisse keinen negativen Einfluss auf den Aufbau und den Bestand der ortstypischen Gewässerfauna haben. Andernfalls sind zeitliche, räumliche oder artspezifische Beeinträchtigungen oder Ausfälle zu erwarten.

Seit dem Erscheinen des DVWK - Merkblattes „Fischaufstiegsanlagen“ wurden neue Erkenntnisse hinsichtlich der Auslegung von Fischaufstiegsanlagen gewonnen. Im vorliegenden Bericht wurden daher modifizierte hydraulische und geometrische Bemessungswerte vorgeschlagen, die dem aktuellen Stand der fachlichen Diskussion entsprechen.

Die Bewertung von bestehenden Fischaufstiegsanlagen wurde auf der Basis der neuen Bemessungswerte vorgenommen. Der aktuelle Stand der Technik war zum Zeitpunkt der Errichtung dieser Bauwerke noch nicht bekannt. Insofern darf die Bewertung nicht mit einer Kritik an bestehenden Anlagen gleichgesetzt werden.

Die nachfolgenden Ausführungen gelten für die groß- und kleinräumige Anordnung und den konstruktiven Aufbau von Fischaufstiegsanlagen. Dies schließt die Auffindbarkeit der Fischaufstiegsanlage in jedem Fall mit ein. Die Passierbarkeit vor- und nachgeschalteter Gewässerabschnitte muss ebenso gewährleistet sein. Dies betrifft insbesondere Ausleitungsstrecken, für die der Mindestabfluss mit Betrachtung von Fließtiefe und Fließgeschwindigkeit festzulegen ist.

A.1

Mindestabfluss in Ausleitungsstrecken

Bei Ausleitungskraftwerken tritt die Problematik der Veränderung des Abflusses im Mutterbett (= Ausleitungsstrecke) auf.

Sie hat charakteristische Auswirkungen:

- Veränderung des Lebensraums in der Ausleitungsstrecke.
- Verschlechterung der Durchwanderbarkeit der Ausleitungsstrecke für die aquatische Fauna.

Die Festlegung eines Mindestabflusses für eine Ausleitungsstrecke ist daher eine der wichtigsten gewässerökologischen Anpassungsmaßnahmen für Wasserkraftanlagen. Der Mindestabfluss vermindert jedoch den durch die Wasserkraftanlage wirtschaftlich nutzbaren Abfluss des Gewässers und führt daher zu ökonomischen Einbußen.

A.1.1

Rheinland-Pfälzische Mindestabflussregelung

Mit Rundschreiben vom 12.10.01 des Ministeriums für Umwelt und Forsten in Rheinland-Pfalz wird "... die LAWA – Veröffentlichung zur Anwendung und Erstellung des Fachgutachtens in Rheinland-Pfalz eingeführt."

*"Zur Ermittlung von Mindestabflüssen werden zwei Verfahren empfohlen, die aus den unterschiedlichen Erfahrungen und Handhabungen der Bundesländer resultieren. Beide Verfahren quantifizieren erstmalig die ökologischen Ansprüche der standorttypischen Biozönose, die durch die jeweilige Leitfischart repräsentiert wird, und erfüllen damit in umfassender Art und Weise die Ansprüche an die Gewässerökologie. Der **Biotop-Abfluss-Ansatz** stellt die Faktoren Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe, der **ökohydrologische Ansatz** die mittleren Niedrigwasserverhältnisse und die Wassertiefe in den Mittelpunkt. Der daraus abgeleitete Mindestabfluss Q_{min} ist nicht gleichzusetzen mit dem ermittelten Restwasser nach anderen Methoden.*

Nach dem **Biotop-Abfluss-Ansatz** soll in der Ausleitungsstrecke an einer repräsentativen Flachstelle (pessimale Schnelle) die mittlere Querschnittsgeschwindigkeit v_m mindestens 0,3 m/s und, in Abhängigkeit von der biozönotischen Region, eine Wassertiefe von mindestens 0,2 m bis 0,4 m bzw. im Talweg der Ausleitungsstrecke eine mittlere Wassertiefe von mindestens 0,3 bis 0,6 m durch einen entsprechenden Mindestabfluss erreicht werden [...].

Nach dem **ökohydrologischen Ansatz** soll sich der Mindestabfluss möglichst weitgehend an die mittleren Niedrigwasserverhältnisse anpassen, um somit standorttypische Biotopqualitäten zu erhalten. Unter Wahrung von Mindestwassertiefen im Talweg der Ausleitungsstrecke zum Erhalt der Durchgängigkeit in Abhängigkeit von der biozönotischen Region reicht der Orientierungsbereich des Mindestabflusses von dem standortbezogenen MNO bis zu den jeweiligen hydrologischen Halbjahreswerten MNO_{Winter} , MNO_{Sommer} und gegebenenfalls den MNO_{Monat} -Werten während der Laich- und Entwicklungsphase der jeweiligen Leitfischart.“

Grundsätzlich soll der Mindestabfluss Q_{min} zunächst mit Hilfe des Biotop-Abfluss-Ansatzes ermittelt werden. Dieser Q_{min} ist sodann mit den Kenngrößen des Abflussregimes zu vergleichen. Ist der Betrag des Q_{min} im Sinne einer Mindestwasserregelung unrealistisch hoch ($\gg MNO$) bzw. ist der Biotop-Abfluss-Ansatz messtechnisch nicht anwendbar, wird der ökohydrologische Ansatz angewendet. Nach bisherigen Erfahrungen trifft dies häufig zu einerseits bei Gewässern mit stark schwankender Wasserführung und geologisch bedingten sehr niedrigen Niedrigwasserabflüssen sowie andererseits in stark geröllreichen Gewässern [...].

Die Festsetzung der Mindestabgabe Q_{ab} erfolgt in Ausübung des pflichtgemäßen Ermessens unter Abwägung aller betroffenen Belange“ (LAWA 2001).

Tab. A.1: Mindestfließtiefe und die Mindestfließgeschwindigkeit in den pessimalen Profilen von durchwanderbaren Ausleitungsstrecken von Gewässern entsprechend Rundschreiben MUF vom 12.10.2001

Fließgewässerzone	Für den Bereich der Schnelle (Riffle-Struktur) sind einzuhalten:	
	Mindestwassertiefe [m]	Mindestfließgeschwindigkeit [m/s]
Forellenregion (Epi- und Metarhithral)	0,15	$\geq 0,3$
Äschenregion (Hyporhithral)	0,20	$\geq 0,3$
Barbenregion (Epipotamal)	0,30	
Brassenregion (Metapotamal)	0,40	

A.2

Rückbau von Querbauwerken

Grundsätzlich ist im Sinn einer ökologischen Gewässersanierung bei jedem Querbauwerk zu prüfen, ob es entfernt oder zumindest teilweise rückgebaut werden kann. Durch den Rückbau eines Querbauwerks ergeben sich als unmittelbare gewässerökologische Vorteile:

- Die Wiederherstellung der Durchgängigkeit des Gewässers ohne jede Einengung des Wanderkorridors, die mit einer Fischwanderhilfe in der Regel verbunden ist. Es entfällt die Problematik der Auffindbarkeit des Wanderkorridors und der Konzentration des Sohlengefälles auf einem kurzen Gewässerabschnitt.
- Bezogen auf das gesamte Fließgewässer wird die Zahl der Wanderhindernisse vermindert. Dies ist besonders wichtig in Anbetracht des möglichen Zeit- und Energieverlustes der Fische zur Überwindung einer Fischwanderhilfe (vgl. die Problematik der Auffindbarkeit und des physiologischen Leistungsvermögens).
- Statt des bisherigen Staubereichs stellt sich wieder eine freie Fließstrecke ein. Falls keine sonstigen Restriktionen vorliegen, wird der Lebensraum, der dem Gewässertyp und der Fließgewässerzone entspricht, wiederhergestellt. Der Anteil der überformten Gewässerstrecken in einem Flussgebiet wird reduziert.
- Hinzu kommt, dass der Rückbau von Querbauwerken kostengünstiger sein kann als die Wiederherstellung der Durchgängigkeit (Baukosten und Betriebskosten). Dies gilt aber nur dann, wenn keine unerwarteten Folgekosten durch die hydromorphologische Entwicklung des Gewässers nach Abriss des Bauwerks entstehen.

Für den Rückbau eines Querbauwerks muss in der Regel ein wasserrechtliches Verfahren durchgeführt werden, in dem zumindest die nachfolgenden Aspekte untersucht und planerisch ausgearbeitet werden müssen:

- Ist die Funktion des Querbauwerks heute noch erforderlich oder kann sie ggf. durch andere technische Vorkehrungen ersetzt werden?
- Liegt das Querbauwerk in einem gewässerökologisch wichtigen oder empfindlichen Gewässerabschnitt oder in einem ausgewiesenen Schutzgebiet (z.B. NSG, FFH), so dass der Rückbau besonders vordringlich ist?
- Ist absehbar, ob künftige z. B. energetische Nutzungen den Fortbestand eines Querbauwerks rechtfertigen?

- Wie ist der rechtliche und eigentumsmäßige Status in diesem Zusammenhang zu bewerten?

Hydromorphologische Randbedingungen

Beim Rückbau von Querbauwerken muss die künftige hydraulische und morphologische Entwicklung des betroffenen Gewässerabschnittes untersucht werden. Dabei sind insbesondere folgende Aspekte von Bedeutung:

- Wurde das Querbauwerk im Zusammenhang mit hydromorphologischen Überformungen des Gewässers errichtet und besteht daher eine wichtige Funktion z. B. zur Sicherung der Sohle? Eine Überprüfung des historischen Gewässerzustandes kann helfen, die Gewässerentwicklung, die nach Rückbau des Bauwerks zu erwarten sind, einzuschätzen. Je nach örtlicher Situation kann die hydraulische Funktion eines Querbauwerks durch eine Verlängerung des Fließweges ersetzt werden.
- Mit welchen Auswirkungen ist bei Voll- oder Teilabriss des Querbauwerks zu rechnen? Hier kann die Gewässertypologie genutzt werden, um die künftige eigendynamische Entwicklung des Gewässers nach Entfernen eines Bauwerks im Zusammenhang mit hydraulischen Berechnungen zu ermitteln bzw. abzuschätzen.
- Wird der Grundwasserspiegel wirksam beeinflusst? Mögliche Gefahren für Gebäudefundamente, aber auch eventuelle Beeinflussung von Schutzgebieten, Bäumen etc..



Abb. A.1: Wehr am Saynbach vor und nach dem Rückbau



Abb. A.2: Gewässertypgerechte Entwicklung eines Standortes an der oberen Lahn: die ursprünglich vorhandenen Furkationen stellen sich wieder ein und bilden durchwanderbare Gewässerarme mit natürlichem Sohlengefälle. Die Gewässerarme sind gegenüber Fischaufstiegsanlagen, die das Gefälle lokal konzentrieren, weniger wartungsintensiv und ökologisch hochwertiger.

A.3

Fischaufstiegsanlagen und das Leistungsvermögen der Fische

Die Fließgewässerzonen beschreiben die unterschiedlichen Lebensräume im Verlauf eines Gewässers, die insbesondere durch die morphologischen und die hydraulischen Bedingungen geprägt werden. Letztere lassen sich durch drei Parameter beschreiben:

- Fließgeschwindigkeit bzw. deren räumliche und zeitliche Verteilung,
- Verteilung der Fließtiefen im Gewässer
- Leistungsdichte im Wasserkörper. Die eingetragene Energie wird entweder dort abgebaut (Energiedissipation) oder weitergeleitet.

Die Fließgeschwindigkeit und ihre Variabilität sowie die Leistung pro Volumeneinheit korrespondieren mit den physischen Ansprüchen bzw. mit dem Leistungsvermögen der standortspezifischen Fische und Wirbellosen.

In Fischaufstiegsanlagen wird zwangsläufig das Gefälle eines größeren Gewässerabschnittes konzentriert und auf einer kürzeren Strecke abgebaut. Daher werden die flussaufwärts wandernden Organismen in diesen Anlagen mit hydraulischen Bedingungen konfrontiert, die von denjenigen ihres natürlichen Lebensraums abweichen. Fischaufstiegsanlagen können nur dann funktionieren, wenn die fluss-

aufwärts wandernden Organismen trotz dieser abweichenden Bedingungen in sie einwandern können und wenn sie bei der Passage nicht physisch überfordert werden.

Aus diesen Gründen kommt den beiden Parametern

- Fließgeschwindigkeit (maximal, minimal, mittel) *und*
- Leistungsdichte

entscheidende Bedeutung bei der Auslegung und bei der Beurteilung von Fischaufstiegsanlagen zu. Die Leistungsdichte hat sich als Kennwert für die Beurteilung des Verhaltens von Fischen vor allem in beckenartigen Fischpässen bewährt (vgl. LARINIER 1992).

A.3.1

Maximale Fließgeschwindigkeit in Fischaufstiegsanlagen

Neuere Untersuchungen in den USA (HARO 2002) befassen sich mit der Abhängigkeit der maximal von einem Fisch leistbaren Schwimmgeschwindigkeit und der zeitlichen Dauer, über die er diese Schwimmleistung erbringen kann.

Die ermittelten grundsätzlichen Zusammenhänge sind:

- Je höher die Fließgeschwindigkeit ist, desto geringer ist die von den Fischen entgegen der Strömung überwindbare Entfernung und umso länger ist die dafür benötigte Zeit.
- Der Energievorrat der Fischarten und ihrer Entwicklungsstadien ist unterschiedlich.
- Das Leistungsvermögen von Fischen gleicher Art und Größe streut.

Nach ATV-DVWK (2004) unterteilt sich die Schwimmgeschwindigkeit von Fischen in drei Bereiche.

- *Sprintgeschwindigkeit*: maximale Relativgeschwindigkeit eines Fisches gegenüber dem Wasser, die nur für wenige Sekunden aufrecht erhalten werden kann und eine lange Regenerationsphase erfordert. Die Sprintgeschwindigkeit beträgt bei adulten Salmoniden, Cypriniden und Perciden ca. 10 bis 12 Körperlängen pro Sekunde.

- *Gesteigerte Geschwindigkeit*: ca. 5 Körperlängen pro Sekunden, kann bis 200 Minuten geleistet werden.
- *Dauergeschwindigkeit*: ca. 2 Körperlängen pro Sekunde über eine lange Zeit (> 200 Minuten).

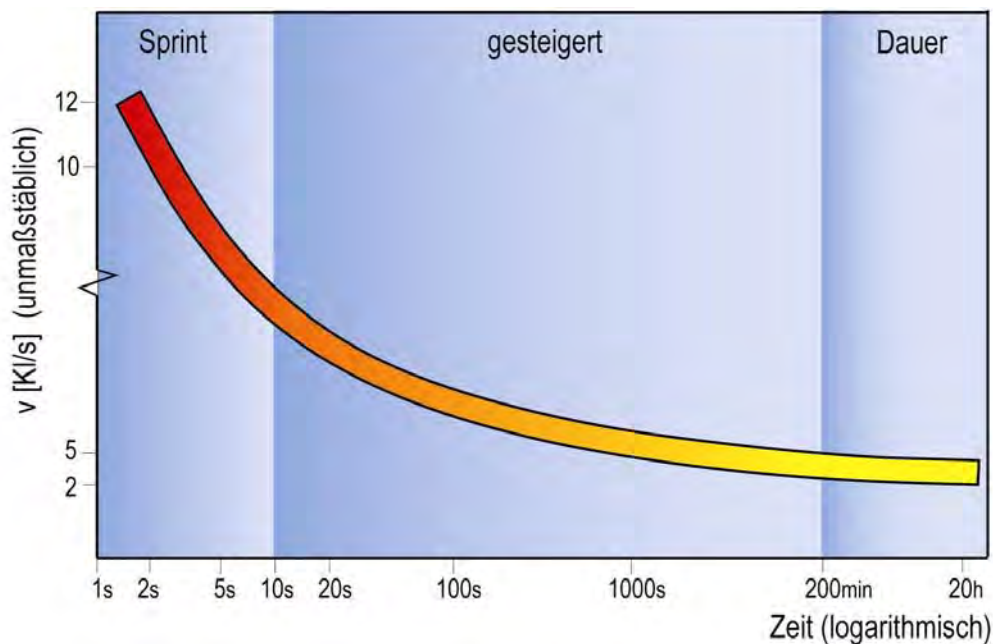


Abb. A.3: Schwimmleistung von Fischen (in Körperlängen pro Sekunde), die für eine bestimmte Zeitspanne aufrecht erhalten werden kann.

Damit der Erschöpfungseffekt nicht eintritt, dürfen Fischaufstiegsanlagen nicht auf die *Sprintgeschwindigkeit* als maximalen Wert in den Engstellen ausgelegt werden. Die Wasserspiegeldifferenz zwischen den Becken bzw. das Gefälle von Fischrampen muss sich daher an der *gesteigerten Geschwindigkeit* orientieren, wobei das gesamte relevante Artenspektrum zu berücksichtigen ist. Aus dem physiologischen Leistungsvermögen der Fische ergibt sich weiterhin die Notwendigkeit, die Länge eines Fischpasses bzw. die in einem Schritt zu überwindende Höhe zu begrenzen bzw. Ruhebecken vorzusehen.

Die in Tab. A.3 dargestellten hydraulischen Bemessungswerte für Fischaufstiegsanlagen basieren auf den hier beschriebenen Zusammenhängen.

A.3.2**Fließgewässerzonierung und Leistungsvermögen der Fische**

Bezüglich der zulässigen Geschwindigkeiten und der zulässigen Leistungsdichte in Fischpässen kann auch die Betrachtung natürlicher Gewässer zusätzliche Anhaltspunkte liefern. Die Werte der natürlichen Leistungsdichte können überschläglich für typische Gewässerabschnitte einer Fließgewässerzone berechnet werden. Tab. A.2 veranschaulicht die abgeschätzten Leistungsdichten für größere Abschnitte von Fließgewässern.

Tab. A.2: Abschätzung der Leistungsdichte in Fließgewässern ($Q \leq MQ$)

Fließgewässerzone	maximales mittleres Gefälle		spezifischer Energieeintrag
Obere Forellenregion	5 %	1:20	150 – 400 W/m ³
Untere Forellenregion	1,5 %	1:66	100 – 150 W/m ³
Äschenregion	0,75 %	1:133	50 – 100 W/m ³
Barbenregion	0,3 %	1:300	10 – 50 W/m ³

Die Leistungsdichte in natürlichen Gewässern liefert Hinweise für die hydraulische Auslegung von Fischaufstiegsanlagen, die die gleiche Tendenz wie die oben schilderten Versuchsergebnisse aufweisen. Es liegen jedoch bisher nur wenige Aussagen darüber vor, wie die hydraulischen Werte in einer Fischaufstiegsanlage mit denjenigen der jeweiligen Fließgewässerzone korrespondieren müssen, damit die formulierten biologischen Forderungen erfüllt werden können. In Kapitel A.7 werden dazu Ansätze vorgestellt.

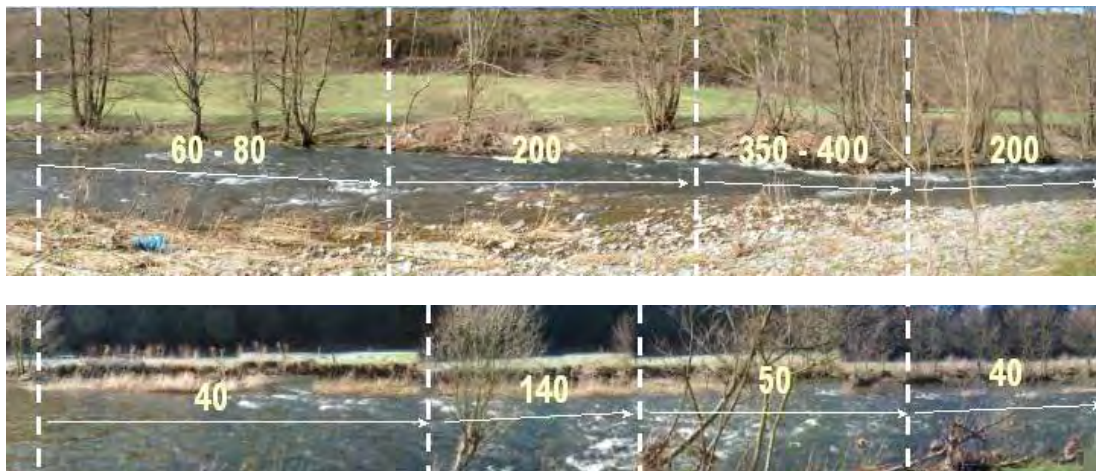


Abb. A.4: Messstrecken zur Ermittlung des abgeschätzten der Leistungsdichte in einem Abschnitt der Rur, Angaben für den jeweiligen Fließbereich in W/m^3 (Messstrecke 1 oben und Messstrecke 2 unten)

A.3.3 Aquatische Wirbellose

Fischaufstiegsanlagen dienen primär als Wanderkorridore für Fische, sie sind jedoch so zu gestalten, dass auch die wirbellosen aquatischen Organismen Querbauwerke überwinden können.

Während jedoch aus der potenziell natürlichen Fischfauna bzw. aus der Fließgewässerzonierung Richtwerte für die Dimensionierung von Fischaufstiegsanlagen abgeleitet werden können, lassen sich bislang keine differenzierten Anforderungen an die Konstruktion von Fischaufstiegsanlagen aus der Sicht der Wirbellosenfauna stellen, als dass die Sohle aus einem durchgehenden, möglichst dem Fließgewässer entsprechenden Substrat von mindestens 20 cm Mächtigkeit bestehen soll.

Allerdings muss auch die Größe eines Fischaufstiegs und damit die den Wirbellosen zur Verfügung stehende Wanderfläche beachtet werden: Bei technischen Fischaufstiegsanlagen und bei naturnahen Raugerinne-Beckenpässen beträgt die Breite der Becken in der Regel nur wenige Meter, die Durchlassbreiten in den Engstellen entsprechen häufig lediglich den Mindestanforderungen. Demgegenüber bieten großzügig dimensionierte Rampen oder vergleichbare Konstruktionen auch den Wirbellosen einen wesentlich breiteren Wanderkorridor an.



Abb. A.5: Die natürliche Kiesstruktur als Vorbild für Sohlenrauigkeit

A.4

Anordnung von Fischaufstiegsanlagen

Fischaufstiegsanlagen stellen häufig eine wesentliche Verengung des Wanderkorridors für aufsteigende Organismen dar. Da sie jedoch die einzige oder nur eine von wenigen Möglichkeiten darstellen, ein Wanderhindernis zu überwinden, muss ihre Anordnung im Gewässer folgende grundsätzlichen Forderungen erfüllen:

- Die Gewässerstrecken unter- und oberhalb müssen für die potenziell natürliche Fischfauna durchwanderbar sein.
- Der Einstieg in die Fischaufstiegsanlage muss auffindbar sein.

Die aufwärtsgerichtete Wanderung von Fischen orientiert sich an der Hauptströmung im Gewässer. Sie findet häufig in deren Rand- bzw. Uferbereichen statt. Die-

ser Orientierungsmechanismus trifft vor allem auf die rheophilen Arten zu, die als diadrome oder potamodrome Arten auf die Wanderung zwischen unterschiedlichen Habitaten angewiesen sind. Nicht nur rheophile, sondern auch gegenüber der Strömung grundsätzlich indifferente potamodrome Arten verhalten sich während der Laichwanderungen positiv rheotaktisch.

Der Einstieg in Fischaufstiegsanlagen ist dort zu platzieren, wo aufstiegswillige Fische auf Grund ihres eigenen Verhaltensmusters wandern oder nach einem Wanderkorridor suchen. Dieser Effekt muss genutzt werden, um die Fische zum Einstieg zu leiten. Im Nahbereich des Einstiegs muss die Wirkung der großräumigen Leitströmung (nämlich der Hauptströmung) durch die Leitwirkung des Betriebsabflusses der Fischaufstiegsanlage (und ggf. einer Bypass-Strömung) möglichst unterbrechungsfrei fortgesetzt werden, um die Auffindbarkeit zu gewährleisten.

A.4.1 Großräumige Anordnung

Liegen mehrere Gewässerarme vor, so wandern die Fische an einer Verzweigungsstelle mit höherer Wahrscheinlichkeit in den Arm ein, der zum Zeitpunkt der Wanderung die Hauptströmung aufweist. Sie folgen dieser Strömung bis zu einem eventuell vorhandenen Wanderhindernis und suchen dort nach einer Möglichkeit des Aufstiegs. Befindet sich die Fischaufstiegsanlage nicht an dieser Stelle, so ist zumindest ein Energie- und Zeitverlust bei der Suche nach alternativen Wanderkorridoren zu erwarten. Je nach räumlicher und hydraulischer Situation kann die Wanderung auch vollständig unterbrochen werden.

Die beschriebene Problematik ist häufig an Ausleitungskraftwerken zu finden. Die Wahrscheinlichkeit, dass aufstiegswillige Fische an der Mündung des Unterwasserkanals in das Mutterbett einwandern, hängt in erster Näherung vom Verhältnis der Abflüsse ab. Demgegenüber hat die Sohlenstruktur (z. B. Leitbuhnen) in der Regel keine Wirkung. Bei Wasserkraftwerken mit einem Ausbaugrad $\varepsilon = 1$ ist daher die Auffindbarkeit einer Fischaufstiegsanlage am Wehr durch diesen Effekt häufig nur an 30 (!) Tagen der vorgeschriebenen Betriebszeit gegeben.

Daher gilt für die großräumige Anordnung von Fischaufstiegsanlagen:

- Mindestens ein Fischaufstieg muss dort platziert werden, wohin die Hauptströmung die aufstiegswilligen Fische leitet. Der Einstieg ist entsprechend A.4.2 zu gestalten. Bei verzweigten Gewässern ist ggf. die zeitliche Verteilung

der Abflussaufteilung zu untersuchen und sicherzustellen, dass die von DVWK (1996) geforderte Betriebszeit von 300 Tagen/a erreicht werden kann.

- Wenn durch die zeitliche Verteilung des Abflusses zwischen zwei oder mehreren Gewässerarmen keine eindeutige Sicherstellung des Aufstiegs an 300 Tagen möglich ist, muss geprüft werden, ob in mehr als einem Gewässerarm an dem jeweiligen Wanderhindernis eine Fischaufstiegsanlage errichtet werden muss. Dabei ist die fischbiologische Bedeutung des Standortes innerhalb des Gewässers zu untersuchen und die Entscheidung über Zahl und Standort von Fischaufstiegsanlagen nach der Bedeutung für das Flussgebiet zu treffen. Liegen derartige Verzweigungen im Unterlauf größerer Gewässer, kommt dieser Entscheidung sicherlich eine höhere Bedeutung zu als bei Anlagen in der oberen Forellenregion.
- Bei Ausleitungsstrecken kann alternativ zur Anordnung mehrerer Fischaufstiegsanlagen auch untersucht werden, ob die Einwanderung der Fische z.B. in einen Unterwasserkanal durch Absturz- oder Rechenbauwerke verhindert werden kann, wodurch die Fische gezwungen werden, einen anderen Weg zu wählen. Aufgrund der geodätischen Verhältnisse oder der technischen Schwierigkeiten mit Rechenanlagen im Gewässer sind dem jedoch enge Grenzen gesetzt.
- Die Wanderkorridore der Fische flussab- und flussaufwärts der Fischaufstiegsanlage müssen für die potenziell natürliche Fischfauna durchwanderbar sein. Dafür sind hauptsächlich die beiden Parameter Fließgeschwindigkeit und Fließtiefe verantwortlich. Für Ausleitungsstrecken ist dies ggfs. durch hydraulische Berechnungen oder Messungen nachzuweisen. In Betriebskanälen ist zu prüfen, ob die Fließgeschwindigkeiten – auch in Anbetracht der häufig strukturarmen Sohle und Ufer – nicht zu hoch sind und ob Absperreinrichtungen wie Schütze die Wanderung (zeitweise) be- oder verhindern.



Abb. A.6: Aufwandersperre mit Borsten an der Mündung eines Unterwasserkanals (Our)

Aufstiegs-Galerie Lahnstein

Die Staustufe Lahnstein ist mit einem Abstand von wenigen Kilometern zur Mündung in den Rhein das unterste Querbauwerk an der Lahn. Das Kraftwerk (45 m³/s, H = 6,3 m) verfügt über keine funktionsfähige Fischaufstiegsanlage. Daher ist das gesamte Einzugsgebiet der Lahn vom Rheinsystem abgeschnitten.

Wegen der beengten Platzverhältnisse ist der Bau einer Fischaufstiegsanlage schwierig. Daher wurde über ein Jahr eine Versuchsanlage in Form einer Aufstiegs-Galerie betrieben, bei der drei Reusen unmittelbar über dem Saugrohr der Turbine angeordnet waren, um die beste Position für den Einstieg in die künftige Fischaufstiegsanlage zu ermitteln. Gleichzeitig war an der Schiffschleuse ebenfalls eine Reuse installiert. Alle Reusen wurden dreimal täglich geleert und die Fische nach Art und Größe bestimmt.



Schleuse und WKA Lahnstein



WKA Lahnstein

Das Ergebnis ist interessant in Bezug auf die großräumige Auffindbarkeit: An der Wasserkraftanlage stiegen schwerpunktmäßig rheophile Arten auf, die von der Hauptströmung dorthin geleitet wurden. Die Schleuse wurde dagegen eher von den stagnophilen Arten bevorzugt. Der Bau einer Fischaufstiegsanlage ausschließlich an der Schleuse (also außerhalb der großräumigen Leitströmung) würde den Aufstieg der rheophilen Arten folglich nicht gewährleisten, während ein zusätzlicher Fischpass oder die Nutzung von nächtlichen Leerschleusungen gerade wegen der Bedeutung des Standortes im Gewässersystem wichtig wäre.



Collection Gallery als Versuchsanlage an der WKA



Leerung der Reuse

A.4.2

Kleinräumige Anordnung des Einstiegs einer Fischaufstiegsanlage

Aufstiegswillige Fische folgen der Hauptströmung und wandern bis unmittelbar vor das Wanderhindernis, wobei auch Bereiche mit turbulenter Strömung durchquert werden. Dort suchen die Fische nach einer Aufstiegsmöglichkeit. Wird der Einstieg in die Fischaufstiegsanlage in zu großer Entfernung von diesem optimalen Punkt platziert, ist mit einer reduzierten Auffindbarkeit zu rechnen, die häufig auch mit einer Erhöhung des Betriebsabflusses bzw. der Leitströmung nicht kompensiert werden kann. Schon Abweichungen von wenigen Metern von der optimalen Position können gravierende Einschränkungen der Auffindbarkeit zur Folge haben.

Die Leitströmung einer Fischaufstiegsanlage muss sich ununterbrochen und gerichtet an die großräumige Leitströmung anschließen und physiologisch von den Fischen wahrgenommen werden können.

Unterhalb des Einstiegs müssen im Abflussbereich Q_{30} bis Q_{330} hydraulische Bedingungen (Fließtiefe und –geschwindigkeit, Turbulenz) herrschen, die ein ungehindertes Einschwimmen der Fische aus dem Gewässer in den Fischaufstieg ermöglichen. Die Sohle des Fischaufstiegs ist – ggf. in Form einer flachen Anrampung – an die Gewässersohle anzuschließen. Dies gilt auch für den oberwasserseitigen Ausstieg.

Daraus lassen sich folgende allgemeine Richtlinien für die Anordnung des Einstiegs von Fischaufstiegsanlagen ableiten:

- Der Einstieg einer Fischaufstiegsanlage muss möglichst unmittelbar am oder neben das Wanderhindernis platziert werden, um eine Sackgassenwirkung auszuschließen.
- Falls durch die Linienführung des Gewässers ein Prallufer vorhanden ist (in dessen Bereich sich die Hauptströmung befindet), ist der Einstieg an diesem Ufer zu errichten.
- Für die Wirkung der Leitströmung ist es erforderlich, dass sie bei den Fischen ein rheotaktisches Verhalten auslöst. Daher muss die Fließgeschwindigkeit im Austrittsquerschnitt mindestens 0,3 m/s betragen. Wichtig ist vor allem die Wahrnehmbarkeit gegenüber der Strömung im Gewässer. Die Leitströmung kann durch eine zusätzliche Bypassleitung verbessert werden.

- Die Leitströmung ist hinsichtlich ihrer Richtung und ihrer Quantität (= Abfluss) so einzurichten, dass die Fische durch Geschwindigkeitsvektoren, die möglichst parallel zur Hauptströmung liegen, eindeutig zum Einstieg geleitet werden. Daher ist eine zur Hauptströmung parallele Führung der Leitströmung vorteilhaft. Schräg (> 30 Grad oder mehr) einmündende Leitströmungen können zu einer erheblich verminderten Auffindbarkeit führen, falls nicht ein wesentlicher Abflussanteil des Gewässers durch die Fischaufstiegsanlage geführt wird.
- Wird der Einstieg im Bereich oder am Rand sehr turbulenter Strömung eingebaut (z.B. an Tosbecken oder an Saugrohrmündungen von Turbinen), so ist es zwingend erforderlich, dass die beschriebene Wahrnehmbarkeit der Leitströmung durch konstruktive Maßnahmen und/oder durch Erhöhung des Betriebsabflusses der Fischaufstiegsanlage oder durch einen zusätzlichen Bypass sichergestellt wird.
- Eine korrekte Einschätzung der räumlichen Ausbildung der Leitströmung im Bereich sehr turbulenter Hauptströmungen ist häufig schwierig. Die Auffindbarkeit des Fischaufstiegs hängt jedoch elementar von der Wahrnehmbarkeit der Leitströmung ab. Daher ist insbesondere bei Standorten von großer Bedeutung für das Flussgebiet die Gestaltung des Einstiegs sehr sorgfältig zu prüfen.
- Bei schräg im Gewässer liegenden Wanderhindernissen ist der Einstieg im spitzen Winkel anzuordnen.
- Die Anordnung des Einstiegs und die Ausbildung der Leitströmung muss für alle Betriebszustände innerhalb der vorgeschriebenen Betriebszeit geprüft und nachgewiesen werden, d. h. sowohl für Zeiten mit niedrigem Abfluss (Q_{30}) als auch für Zeiten mit hohem Abfluss (Q_{330} , häufig = ca. 2 bis 3 MQ). Dies gilt auch für den Abschnitt des Wanderkorridors unterhalb eines Wehrs, der bei Überströmung des Wehrs im Sinn der Bemessungswerte hydraulisch überlastet werden kann. Die korrekte höhenmäßige Anordnung des Einstiegs ist ggf. durch eine Wasserspiegellagenberechnung nachzuweisen.

A.4.3

Anordnung des Ausstiegs

Der oberwasserseitige Ausstieg einer Fischaufstiegsanlage wird häufig im Staubeereich oberhalb eines Querbauwerks münden. Die aufsteigenden Fische und Wirbellosen finden dort – im Vergleich zur freien Fließstrecke – wesentlich veränderte Lebensraumbedingungen vor. Zur Minimierung dieses Effekts kann der Ausstieg

insbesondere von Umgehungsgerinnen möglichst nah an die Stauwurzel platziert werden, wenn dies im Gelände möglich ist.

Folgende Minimalforderungen sind immer einzuhalten:

- Ausreichender Abstand zu einer vorhandenen Wasserentnahmestelle, um ein „Ansaugen“ der aufgewanderten Fische zu verhindern.
- Ausreichend geringe Fließgeschwindigkeit im Gewässer im Bereich des Ausstiegs entsprechend dem Leistungsvermögen der relevanten Fischfauna.
- Sohlenanschluss oder schräge, raue Anrampung zur Gewässersohle.

Die Anordnung des Ausstiegs ist auch entscheidend für den Geschiebe- und Geschwemmseleintrag in die Fischaufstiegsanlage. Neben entsprechenden technischen Vorkehrungen wie Schwimmbalken etc. ist vor allem die Beachtung von hydraulischen Effekten (z. B. Innen-/Außenkurve) entscheidend für den späteren Unterhaltungsaufwand.

A.4.4

Größe der Fischaufstiegsanlage im Vergleich zum Gewässer

Die absolute Größe einer Fischaufstiegsanlage (Durchfluss, Breite) muss der Größe des Gewässers und der Bedeutung des Standortes im Gewässersystem angepasst werden. Sie ist jedoch nicht alleine ausschlaggebend für die Herstellung der Durchgängigkeit eines Standortes. Es besteht vielmehr eine Abhängigkeit zwischen ihr und den übrigen, in den vorangegangenen Kapiteln dargestellten Parametern.

Grundsätzlich gilt:

- Je größer der Abflussanteil (bei Einhaltung der hydraulischen Grenzwerte) in der Fischaufstiegsanlage ist, desto besser ist die Auffindbarkeit (bei Einhaltung der einschlägigen Gestaltungshinweise) gewährleistet. LARINIER (2000) empfiehlt für größere Gewässer, dass der Abfluss der Fischaufstiegsanlage 1 bis 5 % des konkurrierenden Abflusses sein sollte. In mittleren bis kleinen Gewässern liegt dieser Wert erfahrungsgemäß bei 5 bis 10 %, je nach Abflussverhalten und absoluter Größe des Gewässers. Bei großen Anlagen muss der Abfluss nicht vollständig durch den Fischpass geführt werden, sondern es kann auch ein Bypass zur Verbesserung der Auffindbarkeit dienen.

- Großzügige naturnahe Fischaufstiegsanlagen bieten den wandernden Organismen mehr Raum im Sohlensubstrat und im Wasserkörper. Das ist wichtig für Wirbellose und vorteilhaft für die verschiedenen Fischarten, da diese dann mehr Ruhe- und Schutzzonen sowie Bereiche mit unterschiedlichen Strömungsbedingungen vorfinden.
- Die in Tab. A.3 genannten hydraulischen Bemessungswerte sind Maximalwerte für Anlagen in den jeweiligen Fließgewässerzonen.
- Die geometrischen Dimensionen in Tab. A.4 sind Mindestgrößen für Anlagen mit den jeweiligen Fischarten. Nur im Bereich sehr kleiner Gewässer können diese Dimensionen unter bestimmten Bedingungen unterschritten werden.
- Über die Passierbarkeit hinaus wird der erforderliche Durchfluss einer Fischaufstiegsanlage maßgeblich von der notwendigen Leitströmung im Unterwasser bestimmt. Diese wiederum hängt eng mit der Anordnung des Einstiegs zusammen. Die Leitströmung kann ggf. auch mit einem Bypass verbessert werden.
- Bei Standorten mit Wasserkraftanlagen kann deren Wasserstrom als großräumige Leitströmung genutzt werden. Bei korrekter kleinräumiger Anordnung des Einstiegs in die Fischaufstiegsanlage bestehen Vorteile hinsichtlich der Auffindbarkeit. Dies gilt auch für „Restwasser-Turbinen“, mit denen der Mindestabfluss in Ausleitungsstrecken energetisch genutzt wird.

Es besteht eine besondere Problematik, wenn der Fischaufstieg im Vergleich zur Breite einer Wehranlage klein ist und keine durch eine Wasserkraftanlage hervorgerufene konzentrierte Hauptströmung vorliegt. Insbesondere bei senkrecht und nicht schräg zur Fließrichtung platzierten Wehren besteht die Gefahr, dass der Fischaufstieg nur unzureichend gefunden wird. Eine Abhilfe ist durch folgende Maßnahmen möglich:

- Wesentliche Erhöhung des Betriebsabflusses und damit Vergrößerung der Fischaufstiegsanlage.
- Umgestaltung des gesamten Wehrs in eine Rampe (was jedoch bei großen Wehren an ökonomische Grenzen stößt).
- Schräg zur Fließrichtung auf den Einstieg zuführende Leitstrukturen (z. B. unpassierbare Steinschüttungen).
- Bau von zwei Fischaufstiegsanlagen jeweils im Uferbereich.
- Eine gewisse Konzentration der Hauptströmung im Bereich der Fischaufstiegsanlage z.B. durch Absenken des benachbarten Wehrfeldes oder durch eine Wasserkraftanlage.

A.4.5

Beispiele für die korrekte Anordnung von Fischaufstiegsanlagen

Flusskraftwerk

Bei Flusskraftwerken kann in der Regel die von der Wasserkraftanlage ausgehende Hauptströmung zum großräumigen Leiten der Fische genutzt werden. Der Einstieg ist neben der Saugrohrmündung mit möglichst paralleler Ausmündung so zu legen, dass die Fische ihn physisch erreichen können. Die Leitströmung der Fischaufstiegsanlage muss eindeutig wahrnehmbar sein, ggf. ist ein zusätzlicher, zielführend gerichteter und ausreichender Bypassabfluss vorzusehen.

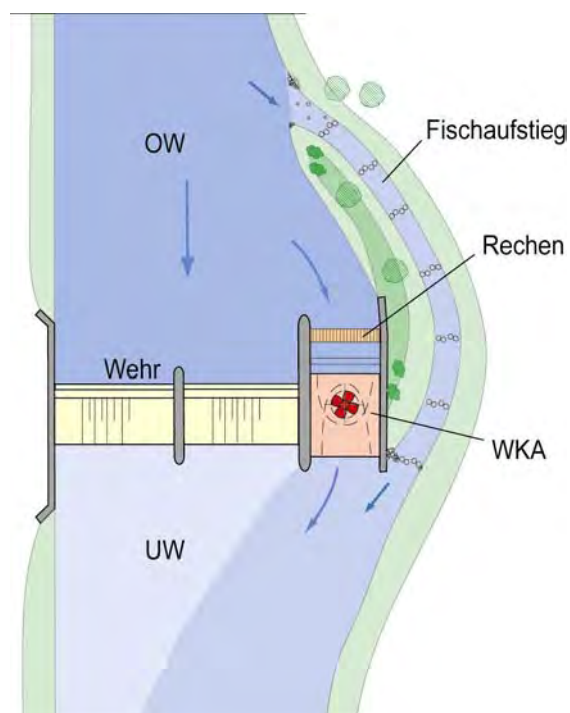


Abb. A.7: Anordnung des Fischaufstiegs an einem Flusskraftwerk



Abb. A.8: Unterwasseransicht der Wasserkraftanlage Klinkelsche Mühle in Gießen mit korrekter Anordnung des Einstiegs in die Fischaufstiegsanlage

Ausleitungskraftwerk

Wenn die Leitströmung an der Mündung des Unterwasserkanals maßgeblich von diesem ausgeht (in der Regel bei Wasserkraftanlagen mit Ausbaugrad $> 0,5$) und falls die Betriebskanäle eindeutig durchwanderbar sind, sollte die Fischaufstiegsanlage an der Wasserkraftanlage errichtet werden. Für die dortige Platzierung gelten die gleichen Prinzipien wie bei Flusskraftwerken.

Ist der Betriebskanal nicht passierbar und/oder kann die Fischaufstiegsanlage aus technischen oder sonstigen Gründen nicht an der Wasserkraftanlage errichtet werden, muss ein Standort am Wehr gewählt werden. Eine Sackgassenwirkung des Unterwasserkanals ist konstruktiv zu unterbinden oder ihre Unerheblichkeit durch fischbiologische Untersuchungen nachzuweisen (ggf. bei kurzen UW-Kanälen). Die Ausleitungsstrecke muss passierbar sein.

Wehr mit Prall-/Gleithang

Die Fischaufstiegsanlage ist am Prallhang im Bereich der Hauptströmung anzuordnen. Der Einstieg befindet sich unmittelbar im Bereich des Querbauwerks, damit keine Sackgassenwirkung entsteht.

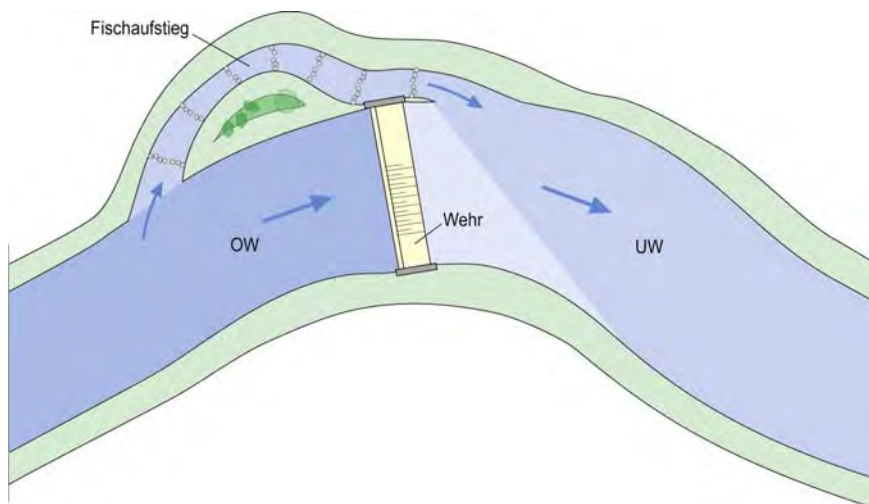


Abb. A.9: Anordnung der Fischaufstiegsanlage am Prallhang

Schräg im Gewässer angeordnetes Wehr

Der Einstieg in die Fischaufstiegsanlage ist im spitzen Winkel unmittelbar am Wehr anzuordnen. Die Leitströmung kann ggf. durch partielles Absenken der Wehrkrone in der Nähe des Einstiegs verbessert werden. Es ist jedoch zu beachten, dass der unterwasserseitige Wanderkorridor bei überströmtem Wehr nicht durch hydraulische Überlastung für die Fische unpassierbar wird.

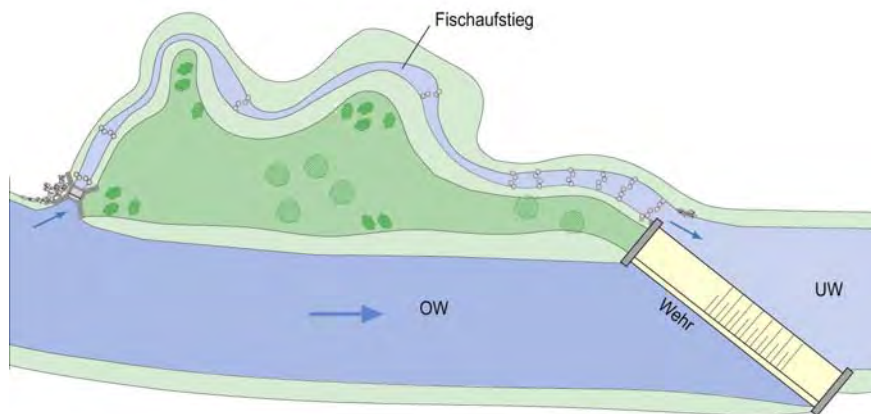


Abb. A.10: Schräg angeordnetes Wehr mit dem Einstieg der Fischaufstiegsanlage im spitzen Winkel



Abb. A.11: Umgehungsgerinne am Elbbach: der Einstieg befindet sich unmittelbar neben dem Wehr

Senkrecht in einem großen Gewässer angeordnetes Wehr

Bei dieser Anordnung besteht die Gefahr, dass über die gesamte Flussbreite wandernde Fische den Einstieg nicht finden. Mögliche Abhilfe: Vergrößerung der Fischaufstiegsanlage, Leiteinrichtung zum Einstieg, partielle Absenkung der Wehrkrone im Bereich des Einstiegs, zweiter Fischpass am gegenüberliegenden Ufer.

Vermeidung der Sackgassenwirkung

Unterwasserseitig vor einem Wehr errichtete Fischaufstiegsanlagen (z. B. angeschüttete Rampen o. ä.), die nicht die gesamte Wehrbreite einnehmen, können zu einer Sackgassenwirkung für die Fische führen, die den Einstieg nicht „im ersten Anlauf“ finden. Dies kann vermieden werden durch eine oberwasserseitige Anordnung des Fischpasses, wobei dieser durch eine Trennwand gegen den Staubereich abgegrenzt ist.

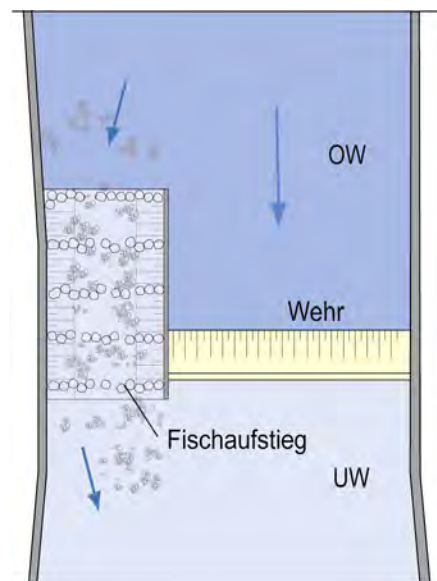


Abb. A.12: In das Oberwasser verschobene Anordnung des Fischaufstiegs, wodurch der Einstieg in der Wehrachse platziert werden kann. Je breiter der Fischaufstieg und je höher sein Abfluss ist, desto besser ist die Auffindbarkeit.



Abb. A.13: Fischaufstiegsanlage Wuppertal-Barmen mit Einstieg unmittelbar neben dem Tosbereich der Wehrklappe



Abb. A.14: Fischaufstiegsanlage Hambeek in Roermond während des Baus. Der Einstieg wurde gezielt neben dem Wehr angeordnet



Abb. A.15: Luftaufnahme Wehr Beckinghausen/Lippe mit Fischaufstiegsanlage, die unterhalb des Wehrs gewandelt ausgeführt wurde, um eine gerichtete, zur Gewässerachse parallele Leitströmung zu erzielen (Quelle: Lippeverband)

A.5

Naturgemäße Fischaufstiegsanlagen

A.5.1

Umgehungsgerinne

Mit Umgehungsgerinnen können Stauanlagen weiträumig umfahren werden, ohne dass die Stauanlage selbst verändert werden muss. Vorteilhaft ist insbesondere eine komplette Umgehung des Stauraums, wenn der oberwasserseitige Ausstieg des Gerinnes in der Nähe oder oberhalb der Stauwurzel platziert werden kann. Durch diese Anordnung müssen aufsteigende Organismen nicht den Staubereich durchwandern, dessen Hydromorphologie sich weitgehend vom Leitbild bzw. der vorliegenden Fließgewässerzonierung unterscheidet und einen völlig veränderten Lebensraum darstellt. Von allen genannten Fischaufstiegsanlagen wird nur bei dieser Ausführung des Umgehungsgerinnes die ökologische Kontinuität des Fließgewässers wiederhergestellt.

Die Realisierbarkeit einer solchen weiträumigen Umgehung hängt von den Platzverhältnissen ab. Die Dimension des Umgehungsgerinnes muss in einem angemessenen Verhältnis zum Gewässer stehen (vgl. Kap. A.4.4).

Das Leitbild für die Gestaltung sind naturnahe Fließgewässer. Das Gefälle des Umgehungsgerinnes muss geringer als 1:100 gehalten werden, um bei einer bachähnlichen Gestaltung ohne Störsteine die maximal zulässigen Fließgeschwindigkeiten nicht zu überschreiten und die erforderlichen Fließtiefen nicht zu unterschreiten. Die Fließgeschwindigkeit kann durch raue Gestaltung von Sohle und Ufer sowie durch Störkörper (Störsteine oder ingenieurbioökologische Maßnahmen) reduziert werden. Es ist ein wechselndes Gewässerprofil mit ausreichenden Stillwasserbereichen und Unterständen zu gestalten. Je besser sich die Gestaltung des Umgehungsgerinnes dem natürlichen Vorbild annähert, desto mehr wird es von den Fischen auch als Lebensraum angenommen.

Vorteilhaft kann die Ausbildung eines etwas höheren Gefälles im Bereich des Einstiegs sein, um die Leitströmung und damit die Auffindbarkeit zu verbessern. Dabei können beckenartige Strukturen oder eine geeignete Anordnung von Störsteinen eingesetzt werden.



Abb. A.16: Umgehungsgerinne Beckinghausen (Lippe) ein Jahr nach seiner Inbetriebnahme

A.5.2 Raugerinne

Rampen und Gleiten

Rampen und Gleiten wurden zur Sohlenstabilisierung entwickelt. „Im ursprünglichen Sinn haben sie folgende Aufgaben (Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg 2000):

- *Verringerung des mittleren Energieliniengefälles eines Fließgewässers durch lokale Energieumwandlung, um Sohleintiefungen im Gewässer zu vermeiden.*
- *Anhebung des Niedrigwasserstandes.*
- *Anhebung der Gewässersohle durch Anlandung im Oberwasserbereich bei bereits eingetieften Gewässern.“*

Nach DIN 4047, Teil 2 erfolgt die Einteilung nach dem Gefälle:

- Sohlenrampen: $I = 1:3$ bis $1:20$
- Sohlengleiten: $I = 1:20$ bis $1:30$

Raugerinne

Speziell für den Fischaufstieg ausgelegte Strukturen entsprechen nicht dieser Terminologie. Sie werden hier als Fischpassierbare Raugerinne bezeichnet. Damit wird bewusst keine Festlegung hinsichtlich des Gefälles vorgenommen, sondern dieses richtet sich ausschließlich nach dem physiologischen Leistungsvermögen der Fische und der entsprechenden hydraulischen Auslegung.

A.5.3 Hydraulische Bauformen von Fischpassierbaren Raugerinnen

Die Einteilung der Bauformen von Raugerinnen erfolgt nach den hydraulischen Mechanismen der Energiedissipation bei normalen Abflussverhältnissen:

- **Flächige Raugerinne**, deren Rauheitselemente im wesentlichen gleichmäßig über die Sohle verteilt sind. Der Abfluss erfolgt flächig über der Sohlenrauheit. Die erforderliche Fließtiefe wird weitgehend durch Überströmung der Rauheit erreicht.

- **Raugerinne mit Störsteinen**, bei denen die Fließtiefe in der Größenordnung der Höhe dieser solitären Rauheitselemente liegt. Der Abfluss erfolgt im Wesentlichen zwischen den Störsteinen. Es kann auch eine Überströmung auftreten.
- **Raugerinne mit Beckenstrukturen**, dessen Fließtiefe durch Barrieren oder Riegel bedingt ist. Der Abfluss erfolgt durch Öffnungen in den Barrieren. Die Riegel können auch überströmt werden.

Die Übergänge zwischen den Bauformen sind fließend.

Alle hydraulischen Bauformen von Raugerinnen können über die gesamte Gewässerbreite, über eine Teilbreite oder in einem Umgehungsgerinne realisiert werden. Es ist eine Kombination der Bautypen an einem Standort möglich, um die Fischaufstiegsanlage hydraulisch oder geometrisch für die Bedingungen des Standortes zu optimieren.

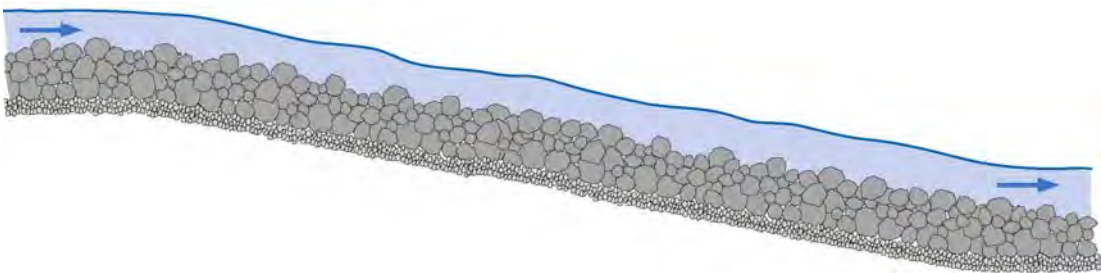
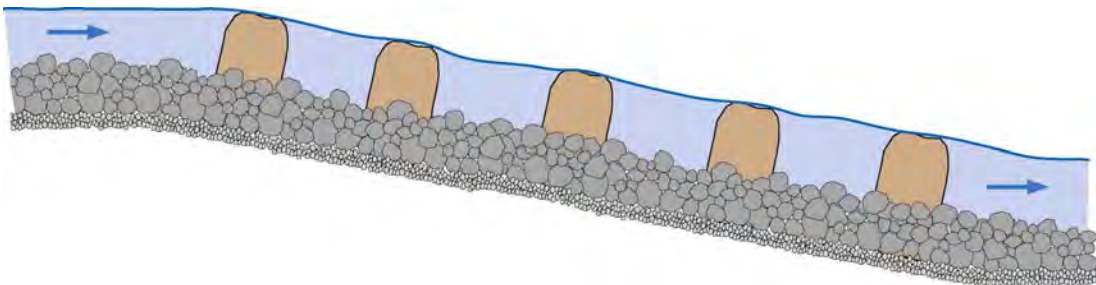


Abb. A.17: Flächiges Raugerinne**Abb. A.18:** Raugerinne mit Störsteinen

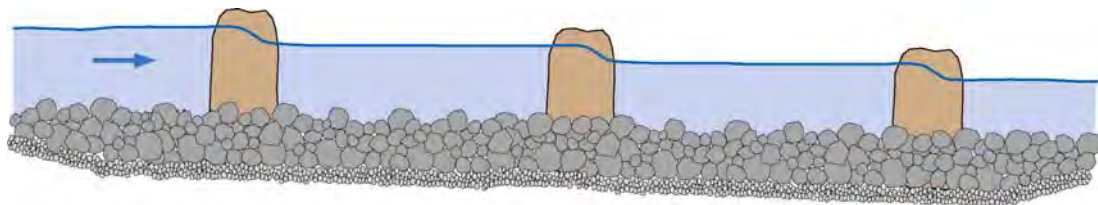


Abb. A.19: Raugerinne mit Beckenstruktur

A.5.4 Hydraulische und geometrische Anforderungen an Fischpassierbare Raugerinne

Die hydraulischen und geometrischen Bedingungen müssen auch bei Fischpassierbaren Raugerinnen die Anforderungen der jeweiligen Fischfauna erfüllen. Dazu müssen Raugerinne den Bedingungen im jeweiligen Bedingungen im Gewässer angepasst werden. So sind bei höheren Gefällen große Störsteine, Barrieren oder Riegel erforderlich, um die erforderlichen Wassertiefen zu gewährleisten. Bei sehr flachen Raugerinnen können dagegen die erforderlichen Fließtiefen mit geringeren, d.h. flächigen Rauheiten erreicht werden und es ergibt sich eine Annäherung an die Hydraulik von natürlichen Fließgewässern.

Flächige Raugerinne

Relevant für die geometrische Auslegung sind die Fließtiefe und die minimale Gerinnebreite an der Sohle. Die hydraulische Auslegung bezieht sich auf die Fließgeschwindigkeit (v_{wk}), die durch geeignete Wahl der Rauheit und des Gefälles beeinflusst werden kann. Die Bemessungswerte entsprechend Tab. A3 müssen im Wanderkorridor bei allen Abflussbedingungen zwischen Q30 und Q330 eingehalten werden. Die Erfahrung zeigt, dass dies nur bei sehr flachen Bauwerken gewährleistet werden kann. Daher wird die Eignung flächiger Raugerinne als Fischaufstiegsanlage heute kritischer beurteilt. Flächige Raugerinne in der typischen geschütteten Bauweise sollten daher allenfalls angewandt werden bei

- sehr kurzen Bauwerken
- mit profilierter Oberfläche und geschwungener Linienführung, um eine größere Geschwindigkeitsvarianz zu erzielen.

Raugerinne mit Störsteinen

Die Wanderung der Fische findet zwischen den Störsteinen statt, auch wenn diese bei höheren Abflüssen überströmt werden. Die geometrische Auslegung erfolgt hinsichtlich der lichten Abstände zwischen den Störsteinen und der Fließtiefe, um den Fischen ausreichend Platz für ihre Bewegungen sowie Ruhezonen zu bieten. Für den lichten Abstand zwischen den Störsteinen kann bei Steindurchmessern von 60 bis 80 cm angesetzt werden:

In Fließrichtung: $a_{x,\text{licht}} \geq \text{Länge der größten relevanten Fische}$

Quer zur Fließrichtung sollten 90% dieses Wertes nicht unterschritten werden.

Die Engstellen sind wesentlicher Teil des Wanderkorridors gilt es, v_{wk} entsprechend Tab. A3 einzuhalten. Es ist anzumerken, dass die hydraulischen Bemessungswerte für Raugerinne mit Störsteinen in der aktuellen Diskussion noch nicht endgültig festgelegt sind. Möglicherweise können bei der Leistungsdichte um 25 bis 50% höhere Werte gegenüber Tab. A3 zugelassen werden.

Zur hydraulischen Berechnung von Raugerinnen mit Störsteinen liegt eine neue Veröffentlichung vor (KRÜGER & HEIMERL 2007). Die Anwendung dieser Verfahrens zeigt, dass bei den zu fordernden Steinabständen geringe Gefälle zur Gewährleistung der hydraulischen Parameter erforderlich sind und dass Raugerinne mit Störsteinen nur einen sehr eingegrenzten Anwendungsbereich besitzen.

Raugerinne mit Beckenstruktur

Für die Auslegung von Raugerinnen mit Beckenstruktur gelten grundsätzlich die Bemessungswerte für beckenartige Fischpässe für die jeweilige Fließgewässerzone bzw. Fischfauna. Insbesondere bei der Schlitzweite müssen die größeren baulichen und betrieblichen Abweichungen bei der Verwendung natürlicher Materialien berücksichtigt werden.

Den Fischen stehen in Raugerinnen mit Beckenstrukturen im Vergleich zu den anderen Raugerinnen mehr Ruhezeiten zur Verfügung: Die maximale Geschwindigkeit tritt in den Engstellen bzw. unterhalb der Engstelle auf. Es bildet sich ein Strömungsstrahl innerhalb des Beckenvolumens aus, in dem die Geschwindigkeit mit zunehmender Länge abgebaut wird. Außerhalb des Strahls herrschen bei richtiger Dimensionierung des Beckens erheblich niedrigere Geschwindigkeiten. Die Strömungsbedingungen, insbesondere die räumliche Verteilung hoher und niedriger Fließgeschwindigkeiten, unterscheiden sich daher von Raugerinnen ohne Beckenstruktur. Durch die zwischen den Becken angeordneten Barrieren können auch bei Verwendung natürlicher Materialien große Wassertiefen erreicht werden.

Raugerinne mit Beckenstruktur gelten heute als bevorzugte Bauform. In den Becken können ausreichend große Wassertiefen und dadurch geringe Leistungsdichten realisiert werden, so dass die Bemessungswerte sicher eingehalten werden können. Die Becken bieten den Fischen Ruhemöglichkeiten, so dass eine hohe Schwimmleistung nur zur Passage der Engstellen zwischen den Becken erforderlich ist. Auf diese Weise werden beckenartige Raugerinne den physiologischen Anforderungen besser gerecht als die anderen Bauformen (bei gleichem Gefälle des Fischpasses). Wichtig ist, dass die Schlitzweiten ausreichend groß dimensioniert werden, um einer Verklausung durch Treibgut vorzubeugen.



Abb. A.20: Raugerinne mit Beckenstruktur im Bau- Riegel aus großen Wasserbausteinen, raue Sohle mit filterstabilem Aufbau (Betzdorf/Sieg, Rheinland-Pfalz)



Abb. A.21: Raugerinne-Beckenpass Betzdorf (Sieg) im Betrieb ($Q = 500 \text{ l/s}$). Der unterwasserseitige Einstieg möglichst wurde nahe an den Wehrfuß gelegt und der Fischpass mit einer Trennwand in Richtung Oberwasser verschoben. Im Bild wird der gesamte Abfluss durch den Fischpass geleitet. Bei höheren Abflüssen wird das Wehr überströmt und der Unterwasserspiegel steigt an, wodurch der Einstiegspunkt in den Fischpass zum Wehrfuß hin verschoben wird.

A.5.5

Anordnung von Fischpassierbaren Raugerinnen

Beim Einsatz von Raugerinnen als fischpassierbare Bauwerke ist zu unterscheiden zwischen

- gewässerbreiten Raugerinnen in Form von rauen Gleiten, mit denen ein Höhenunterschied in der Gewässersohle überwunden wird, und
- dem Umbau bestehender Querbauwerke durch Überschüttung. Dazu können die Wehrkrone teilweise abgesenkt und nicht mehr erforderlicher Wehrverschlüsse entfernt werden.

Bei gewässerbreiten Raugerinnen wirkt der gesamte Abfluss als Leitströmung, so dass die großräumige Auffindbarkeit in der Regel gegeben ist. Daher gilt die Umgestaltung von Gefällestufen in gewässerbreite Raugerinne als die bevorzugte Variante gegenüber allen Lösungen, die nur einen Teil des Abflusses nutzen und deren Auffindbarkeit immer eine gewisse Problematik aufweist.

Raugerinnen können auf einer Teilbreite des Querbauwerks und damit des Gewässers errichtet werden, wenn aus technischen oder ökonomischen Gründen die Errichtung eines gewässerbreiten Raugerinnes nicht möglich ist. Die Breite des Raugerinnes richtet sich nach dem zur Verfügung stehenden Abfluss; sie sollte die jeweilige Bemessungsbreite nicht unterschreiten.

Für die Anordnung teilbreiter Raugerinnen gelten die grundsätzlichen Aussagen zur kleinräumigen Auffindbarkeit in Kap. A.4.2 und A.4.5.



Abb. A.22 Fischaufstiegsanlage Buisdorf/Sieg. Raugerinne mit einer Mischung aus Querriegeln und Störsteinen und seitlicher Verschneidung, die jedoch nicht gut passierbar war. Daher wurde in diesem Bereich ein Vertical-Slot-Pass zusätzlich eingebaut. (Quelle: Städler)



Abb. A.23 Fischaufstiegsanlage Buisdorf/Sieg, nachträglich installierter Vertical Slot Pass in der seitlichen Verschneidung. (Quelle: Nemitz)

A.5.6

Optimierung durch Kombination von Bautypen

Auch Raugerinne müssen im Abflussbereich Q_{30} bis Q_{330} funktionsfähig sein. Zur Verbesserung der Passierbarkeit können die unterschiedlichen Bautypen in einem Bauwerk kombiniert werden. Der Grundgedanke besteht darin, für bestimmte Abflüsse jeweils einen passenden Bautyp zu aktivieren, so dass die Passierbarkeit über den gesamten jährlichen Abflussbereich sicher gestellt ist.

Bei Raugerinnen mit Störsteinen und flächigen Raugerinnen stellt sich bei kleinen Abflüssen häufig nur eine geringe Fließtiefe ein. Eine Verbesserung ist durch eine Profilierung des Raugerinnes möglich. Kann die erforderliche Fließtiefe mit dieser Maßnahme im Abflussbereich Q_{30} bis Q_{330} nicht sicherstellt werden, so bietet eine Teilung des Raugerinnes in zwei hydraulisch unterschiedliche Bereiche an (DUMONT 2004). Dabei wird in einem Teilbereich eine Aufstiegsrinne mit größerer Wassertiefe vorgesehen. Diese Aufstiegsrinne kann mit Störsteinen oder Beckenstrukturen versehen werden. Die verbleibende Breite wird als flächiges Raugerinne ausgebildet. Die Passierbarkeit wird durch eine Differenzierung der hydraulischen Verhältnisse über den vollen Abflussbereich sichergestellt:

- Bis zu einem bestimmten Abfluss im Gewässer bzw. über das Bauwerk ist die Aufstiegsrinne der alleinige Wanderkorridor, während das flächige Raugerinne nicht oder nur schwach überströmt ist. An Standorten ohne Ausleitung ist anzustreben, dass ein möglichst großer Abflussanteil (möglichst $\geq MQ$) durch die Rinne geleitet wird. Bei Ausleitungsstrecken muss sich die Dimensionierung der Aufstiegsrinne zunächst am Mindestabfluss orientieren.
- Bei steigendem Abfluss wird die Aufstiegsrinne nicht überlastet, da das flächige Raugerinne zunehmend überströmt wird und einen bestimmten Anteil des Abflusses abführt. Die Aufstiegsrinne ist hydraulisch so auszulegen, dass sie solange funktionsfähig ist, bis das flächige Raugerinne passierbar ist.
- Im Unterschied zum geteilten Raugerinne werden zu klein dimensionierte Niedrigabflussrinnen bei steigendem Abfluss schnell hydraulisch überlastet (Geschwindigkeit, Absturzhöhe, Energiedissipation), so dass sie nicht mehr passierbar sind. Gleichzeitig ist häufig die Fließtiefe auf dem übrigen Raugerinne für den Fischaufstieg noch nicht ausreichend, so dass die gesamte Anlage unpassierbar wird. Diese Problematik besteht verschärft an Ausleitungswehren mit einem sehr geringen Mindestabfluss.

Die Auslegung eines funktionsfähigen geteilten Raugerinnes erfordert eine sorgfältige hydraulische Berechnung über den gesamten Abflussbereich von Q_{30} bis Q_{330} .

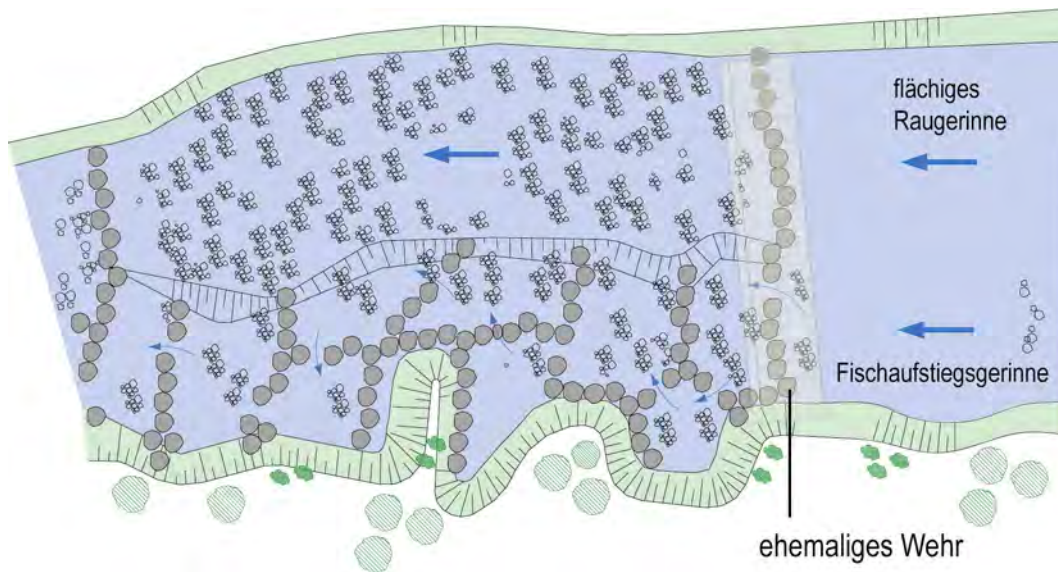


Abb. A.24: Geteiltes Raugerinne mit Beckenstruktur und flächigem Gerinne (Elbbach)



Abb. A.25: Geteiltes Raugerinne mit Beckenstruktur und flächigem Gerinne (Hasel). Rechts im Bild die Beckenstruktur



Abb. A.26 Geteiltes Raugerinne an der Enz

A.6

Technische Fischaufstiegsanlagen

A.6.1

Beckenpass

Der Beckenpass ist bei bestehenden Anlagen häufig anzutreffen. Er besteht aus einer (Beton-)Rinne, die durch eingebaute Zwischenwände in Becken aufgeteilt ist. Die Zwischenwände besitzen Schlupflöcher und teilweise Kronenausschnitte, über die das Wasser abgeführt wird und die Fische aufsteigen können. In diesen Öffnungen treten höhere Fließgeschwindigkeiten auf, während die Becken Ruhemöglichkeiten bieten. Die Sohle muss durchgehend rau ausgeführt werden. Beckenpässe gewährleisten bei richtiger Auslegung den Fischaufstieg, jedoch sind die Schlupflöcher empfindlich gegen Verstopfung durch Geschwemmsel. Insbesondere aus diesem Grund sind sie nicht uneingeschränkt zu empfehlen. Stattdessen werden heute bevorzugt Schlitzpässe errichtet.

A.6.2

Vertical-Slot-Pass

Der Vertical-Slot- oder Schlitz-Pass ist ein Beckenpass, dessen Trennwände ein oder zwei vertikale Schlitze aufweisen. Durch die Ausbildung dieser Schlitze stellt sich eine mäandrierende Strömung ein, die den Fischen eine gute Orientierung erlaubt, dennoch aber Ruhebereiche in den Becken bietet.

Eine durchgehend raue Sohle sorgt für niedrige Geschwindigkeiten im Sohlbereich.

Die Dimensionen des Vertical-Slot-Passes sind nicht frei wählbar, sondern orientieren sich an hydraulischen Versuchen (vgl. DVWK 1996). Nur so ist die Ausbildung der typischen Strömungsverhältnisse gewährleistet. Zur Vermeidung eines Wechselsprungs sind bestimmte Becken- und Schlitztiefen erforderlich, die in Tab. A.4 gesondert aufgeführt sind. Vorteilhaft gegenüber dem Beckenpass sind die bessere Verträglichkeit für schwankende Oberwasserspiegel und die geringere Verstopfungsgefahr der Schlitze.

Schlitzpässe können in gestreckter Linienführung, aber auch gewendelt ausgeführt werden. In den abwinkelnden Becken ist dabei besonderes auf die korrekte Ausbildung des Strömungsbildes zu achten, ggf. sind diese Becken größer zu dimensionieren. Darüber hinaus ist es möglich, Schlitzpässe mit versetzten Becken auszuführen, wodurch eine platzsparende Bauweise erreicht wird (Abb. A.27 und Abb. A.28).



Abb. A.27: Links: Vertical-Slot-Pass Klinkelsche Mühle, Gießen, rechts: Vertical-Slot-Pass Hohmühle



Abb. A.28: Kompakte Ausführung eines Schlitzpass ähnlichen Beckenpasses. Die hydraulische Berechnung kann nicht standardmäßig erfolgen (Heiligenrode, Brandenburg)

A.6.3 Denil-Pass

Der Denil-Pass oder Gegenstrom-Pass besteht aus einer geradlinigen Rinne, in der in kurzen Abständen gegen die Fließrichtung geneigte Lamellen eingebaut sind. Durch Ausschnitte in diesen Lamellen strömt das Wasser und die seitlich erzwungene Rückströmung bewirkt eine hohe Energiedissipation. Dadurch bildet sich im unteren Bereich der Lamellen eine relativ niedrige Geschwindigkeit, obwohl der Denil-Pass mit vergleichsweise hohem Gefälle arbeitet.

Der Denil-Pass ist nur für Fische mit sehr guten Schwimmleistungen geeignet. Es besteht keine Möglichkeit raues Sohlsubstrat einbauen: Kleinlebewesen können daher nicht aufsteigen. Daher wirkt er selektiv und sollte allenfalls in begründeten Ausnahmefällen (z.B. als Ergänzung zu einem Haupt-Fischweg) verwendet werden.



Abb. A.29: Denil-Pass am Kraftwerk Unkelmühle (Sieg) als Ergänzung zu der naturnahen Fischaufstieganlage am Wehr

A.6.4 Fischaufzug und Fischschleuse

Die Bauformen Fischschleuse und Fischaufzug werden in der Regel nur an Querbauwerken mit besonderen Bedingungen (z. B. großer Höhenunterschied) eingesetzt und weisen durch den intermittierenden Betrieb Nachteile hinsichtlich der Akzeptanz durch einige Fischarten (vor allem bei Meerforellen) auf. Daher müssen im Einstiegsbereich aufwendige Vorkehrungen wie z. B. ein vorgeschalteter Fischpass oder ein verfahrbares Gittertor getroffen werden, um ein Entkommen der Fische zurück in das Unterwasser zu verhindern. Diese Bauarten sollten daher nur dort eingesetzt werden, wo aufgrund der topographischen Verhältnisse der Bau eines kontinuierlichen Fischpasses nicht möglich ist. Bei korrekter Positionierung und Detailgestaltung können Fischaufzüge und -schleusen eine hohe Effektivität erreichen.



Abb. A.30: Fischaufzug in Frankreich, rechts Fischkorb



Abb. A.31: Unterwasserseitige Ansicht einer im Bau befindlichen Wasserkraftanlage an der Sieg (Rheinland-Pfalz, 1985). Rechts ist neben dem Saugrohraustritt der Einstieg in die Fischschleuse erkennbar. Die Schleuse ist parallel zum Krafthaus angeordnet und mündet in den Oberwasserkanal. Funktionskontrollen zu dieser Anlage liegen bisher nicht vor.

A.7

Hydraulische und geometrische Dimensionierung von Fischaufstiegsanlagen

Die Dimensionierung der Anlagen richtet sich nach den für den jeweiligen Gewässerabschnitt festgelegten Zielarten. Fischaufstiegsanlagen sind in der Regel so anzulegen, dass die Funktionsfähigkeit an mindestens 300 Tagen pro Jahr gewährleistet ist, d.h. die hydraulischen und die geometrischen Grenzwerte müssen im Bereich von Q_{30} bis Q_{330} eingehalten werden.

In Kap. A.3.2 wurden Ansätze zur hydraulischen Charakterisierung der Fließgewässerzonen vorgestellt. Deutlich wird, dass die typischen Geschwindigkeiten und spezifischen Energiedissipationen mit sinkendem Sohlengefälle von der Quelle zur Mündung abnehmen. Dies ist bei den hydraulischen Grenzwerten zu berücksichtigen, wenn eine Selektivität des Fischaufstiegs vermieden werden soll. Tab. A.3 versucht, diesen notwendigen Anpassungen der hydraulischen Grenzwerte an die Fließgewässerzonierung gerecht zu werden.

Die hydraulischen Berechnungsverfahren für Fischaufstiegsanlagen sind mit entsprechenden Beispielen in DVWK (1996) beschrieben. Dazu ist anzumerken, dass die dort genannten Poleni-Überfallbeiwerte μ die tatsächlichen Verhältnisse häufig nicht korrekt beschreiben und ggf. höher anzusetzen sind. Dies gilt insbesondere auch für die C_w -Werte bei der Berechnung von Rampen mit Störkörpern. Eine Überarbeitung des DVWK-Merkblattes „Fischaufstiegsanlagen“ ist in Arbeit.

Die geometrischen Grenzwerte können nicht an den Fließgewässerzonen orientiert werden, da das Artenspektrum in Abhängigkeit von der Gewässergröße oder vom Gewässertyp abweichend ausgebildet sein kann. Beispielsweise sind in kleinen Flachlandgewässern, die zur Brassenregion gehören, die Begleitarten mit kleiner Körpergröße vertreten, während die großen (Leit-)Arten fehlen. Daher werden die geometrischen Bemessungswerte in Tab. A.4 für Artengruppen formuliert (vgl. auch DVWK 1996).

In abflussarmen Gewässern insbesondere der Forellenregion besteht die Möglichkeit, dass die genannten geometrischen Dimensionen nicht realisierbar sind. In derartigen Fällen richtet sich die Dimensionierung nach der Anmerkung (3) in Tab. A.4 und der für die Ausleitungsstrecke erforderlichen Mindestfließtiefe. Falls auch damit die Funktionsfähigkeit für Q_{30} bis Q_{330} nicht erreicht werden kann, ist dies darzulegen und ggf. ein Fischpass mit einer kleineren jährlichen Betriebszeit zu konzipieren. Die fischökologischen Konsequenzen sind zu untersuchen.

A.7.1 Rauhe Sohle

Grundsätzlich müssen Fischaufstiegsanlagen gleich welcher Bauart mit einer durchgehenden rauhen Sohle ausgerüstet werden. Einerseits wird dadurch die Wanderung des Makrozoobenthos sicher gestellt. Andererseits wird die Geschwindigkeit im Bereich der Rauigkeit erheblich reduziert, so dass bodenorientierte Klein- bzw. Jungfische die Engstellen überwinden können. Die Rauigkeit ist so zu bemessen, dass ein ausreichend großes Wasservolumen mit niedriger Geschwindigkeit entsteht. In der Regel sollte die Rauigkeit (d. h. die Höhe der über eine mehr oder weniger geschlossenen Sohle herausragenden Steine) mindestens 10 - 15 cm betragen, was durch eine entsprechende Auswahl des Sohlenmaterials erreicht werden kann. Die Rauigkeit muss die Sohle der Fischaufstiegsanlage durchgehend – auch im Bereich der Schlitze oder Schlupflöcher – bedecken. Diese Engstellen dürfen nicht mit den Sohlen-Störsteinen verschlossen werden, da andernfalls die Wanderung von Kleinfischen und Makrozoobenthos behindert wird (Abb. A.32). Die Bemessung des Sohlenaufbaus muss neben den biologischen Anforderungen auch die Standsicherheit insbesondere in den Bereichen mit hohen Geschwindigkeiten und ggf. bei Hochwasserabfluss gewährleisten.

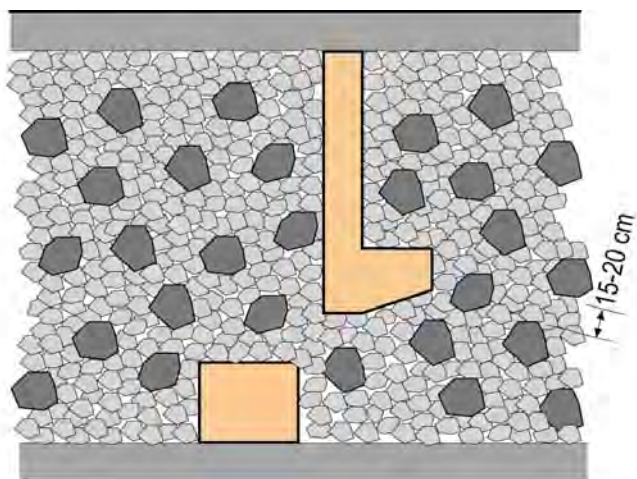


Abb. A.32: Die fischbiologisch richtige Anordnung der Sohlen-Störsteine ist wichtig für die Passierbarkeit der Engstellen durch Kleinfische.

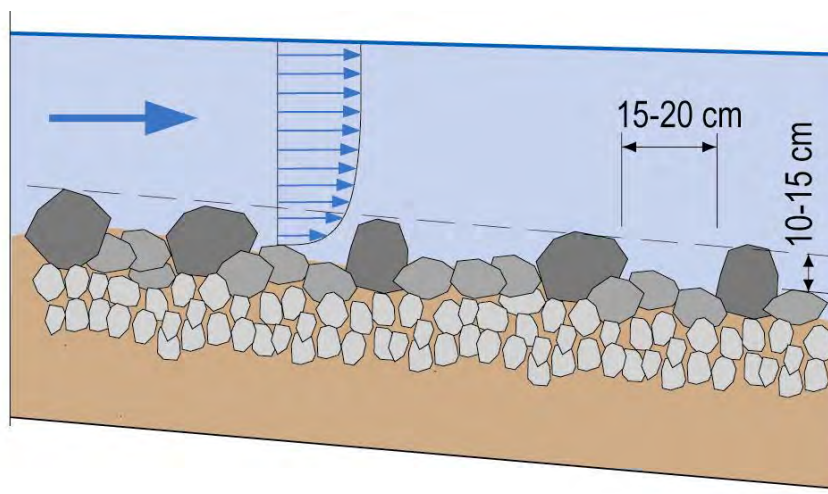


Abb. A.33: Die Fließgeschwindigkeit wird im Bereich der Rauigkeit stark reduziert. Dadurch wird die Wanderung von Kleinfischen und Makrozoobenthos erleichtert.



Abb. A.34: Gestaltung der rauen Sohle innerhalb eines mit Steinblöcken begrenzten Beckens während der Bauzeit.

Tab. A.3: Hydraulische Bemessungswerte für beckenartige Fischpässe sowie für die Wanderkorridore von Rampen und Umgehungsgerinnen

Fließgewässerzone	Δh_{\max} planerischer max. Absturz (1)	V_B maximale mittlere Geschwindigkeit im Becken	V_{WK} maximale mittlere Geschwindigkeit im Wanderkorridor (2)	Leitströmung bei MQ		Max. Leistungsdichte in das Wasservolumen des Fischpasses (Becken, Wanderkorridor) P	Max. Leitungsdichte im Wasservolumen des Ruhebeckens
				V_{\min}	V_{\max}		
	[m]	[m/s]	[m/s]	[m/s]	[m/s]	[W/m ³]	[W/m ³]
Epi-Rhithral	0,20	0,5	1,0	0,3	2,0	200	50
Meta-Rhithral	0,18	0,5	1,0	0,3	1,9	200	50
Hypo-Rhithral	0,15	0,5	0,9	0,3	1,7	200	50
Epi-Potamal	0,13	0,5	0,8	0,3	1,6	150	50
Meta-Potamal	0,10	0,5	0,7	0,3	1,4	125	50
Hypo-Potamal	0,09	0,5	0,6	0,3	1,3	100	50

- (1) Die Fischaufstiegsanlage ist planerisch auf einen gleichmäßigen Absturz $\leq \Delta h_{\max}$ an allen Barrieren auszulegen. Ausführungstoleranzen sind nur in sehr begrenztem Maß an wenigen Schwellen zulässig.
- (2) Gilt für Umgehungsgerinne und Rampen. Der Wanderkorridor ist der Bereich der Hauptströmung. Zusätzlich müssen ausreichende Bereiche mit niedrigerer Geschwindigkeit vorhanden sein, die die maximale mittlere Geschwindigkeit V_B unterschreitet

Tab. A.4: Geometrische Bemessungswerte für beckenartige Fischpässe sowie für die Wanderkorridore von Rampen und Umgehungsgerinnen

Relevante Fischarten	Dimension der Becken bzw. der Wasserkörper bei Q_{30} (lichte Abmessungen)				Minimale Schlitzweite für mindestens einen Schlitz pro Riegel, für technische bzw. naturnahe Bauweisen		Orientierungswert für den typischen kleinsten Abfluss im Fischpass aus hydraulischer Rechnung ohne Berücksichtigung der Leitwirkung (5)	
	min. Wassertiefe unterhalb Trennwand	min.Schlitz- tiefe (gilt nur für (3))	min. lichte Länge	min. lichte Breite	technische Bauweise	naturnahe Bauweise	technische Bauweise $Q_{Faa, min}$	naturnahe Bauweise $Q_{Faa, min}$
	h_u [m] (4)	t_s, min [m] (4)	L [m]	b [m]	s [m]	s [m]	[m^3/s]	[m^3/s]
Bachforelle	0,4	0,2	1,5 – 1,9	1,0 - 1,2	0,15	0,2-0,4	0,1	0,2
Äsche, Döbel, Plötze, Hasel	0,45	0,2	2,0	1,4	0,17 – 0,3	0,4-0,6	0,15 – 0,25	0,35
Barbe, Brasse, Zander, Hecht, Lachs, Meerforelle, Huchen	0,5	0,3	2,8 – 4,0	1,8 – 3,0	0,3 – 0,6	0,6	0,4 – 1,0	0,5-0,55
Stör	0,8-1,0		5,0	3,0	0,8	0,8	0,7-1,5	1,2-2,0

Die angegebenen Abmessungen sind Mindestmaße. Ein hydraulischer Nachweis ist auf jeden Fall zu führen. h_u gilt auch als min. Fließtiefe in Rampen und Umgehungsgerinnen.

(3) In sehr kleinen Fließgewässern und/ oder bei sehr schwankenden Abflüssen kann die Schlitzhöhe naturnaher Fischaufstiegsanlagen durch eine Anhebung der Sohle in den Schlitzten auf t_s, min verringert werden. Falls in diesen Fällen die Funktionsfähigkeit wegen eines zu geringen Betriebsabflusses selbst mit dem verringerten Schlitzhöhen bei Q_{30} nicht erreicht werden kann, muss die realisierbare jährliche Betriebszeit ausgewiesen werden. Eine Entscheidung über die Realisierbarkeit der FAA muss durch eine entsprechende fischökologische Bewertung getroffen werden.

(4) Bei sehr flachen Rampen ($\ll 1:40$) und Umgehungsgerinnen, die sich der Morphologie der natürlichen Gewässersohle annähern, gelten die Werte h_u und t_s als Minimalwerte für die Wassertiefen in den Pool-Riffle-Strukturen. Die max. Energiedissipationen nach Tab. 2 sind immer einzuhalten.

(5) Die hier angegebenen minimalen Abflüsse dienen lediglich zur Veranschaulichung der kleinsten Auslegung. Es ist zu betonen, dass alle hydraulischen und geometrischen Dimensionen eingehalten werden müssen. Eine Abweichung ist nur bei (3) sinnvoll.

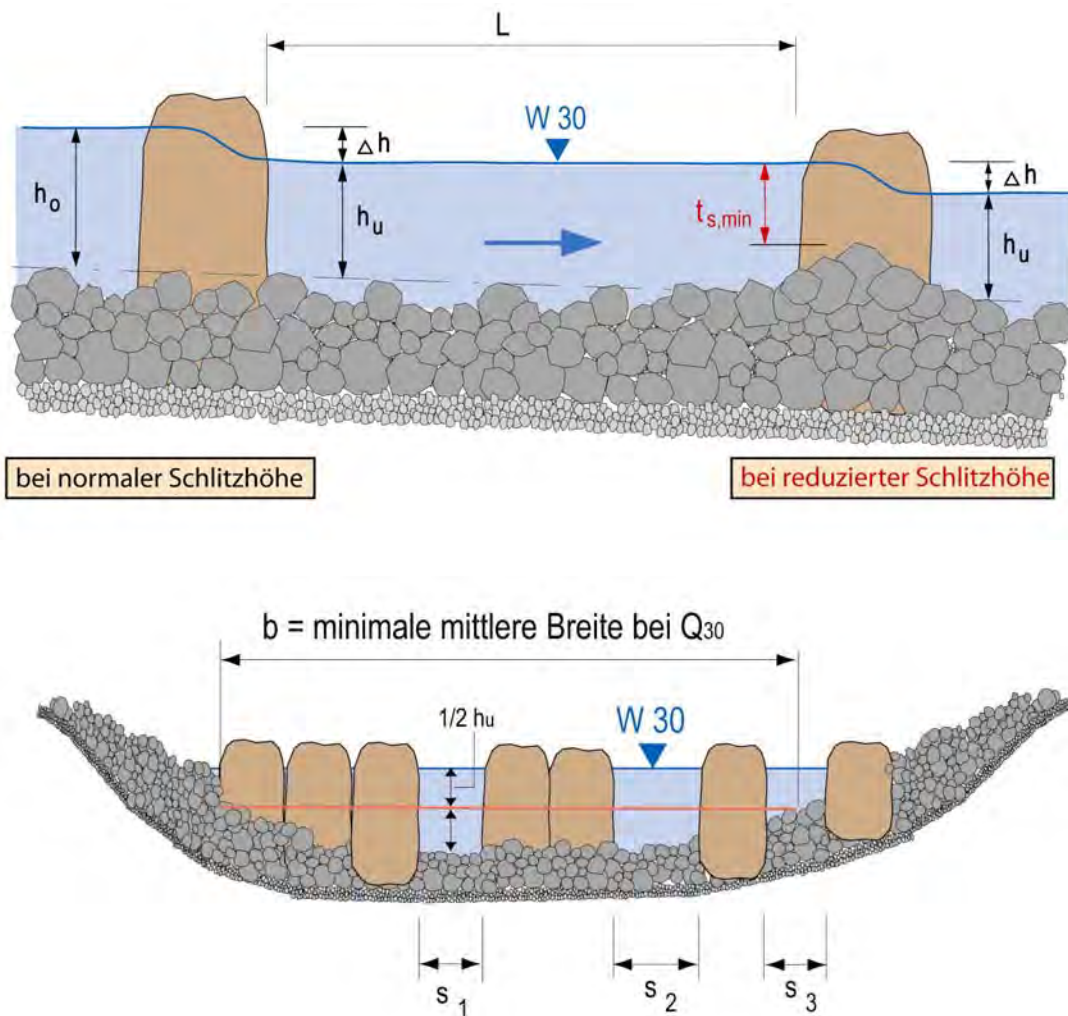


Abb. A.35: Definition der geometrischen Kennwerte einer Fischaufstiegsanlage

Erläuterungen zu Tab. A.3 und Tab. A.4:

- Bemessungswerte und Grenzwerte

Die Tabellen nennen Bemessungswerte zur Auslegung von Fischaufstiegsanlagen. Diese müssen der planerischen Auslegung zugrunde gelegt werden. Die Bemessungswerte sind so gewählt, dass die biologischen Grenzwerte bei geringfügigen Abweichungen im Bau und im Betrieb (z.B. durch partielle Verklauung) nicht über- bzw. unterschritten werden. Bei Über- bzw. Unterschreitung der Grenzwerte ist ein Versagen der Fischaufstiegsanlage zu erwarten.

- Max. Geschwindigkeit v_{\max}

Diese tritt in den Engstellen auf und hängt nur von der Wasserspiegeldifferenz Δh ab.

Es gilt:
$$v_{\max} = \sqrt{2 * g * \Delta h}$$

Die Einhaltung dieser Grenzwerte muss für die Abflüsse Q_{30} und Q_{330} nachgewiesen werden.

- Max. Wasserspiegeldifferenz an Engstellen Δh_{\max}

In technischen Fischpässen können berechnete Werte gut realisiert werden. In naturnahen Fischaufstiegsanlagen tritt wegen der Ungleichförmigkeit der Baustoffe eine mehr oder weniger große Streuung auf. Dies sollte der Auslegung naturnahe Fischaufstiegsanlagen berücksichtigt werden.

- Mindestwassertiefe $h_{u,\min}$

Die kleinste Wassertiefe im Becken, unmittelbar unterhalb der Trennwand zum oberhalb liegenden Becken; Abstand Wasserspiegel bei Q_{30} bis Oberkante der Rauigkeit in der Sohle (Abb. A.29).

- Leistungsdichte

Die Leistungsdichte wird berechnet durch:

$$p = Q \times g \times \Delta h / V$$

Mit:

Q = Abfluss im Becken bzw. dem untersuchten Abschnitt der Fischaufstiegsanlage

g = Erdbeschleunigung (9,81 m/s²)

Δh = Absturzhöhe von Becken zu Becken

V = Netto-Wasservolumen im Becken
(mittlere Wassertiefe h_m oberhalb der Rauigkeit x Nettobreite x Nettolänge)

Die Bemessungswerte wurden der Fließgewässerzonierung angepasst. Damit kann berücksichtigt werden, dass z. B. LARINIER (1995) für Hecht und Zander, typische Begleitarten der Barben-, Brassen- und Kaulbarsch-Flunder-Region, nur eine maximale Leistungsdichte von 100 W/m³ für zulässig hält.

Wichtig ist, dass unterschieden wird zwischen der Leistungsdichte bei Q_{30} und bei Q_{330} : der maximale Wert darf nur während der vergleichsweise kurzen Zeit mit hohem Abfluss erreicht werden. Dies ist rechnerisch nachzuweisen.

- Geometrische Dimensionen

Die mindestens einzuhaltenden geometrischen Dimensionen müssen sich an der Größe der Fische orientieren. Das gilt für Breite, Länge, Tiefe und die Durchlass- bzw. Schlitzweite der Fischaufstiegsanlage. Die Schlitzweiten gelten auch für naturnahe Fischaufstiege: wenigstens ein Durchlass pro Schwelle muss die geforderte Mindestweite aufweisen. Die relevanten Dimensionen sind in Abb. A.35 dargestellt.

Die für Breite und Länge genannten Werte beziehen sich auf typische technische Fischaufstiegsanlagen. Sie stellen auch für naturnahe Fischaufstiegsanlagen Anhaltswerte dar, auch wenn die Beckenform abweichen kann.

- Geometrische Dimensionierung in abflussschwachen Gewässern

Wenn in kleinen Gewässern der natürliche Abfluss nicht ausreicht, um die hydraulischen und geometrischen Grenzwerte einzuhalten, so muss die Dimensionierung den hydrologischen Verhältnissen angepasst werden (Anmerkung (1) zu Tab. A.4). Die Abweichung ist in jedem Fall zu begründen. Die Bedürfnisse der potenziell natürlichen Fischfauna sind bestmöglich zu berücksichtigen. Ggf. kann eine Einschränkung der jährlichen Betriebszeit hingenommen werden, wenn die Durchgängigkeit des Gewässers ebenfalls nicht über 300 Tage gegeben ist.

- Geometrische Dimensionierung in großen Gewässern

Die angegebenen geometrischen Grenzwerte sind Mindestabmessungen, die bei großen Fließgewässern häufig nicht ausreichen, um einen angemessenen Wanderkorridor herzustellen. Bisher ist kein exakter Ansatz für die Anpassung der Dimensionen einer Fischaufstiegsanlage an die Größe des Gewässers bekannt. Dennoch ist es zwingend erforderlich, die geometrischen Dimensionen an der fischökologischen Bedeutung des Standortes zu orientieren. Insbesondere ist auch die Auffindbarkeit sorgfältig zu untersuchen, denn diese hängt entscheidend von der Leitströmung ab. Sie kann durch eine Wasserkraftanlage häufig verbessert werden, wenn diese einen großen Abflussanteil nutzt.

- Hydraulische Berechnung naturnaher Fischaufstiegsanlagen

Die hydraulische Berechnung von naturnahen Bauweisen ist mit den in DVWK (1996) genannten Verfahren weitgehend möglich und daher immer zu fordern. Die geometrischen Dimensionen lassen sich jedoch wegen der Natursteine nicht exakt sondern nur annähernd verwirklichen. Daher ist immer eine qualifi-

zierte örtliche Bauleitung und die Durchführung von Probeläufen mit Korrektur von abweichenden Bereichen erforderlich. Insbesondere bei naturnahen Bauweisen muss die Einhaltung der Bemessungswerte entsprechend den Tab. A.3 und Tab. A.4 durch Messungen bei der Abnahme des Bauwerks nachgewiesen werden.

- Absperrmöglichkeit

Für die Wartung sollten am Ausstieg Absperrmöglichkeiten vorgesehen werden (z.B. U-Schienen für Dammbalkenverschlüsse). Für die Durchführung von Funktionskontrollen müssen Reusen oder Netze im letzten Becken oder oberhalb des Ausstiegs eingebaut werden. Dafür sind konstruktive Vorkehrungen zu treffen, die ein einfaches und kostengünstiges Verfahren ermöglichen.

- Qualitätssicherung

Die Erfahrung zeigt, dass eine umfassende Qualitätssicherung von Fischaufstiegsanlagen während der Planungsphase und bei Bau unverzichtbar ist. Fehler bei hydraulischen und geometrischen Bemessung und insbesondere bei der Anordnung können in der Regel nach Fertigstellung des Bauwerks nicht mehr korrigiert werden.

Angesichts der großen Zahl der Querbauwerke, die in Zukunft durchgängig gestaltet werden müssen, und des hohen Investitionsbedarfs ist zu prüfen, ob und wie eine umfassende Qualitätssicherung (von der Planung bis zur Wartung und zur Funktionskontrolle) installiert werden kann, um die erforderliche Qualität sicherzustellen

Jede Fischaufstiegsanlage muss nach Abschluss der Baumaßnahme hinsichtlich der geometrischen und hydraulischen Bedingungen ordnungsgemäß durch die Fachbehörde abgenommen werden. Zumindest bei Zweifeln an der Auffindbarkeit und/oder Passierbarkeit sind fischbiologische Funktionskontrollen erforderlich. Weiterhin erscheint ein Controlling der installierten Fischaufstiegsanlagen notwendig, um die bei jeder Bauart unerlässlichen Unterhaltungsarbeiten und die Einhaltung der geforderten Betriebsbedingungen sicherzustellen.

- Wartung der Anlagen

Es kann häufig nicht verhindert werden, dass Geschwemmsel in die Fischaufstiegsanlage gelangt und dort Schlitz- und Öffnungen verlegt. Die Gefahr des Geschwemmsel eintrags hängt entscheidend von der Position der Anlage im Gewässer ab. Dies ist bei der Planung zu berücksichtigen.

Die Hydraulik kann durch Geschwemmsel massiv verändert werden, so dass die Fischaufstiegsanlage nicht mehr passierbar ist. Beckenartige Konstruktionen sind diesbezüglich anfälliger als Rampen. Sehr flache Rampen sind vorteilhaft hinsichtlich der Verklausungsgefahr, insbesondere dann, wenn die Riegelstrukturen weitgehend überströmt sind.

Es wurde bereits darauf hingewiesen, dass die Schlitzweiten wegen der Verlegungsgefahr nicht zu klein angelegt werden sollen.

Fischaufstiegsanlagen müssen wie alle Bauwerke regelmäßig gewartet werden. Dazu muss die Unterhaltungspflicht rechtlich eindeutig geregelt werden.

- Prüfbogen für Fischaufstiegsanlagen

Der Prüfbogen (Tab. A.5) enthält alle wesentlichen hydrologischen, geometrischen, hydraulischen und gestalterischen Parameter von Fischaufstiegsanlagen. Er kann für die Überprüfung von Planungen genutzt werden.



Abb. A.36: Fischrampe mit nicht überströmten Schwellen, an den sich Geschwemmsel verfängt



Abb. A.37: Sehr flaches, geteiltes Raugerinne mit überströmten Schwellen und geringerer Neigung zur Verklausung

Tab. A.5: Prüfbogen für Fischaufstiegsanlagen

PRÜFBOGEN FÜR DIE DIMENSIONIERUNG VON FISCHAUFSTIEGSANLAGEN		
Standort		
Gewässer		
Fließgewässerzone		
Relevante Fischfauna		
Abflussdaten des Gewässers (m ³ /s)	MQ :	MNQ :
	Q30:	Q330:
Nutzung des Querbauwerks:		
Auslegungsdurchfluss der Nutzungsanlage (m ³ /s)		
Mindestabfluss in der Ausleitungsstrecke (m ³ /s)		
Oberwasserstände (m NN)	OW30:	OW330:
Unterwasserstände (m NN)	UW30:	UW330:
Maximales Gefälle für Auslegung der FAA (m)		
AUSLEGUNG DER FISCHAUFSTIEGSANLAGE		
Standort der Fischaufstiegsanlage (Wehr/Betriebskanal):		
Aussage zur Wirkung der groß- und kleinräumigen Leitströmung:		
Aussage zur Auffindbarkeit des Einstiegs		
Bauform:		
Sohlunggestaltung:		
Schutz gegen Treibgut und Verlandung:		
Vorkehrungen für Funktionskontrolle:		
Summe der Schlitzweiten in Schwelle s (m)		
Schlitzweite der Hauptwanderöffnung (m)		
Schlitztiefe t _s (m)		
Planerischer max. Absturz zwischen zwei Becken Δh_{\max} (m)		
Gesamtlänge (m)		
Sohlunggefälle		1:
Bei Rampen mit Störsteinen: lichter Abstand Störsteine (m)	In x-Richtung:	In y-Richtung:
Störsteine/Schwellensteine (m)	Durchmesser:	Höhe über Sohle:
Rampe oder Umgehungsgerinne: Breite Wanderkorridor b (m)		
Beckenstruktur (licht, an der Sohle) (m)	Breite b:	Länge l:
NACHWEISE	Bei Q30	Bei Q330
Abfluss Q _{FAA} (m ³ /s)		
Gerinnebreite am Wasserspiegel (m)		
Kleinste Wassertiefe Becken, oder Wanderkorridor, h _u (m)		
Netto-Wasservolumen eines Beckens oder des Wanderkorridors (m ³)		
Berechnete Wasserspiegeldifferenz an Schwelle Δh (m)		
Berechnete maximale Geschwindigkeit in Schlitz oder Öffnung		
Durchschnittliche Geschwindigkeit im Becken bzw. Wanderkorridor (m/s)		
Energieeintrag in das Netto-Wasservolumen des Beckens oder des Wanderkorridors (W/m ³)		
Energieeintrag in Ruhebecken (W/m ³)		
Stand sicherheitsnachweis:		

Anhang B

Fischschutz – und Fischabstiegsanlagen

B.1

Grundsätze

Die Notwendigkeit des Fischschutzes an Wassernutzungsanlagen ergibt sich aus folgenden Überlegungen:

- Grundsätzlich sind aus Gründen des Tierschutzes Fische vor vermeidbaren Schädigungen zu schützen.
- Im Sinn der Anforderungen der EG-WRRL sind die Fischarten so zu schützen, dass die gewässertypischen Populationen nicht gefährdet werden.
- Aus fischereilicher Sicht bedeutet die Schädigung von Fischen an Wassernutzungsanlagen einen wirtschaftlichen Schaden und ist daher zu vermeiden.

Es ist grundsätzlich anzustreben, sowohl die potamodromen als auch die diadromen Fischarten gegen Schädigungen durch Wassernutzungsanlagen zu schützen und ihnen die ungehinderte flussabwärts gerichtete Wanderung zu ermöglichen. Den bei weitem größten Anteil der abwandernden Individuen stellen Fischbrut und Jungfische dar, deren Gesamtlänge 100 mm meist deutlich unterschreitet. Um alle abwandernden Fische tatsächlich vor einem Eindringen in die Turbine zu schützen, wären mechanische Barrieren mit einer Maschenweite von wenigen Millimetern notwendig, die mit Fließgeschwindigkeiten von maximal 0,2 m/s angeströmt werden.

Der Schutz aller abwandernden Fische ist somit technisch nicht mit dem wirtschaftlichen Betrieb von Wasserkraftanlagen vereinbar. Bei Aufrechterhaltung der Wasserkraftnutzung ist es deshalb unvermeidbar, den Schutz auf bestimmte Arten und vor allem Größen zu beschränken. Welche Einschränkungen hierbei tolerierbar sind, hängt von den unterschiedlichen Anforderungen der ökologischen Gilden der Fischfauna an die Durchgängigkeit des Gewässers ab.

Nach heutigem Kenntnisstand wirken sich Wasserkraft bedingte Schädigungen von Fischen vor allem auf die diadromen Populationen aus, die innerhalb ihres Lebenszyklus zwingend auf den Wechsel zwischen den Binnengewässern und dem Meer angewiesen sind. In Kap. 7 des vorliegenden Berichts wurde gezeigt, dass eine Entwicklung der diadromen Populationen nur in Gewässern aussichtsreich ist, in denen eine geringe Zahl von Wasserkraftanlagen innerhalb des Wanderwegs dieser

Fische gegeben ist. Für Rheinland-Pfalz werden auf dieser Grundlage Entwicklungsgewässerabschnitte für die diadromen Fischarten vorgeschlagen.

Für die Entwicklungsgewässerabschnitte sind erhöhte Standards für den Fischschutz erforderlich, damit eine ausreichend hohe Gesamtüberlebensrate der abwandernden Fische erreicht wird. Außerhalb dieser Entwicklungsgewässer werden Mindeststandards für ausreichend angesehen, da die potamodromen Populationen in ihrem Bestand weniger von Turbinen bedingte Schädigungen betroffen sind.

B.1.1 Standards für den Fischschutz

Der derzeitige Wissensstand über die Wirksamkeit von mechanischen Barrieren ist in den nachfolgenden Kapiteln zusammengestellt. Die Standards unterscheiden sich je nach Zielart.

B.1.1.1 Standards für Entwicklungsgewässerabschnitte

Für den erhöhten Fischschutz in diadromen Entwicklungsgewässerabschnitten gelten folgende allgemeine Grundsätze:

- Die Fischschutz- und Fischabstiegsmaßnahmen in einem Entwicklungsgewässerabschnitt sind so auszulegen, dass mindestens der zum Überleben der jeweiligen Population notwendige Anteil der abwandernden Stadien den maritimen Lebensraum ungeschädigt erreichen kann.
- Als Schutzmaßnahmen werden geeignete mechanische Barrieren eingesetzt.
- Alternativ können fischfreundlichere Nutzungsanlagen eingesetzt werden, wenn dadurch die Gesamtüberlebensrate im jeweiligen Entwicklungsgewässerabschnitt nicht überschritten wird.
- Wenn die jeweils geforderte maximale lichte Weite und die maximale Anströmgeschwindigkeit insbesondere bei bestehenden großen Anlagen nicht oder nur mit unverhältnismäßig großem Aufwand erreicht werden können, kann der erhöhte Fischschutz bei diesen Anlagen durch andere Maßnahmen wie z.B. ein fischfreundliches Betriebsmanagement gewährleistet werden.

Nach Möglichkeit sollten folgende Mindeststandards an mechanische Barrieren erfüllt werden:

Anadrome Entwicklungsgewässerabschnitte

- Maximale lichte Weite mechanischer Barrieren: 10 mm
- Maximale Anströmgeschwindigkeit an der Barriere: 0,5 m/s
- Es sind auf das Verhalten der Zielart ausgelegte oberflächennahe Bypasseinrichtungen vorzusehen, die mindestens vom 15. März bis 31. Mai zu öffnen sind. Bei Einsatz eines funktionsfähigen Frühwarnsystems können die Öffnungszeiten von diesem gesteuert werden.

Katadrome Entwicklungsgewässerabschnitte

- Maximale lichte Weite geeigneter mechanischer Barrieren: 15 mm
- Maximale Anströmgeschwindigkeit an der Barriere: 0,5 m/s
- Es sind auf das Verhalten der Zielart ausgelegte sohlennahe Bypasseinrichtungen vorzusehen, die in den Monaten Juli bis Januar nachts zu öffnen sind. Bei Einsatz eines funktionsfähigen Frühwarnsystems können die Öffnungszeiten von diesem gesteuert werden.

B.1.1.2

Mindeststandards für die übrigen Gewässer

In Tab. B.1 ist erkennbar, dass mechanische Barrieren mit folgenden Mindestanforderungen einen hohen Schutz für adulte potamodrome Fischarten und einen gewissen Schutz für Blankaale darstellen. Diese Mindestanforderungen gelten daher für alle Gewässer, in denen nicht ein erhöhter Schutz der Zielarten erforderlich ist:

Maximaler lichter Stababstand: 20 mm

Maximale Anströmgeschwindigkeit: 0,5 m/s

B.1.1.3

Schutz gefährdeter Fischarten

Falls in einem Gewässer gefährdete oder geschützte Fischarten vorkommen, deren Populationen durch Schädigungen bei der Abwanderung über Wasserkraftanlagen gefährdet werden, müssen die Standards für mechanische gesondert auf diese Arten ausgelegt werden.

B.1.1.4

Abwanderkorridore an Anlagen mit Mindeststandard

An jedem Querbauwerk sind für die potamodromen Populationen ausreichende oberflächennahe Abwandermöglichkeiten für die Fische zu schaffen, die jedoch nicht permanent zur Verfügung stehen müssen. Im Einzelfall ist daher zu prüfen, welcher der nachfolgend genannten möglichen Abwanderkorridore von den Fischen genutzt werden kann und ob damit eine ausreichende Abwanderung sichergestellt wird. Ggf. kann eine zeitlich gestaffelte Nutzung unterschiedlicher Einrichtungen vorgesehen werden.

- Abstieg über das Querbauwerk: Der Abstieg über das Querbauwerk kann bei geringem Ausbaudurchfluss der Nutzungsanlage ausreichend sein, wenn dabei nur geringfügige Schädigungen auftreten.
- Abstieg über die Fischaufstiegsanlage: Die Effektivität hängt von der Positionierung des Einlaufs und dem Betriebsabfluss der Aufstiegsanlage ab. Die Funktion als Bypass kann durch eine Tauchwand oder einen Louver verbessert werden, ohne dass ein zusätzlicher Abfluss erforderlich ist.
- Bei einem Ausbaudurchfluss der WKA $> 50\%$ des Mittleren Abflusses und geringer Abstiegseffektivität der Fischaufstiegsanlage müssen zusätzliche Abwandermöglichkeiten im Bereich der Entnahme bzw. der mechanischen Barriere geschaffen werden. Dies können temporär betriebene oberflächennahe Bypässe oder überströmte Rechen bzw. Wehranlagen sein. Die anschließenden Bypassleitungen sind so zu gestalten, dass die Fische nicht verletzt werden. Diese Bypässe können mit Einrichtungen zur Weiterleitung von biogenem Geschwemm- sel kombiniert werden.
- Alle temporär betriebenen Abwanderkorridore und Bypässe sind mindestens immer dann zu öffnen, wenn der Abfluss im Gewässer höher ist als der genutzte Abfluss.

B.2

Technische Anlagen für Fischschutz und Fischabstieg

B.2.1

Strömungsverhältnisse an Barrieren

Für die Wirkung von Barrieren auf flussabwärts wandernde Fische ist entscheidend:

Anströmgeschwindigkeit v_A = Mittlere Fließgeschwindigkeit im Zuströmkanal (das heißt im vertikalen Profil) unmittelbar vor einem Abwanderhindernis, z. B. einem Rechen.

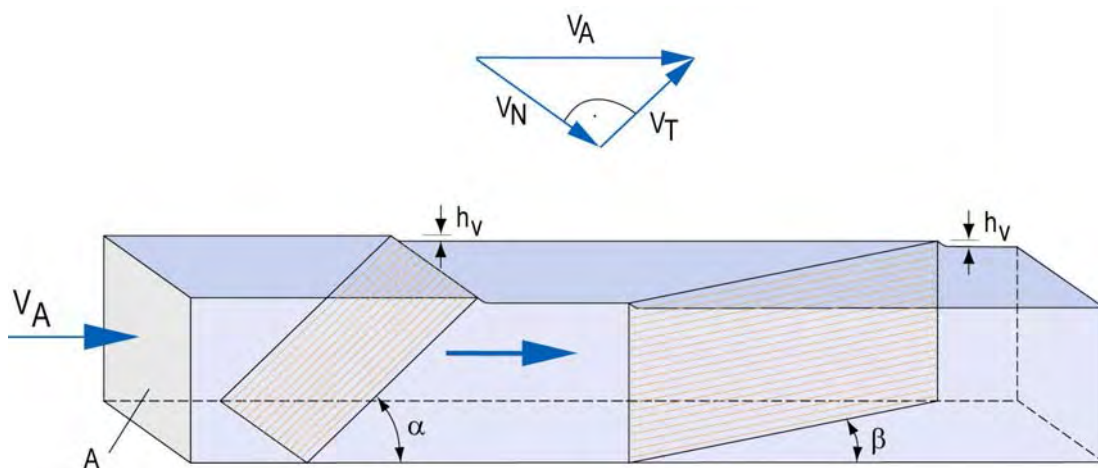


Abb. B. 1: Definition der Anströmgeschwindigkeit an einem Rechen

Ist die Anströmgeschwindigkeit höher als der für die jeweilige Fischart relevante biologisch Grenzwert, treten folgende Effekte auf:

- Die Orientierungsmöglichkeit der abwandernden Fische und damit die Auffindbarkeit von Bypasseinrichtungen verschlechtern sich.
- Fische werden ggf. an die mechanische Barriere gepresst und können ihr nicht mehr entkommen.
- Bei mechanischen Barrieren mit großen lichten Weiten (im Vergleich zum jeweiligen Grenzwert) steigt die Wahrscheinlichkeit, dass die Fische die Barrieren passieren.

B.2.2 Verhaltensbarrieren

Verhaltensbarrieren sollen Fische durch Reize oder Störquellen aus sie gefährdenden Bereichen wegscheuchen und zu alternativen Wanderkorridoren leiten. Es wurde eine Vielzahl von physikalischen Effekten untersucht, u.a.:

- Licht (zum Scheuchen bzw. Anlocken)
- Schall (unterschiedliche Frequenzen bis hin zu Knallerzeugern)
- Elektrische Felder
- Luftblasenvorhänge.

Die weltweiten Erfahrungen zeigen, dass Verhaltensbarrieren nur eine geringe Wirksamkeit besitzen, die zudem nur bei Anströmgeschwindigkeiten kleiner als 0,3 m/s gegeben ist. Derartige Strömungsverhältnisse können in seitlichen Entnahmen von Teilabflüssen aus Fließgewässern realisiert werden, nicht jedoch an Wasserkraftanlagen, die einen erheblichen Anteil des Abflusses nutzen und zudem in der Regel höhere und räumlich ungleichmäßige Anströmgeschwindigkeiten aufweisen.

Verhaltensbarrieren sind daher – zumindest beim heutigen Stand der Technik – keine effektive Möglichkeit zum Schutz von Fischen an Wasserkraftanlagen. Aktuelle Entwicklungen beschäftigen sich mit der Nutzung der Kombination verschiedener Effekte. Deren Wirksamkeit kann derzeit nicht ausreichend sicher eingeschätzt werden.

B.2.3

Die Schutzwirkung mechanischer Barrieren

Mechanische Barrieren verhindern die Passage von Fischen physisch, wenn die lichte Weite der Öffnungen kleiner ist als die Körperdimensionen der Fische und die Anströmgeschwindigkeit ein Entkommen der Fische von der Barriere ermöglicht.

B.2.3.1

Maximale Anströmgeschwindigkeit

Wenn die Anströmgeschwindigkeit mechanischer Barrieren die Schwimmgeschwindigkeit des Fisches überschreitet, wird dieser in Richtung Barriere verdriftet. Bei durchlässigen Barrieren gelangt er in die Turbine. An undurchlässigen Barrieren wird er von der Strömung angepresst, kann sich nicht aus dieser Lage befreien und verendet letztlich aufgrund des Anpressdruckes, durch die mechanische Einwirkung des Rechenreinigers oder er erstickt im Rechengutcontainer. Entsprechend muss die Anströmgeschwindigkeit mechanischer Barrieren so gering sein, dass

- den Fischen ausreichend Zeit bleibt, die Barriere wahrzunehmen und zu reagieren,
- die Fische dem Bereich der Barriere auf Grund ihres Leistungsvermögens entfliehen können,
- die durch die Normalgeschwindigkeit auf die Fische ausgeübte Kraft, wenn sie an die Barriere angepresst werden, ihre physische Fähigkeit zum Entkommen nicht übersteigt.

Basierend auf den Überlegungen zum Leistungsvermögen von Fischen (Kap. 10.2) darf die Anströmgeschwindigkeit nicht höher als die „kritische Schwimmgeschwindigkeit“ (V_{krit}) eines Fisches sein, damit er der Barriere entfliehen kann:

$$V_A < V_{\text{krit}}$$

Als grobe Faustregel bestätigt die Literaturrecherche von JENS et al. (1997) für die kritische Schwimmgeschwindigkeit von Fischen den bereits von BAINBRIDGE (1960) ermittelten Wert von 5 Körperlängen pro Sekunde, d.h. etwa 40 bis 50 % der Sprintgeschwindigkeit.

Bei der Auslegung mechanischer Barrieren ist zu beachten, dass die Anströmgeschwindigkeit bedingt durch die hydraulischen Verhältnisse am Entnahmbauwerk häufig nicht gleichmäßig ist, wodurch lokal höhere Geschwindigkeiten als der mittlere rechnerische Wert auftreten können.

B.2.3.2

Maximale lichte Weite

Die Schutzwirkung mechanischer Barrieren ergibt sich aus dem Verhältnis der lichten Weite zur Körpergröße des Fisches. Die Herleitung der entsprechenden Grenzwerte findet sich in ATV – DVWK (2004) und DUMONT et al (2005). Die Ergebnisse der einschlägigen Untersuchungen sind in Tab. B.2.1 zusammengefasst. Sie stellen den aktuellen Stand des Wissens dar und werden auch international als Grundlage für die Auslegung von Fischschutzeinrichtungen angesehen. Insbesondere wurden die Werte fachlich u.a. in Frankreich, den Niederlanden, Dänemark und den USA bestätigt.

Mechanische Barrieren wirken immer auch als Verhaltensbarrieren. Ihre erwünschte Wirkung ist zwar einerseits die einer physischen Barriere, andererseits kann aber nur eine Verhaltensreaktion das Entkommen und das Auffinden eines Bypass-Wanderkorridors bewirken. Daher hängt die Wirksamkeit mechanischer Barrieren immer vom Zusammenspiel der lichten Öffnungsweite *und* der Vektoren der Anströmgeschwindigkeit sowie von der Anordnung und der Fließgeschwindigkeit im Bypass-Wanderkorridor ab. Mechanische Barrieren, deren lichte Weite die Dimensionen der Zielarten überschreitet, können als Verhaltensbarriere einen Teilschutz bieten. Dies setzt jedoch das Vorhandensein eines optimal auffindbaren Bypasses voraus, denn andernfalls werden abwandernde Fische die Barriere letztlich doch passieren.

Tab. B.1: Schutzwirkung von mechanischen Barrieren, Bemessungswerte für den Schutz diadromer und potamodromer Arten sind grau unterlegt.

Zielart <i>Anlagengestaltung</i>	max. d (licht)	max. Va	Barriere	Anmerkung zur Gestaltung der Anlage
atlantische Lachssmolts	1/10 der Körperlänge	< 2 Körperlängen pro Sekunde		
	≤ 10 mm	> 0,5 m/s nur bei gesondertem Nachweis	Rechen oder Gitter bewirken nahezu 100 % Schutz.	Die hohe Schutzrate und der Abstieg sind nur möglich bei korrekter Anordnung und Gestaltung eines oberflächennahen Bypasses.
	> 10 mm	> 0,5 m/s	Rechen oder Gitter wirken als Verhaltensbarriere, daher wird nur Teilschutz erreicht (UND/ODER Bedingung).	Schutz- und Abstiegsrate abhängig von Anordnung und Gestaltung des Bypasses.
		< = 1 m/s	Smolts können der Barriere entfliehen.	Effizientes Auffinden des Bypasses ist nicht zu erwarten.
Blankaal, 60 cm	< = 15 mm	0,5 m/s	Rechen oder Gitter bewirken nahezu 100 % Schutz.	Hohe Schutzrate und Abstieg nur möglich bei korr. Anordnung und Gestaltung eines sohlennahen Bypasses.
	> 15 mm	> 0,5 m/s	Rechen oder Gitter bewirken nur Teilschutz (UND/ODER Bedingung).	
adulte Exemplare vieler Arten	20 mm	< 2 Körperlängen pro Sekunde d. h. < 0,5 m/s	Rechen als Schutz vor Durchwanderung, Ablösen und Flucht von mechanischen Barrieren möglich	Abstieg über Salmonidenbypass, Fischaufstiegsanlage oder Wehr möglich. Wehrpassage so gestalten, dass Schädigung ausgeschlossen ist.



Abb. B. 2: Aal, der bei einer Anströmgeschwindigkeit $> 0,5$ m/s an einen 20 mm-Rechen angepresst wird (ARBEITSGEMEINSCHAFT GEWÄSSERSANIERUNG 1998)



Abb. B. 3: Die Druckstellen zeigen, dass dieser Aal vom Wasserdruck gegen den Rechen eines Wasserkraftwerks an der Fulda angepresst wurde (ATV-DVWK 2002)

B.2.4

Fischschutz durch mechanische Barrieren

An Wasserkraftanlagen dienen mechanische Barrieren in Form von Rechen primär dem Schutz von Turbinen vor Beschädigungen, indem sie Schwemmgut von den Maschinen fernhalten. Turbinenrechen sind üblicherweise aus Flachstahl aufgebaut, die durch Distanzstücke in einem bestimmten Abstand (d_R) gehalten werden. Der lichte Stababstand wird technisch auf die Bauart und Größe der Turbine ausgelegt. Die Rechenstäbe können je nach Putzrichtung des Rechenreinigers in vertikaler oder horizontaler Richtung eingebaut werden.

Der lichte Abstand von Turbinenrechen kann verringert werden, um die Wirkung als mechanischer Fischschutz zu erhöhen. Je mehr sich der lichte Abstand den in Tab. B.2.1 genannten Bemessungswerten annähert und je weniger die Anströmgeschwindigkeit den Wert 0,5 m/s überschreitet, desto besser ist die Schutzwirkung.

Der Austausch eines konventionellen Rechens gegen einen mechanische Fischschutzrechen ist bei unveränderten Einbaubedingungen mit höheren hydraulischen Verlusten verbunden, die insbesondere bei Wasserkraftanlagen mit niedrigem Gefälle zu merkbaren wirtschaftlichen Einbußen führen können. Mit der Verringerung des Stababstands wächst weiterhin die Menge des zurückgehaltenen Geschwemmsels. Damit wird auch die Zeit verkürzt, in der ein Rechen mit geringem Stababstand durch Geschwemmsel verlegt wird.

Der Einsatz von Rechen (oder Lochblechen etc., vgl. B.3.1) als wirksame mechanische Fischschutzbarriere ist daher nur unter folgenden Bedingungen realisierbar:

- Anströmgeschwindigkeit $\leq 0,5$ m/s
- Vergrößerung der Rechenfläche z.B. durch Schrägstellung des Rechens gegen die Horizontale oder schräge Anordnung im Kanal, um die hydraulischen Verluste zu reduzieren und die Reinigung des Rechens in realistischen Zeitintervallen zu ermöglichen.
- Ausrüstung der mechanischen Barriere mit einer Reinigungsmaschine, die dauerhaft eine sehr kurze Reinigungsfrequenz gewährleistet. Ungeachtet der ökonomischen Probleme bleibt aus technischer Sicht festzustellen, dass die Rechenreinigung der limitierende Faktor für den Einsatz von mechanischen Fischschutz - Barrieren ist.

B.2.5**Pilotanlagen mit mechanischen Barrieren**

Mittlerweile wurden Wasserkraftanlagen mit mechanischen Barrieren ausgerüstet, um den Fischschutz zu verbessern. Nachfolgend werden die Beispiele vorgestellt.

Beispiel 1: 5 mm – Rechen, $Q_a = 1,7 \text{ m}^3/\text{s}$ (Floecksmühle)

Der 20-mm-Rechen der kleinen Wasserkraftanlage Floecksmühle wurde im Rahmen eines Projekts der Deutschen Bundesumweltstiftung durch einen Feinrechen ersetzt. (INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE 2003). Der realisierte lichte Stababstand ergab sich aus den Liefermöglichkeiten des Herstellers und war nicht fischbiologisch begründet.

Daten der Anlage:

Ausbaudurchfluss Q_A :	1,7 m^3/s
Ausbaufallhöhe H_A :	2,8 m
Anströmgeschwindigkeit des Rechens:	0,5 m/s
Lichter Stababstand:	5,3 mm
Rechenverlust bei Q_A (sauberer Rechen):	< 40 mm
Mittlerer Betriebs-Rechenverlust bei Q_A :	70 – 95 mm
(im Herbst und Winter bei Laubfall)	

Betriebserfahrungen

Die Wasserkraftanlage befindet sich im bewaldeten Nettetal mit erheblichem Laub- und Geschwemmselanfall. Dennoch arbeitet sie seit der Umrüstung auf den 5,3-mm-Rechen mit Ausnahme der kurzen Zeit mit sehr tiefen Temperaturen (Grund-eisbildung) störungsfrei. Die Energieerzeugung wird nicht beeinträchtigt (s.u.). Die Rechenreinigungsmaschine muss im Vergleich zu einem 20 mm Rechen etwa die doppelte Zahl an Reinigungstakten leisten, um den Rechen ausreichend sauber zu halten.

Energiebedarf des Rechenreinigers und Mindererzeugung

Der Energieverbrauch der Rechenreinigungsmaschine und der Turbinensteuerung schwankte in der Messperiode (Herbst und Winter) zwischen 4,5 – 11 kWh pro Tag. Dies entspricht einem Anteil von 2 % bis 4 % der Gesamtenergieerzeugung. 4 kWh/Tag werden dabei alleine als Grundlast durch die Turbinensteuerung verbraucht.

Die Rechenverluste reduzieren die nutzbare Fallhöhe der Turbine und bewirken damit:

- Leistungseinbuße durch den sauberen Rechen: 1,4%
- Leistungseinbuße durch den Betriebsverlust: 2,5 bis 3,5%

Diese Minderung der Leistung und damit der Energieerzeugung muss in Relation zu den Verlusten durch einen konventionellen 20-mm-Rechen gesehen werden, die etwa 1 bis 2 % betragen.



Abb. B. 4: Gesamtansicht Oberwasserkanal mit Rechenanlage



Abb. B. 5: Feinrechen Ochtendung (Nette) mit Rechenreinigungsmaschine während der Montage



Abb. B. 6: Feinrechen in Betrieb



Abb. B. 7: Feinrechen mit Spülrinne und Harke der Rechenreinigungsmaschine

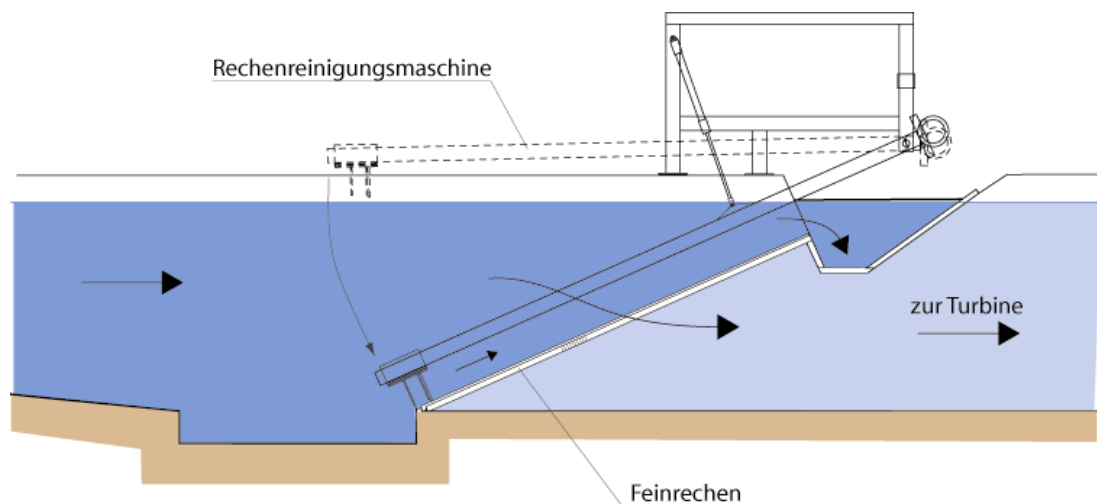


Abb. B. 8: Schnitt durch die Rechenanlage. Die Abspülrinne wird für das Rechengut und als oberflächennaher Bypass genutzt.

Beispiel 2: 15 mm – Rechen, $Q_A = 9 \text{ m}^3/\text{s}$ (Kirchen/Sieg)

Die Wasserkraftanlage Sigambria wurde an einem bestehenden Wehr in der Sieg errichtet und Anfang 2008 in Betrieb genommen.

Sie wurde hinsichtlich Fischaufstieg und –abstieg so geplant (INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE, 2005) dass die Anforderungen der Sieg als Lachswiederansiedlungsgewässer möglichst weitgehend erfüllt werden.

Turbinendurchfluss: $Q_A = 9 \text{ m}^3/\text{s}$

Ausbaufallhöhe: $H_A = \text{ca. } 2,5 \text{ m}$

Fischaufstiegsanlage

Vertical Slot Pass $Q_{\text{FAA}} = \text{ca. } 400 \text{ l/s}$

Die FAA wurde landseitig um das Kraftwerk geführt. Das zur Verfügung stehende Gelände war wegen einer benachbarten Straße sehr klein, so dass der Einstieg nicht unmittelbar neben dem Saugrohr angeordnet werden konnte. Er ist etwas in Richtung Unterwasser verschoben, besitzt aber einen durchgehend rauen Sohlenanschluss an das Gewässer.

Fischschutz

Flach geneigter 15 – mm Rechen

Anströmgeschwindigkeit: $V_A = 0,5 \text{ m/s}$

Rechenreinigungsmaschine: Putzlänge 7 m, ausgelegt auf hohe Reinigungsgeschwindigkeit

Fischabstieg

Das Kraftwerk ist überströmt. Das Rechengut und die oberflächennah abwandernden Fische werden über das Kraftwerk gespült, indem die unterwasserseitige Stauklappe geöffnet wird.

Für die abwandernden Blankaale ist sohlennah, unmittelbar vor dem Rechen ein Aalrohr angeordnet.



Abb. B. 9: Gesamtansicht der WKA Sigambria, Blick vom Wehr. Der Zulauf zur Turbine und der Rechen befinden sich zwischen Trennwand und Zugangsgebäude. Der Unterwasserauslauf liegt links.



Abb. B. 10: Blick von Unterwasser auf die WKA: links die Fischaufstiegsanlage (Vertical Slot), mittig der Auslauf der Turbine, darüber die Spülklappe für Rechengut und absteigende Fische, rechts das Wehr.



Abb. B. 11: Blick auf das eigentliche, überströmte Kraftwerk. Der Rechenreiniger befördert das Rechengut in den Kanal über der Turbine und es wird durch Öffnen der Klappe abgespült. Dieser Kanal fungiert gleichzeitig als oberflächennaher Bypass.



Abb. B. 12: Links die FAA, die landseitig um das Kraftwerk führt. In der Mitte liegt der Zugangsschacht, rechts das überströmte Krafthaus.



Abb. B. 13: Der flach geneigte 15 mm – Rechen und die Rechenreinigungsmaschine vor der Flutung der Anlage.



Abb. B. 14: Montage des 15 mm – Rechens und der Rechenreinigungsmaschine.

Beispiel 3: 10 mm – Rechen, $Q_A = 16 \text{ m}^3/\text{s}$ Roermond/NL (Rur)

Die (Eifel-) Rur ist ein wichtiges Lachswiederansiedlungsgewässer im Einzugsgebiet der Maas. Sie mündet in Roermond/NL in die Maas. Das Einzugsgebiet befindet sich überwiegend in Deutschland.

Die Waterschap Roer en Overmaas hat den gesamten Standort Roermond, der mehrere Gewässerarme aufweist, so umgestaltet, dass die flussauf- und flussabwärts gerichtete Durchgängigkeit möglichst optimal erreicht wird.

Es wurden folgende Maßnahmen (INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE, 2006) durchgeführt:

- Bau eines großräumigen Umgehungsgerinnes („Hambeek“) mit Riegelstruktur
 - $Q_{FAA1} = 4 \text{ bis } 6 \text{ m}^3/\text{s}$
 - $\Delta_h = 10 \text{ cm}$ (an den Riegeln)
- Bau eines Vertical Slot Passes an der Wasserkraftanlage ECI-Centrale
- $Q_{FAA2} = 750 \text{ l/s}$ mit zusätzlichem Bypass zur Verstärkung der Leitströmung
 - $\Delta_h = 10 \text{ cm}$ (an den Riegeln)
- Errichtung einer Fang- und Kontrollstation am Ausstieg des Vertical Slot Passes mit Beobachtungskammer (Schaufenster).
- Umbau des Turbinenrechens
 - lichte Weite: 10 mm
 - Anströmgeschwindigkeit V_A : 0,3 m/s
 - Rechenreiniger: Putzlänge: 7 m
Breite: 12 m
hohe Reinigungsgeschwindigkeit
 - oberflächennaher Bypass für Lachssmolts
 - sohlennaher Bypass für Blankaale
 - Monitoringstation für beide Bypässe.



Abb. B. 15: Umgehungsgerinne Hambeek mit Riegelstruktur, rechts der optimierte Einstieg unmittelbar neben dem Wehr



Abb. B. 16: Vertical Slot Pass an der WKA ECI-Centrale in Roermond NL / Rur

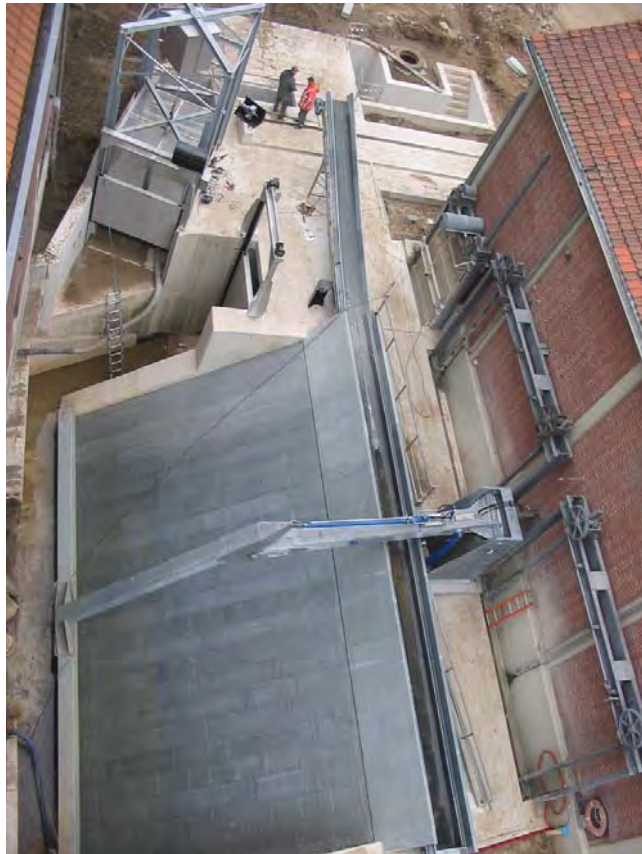


Abb. B. 17: 10 mm - Rechenanlage in Roermond mit Rechenreiniger, Querförderer für das Rechengut, Spülschütz sowie Fang- und Kontrollstation für die FAA



Abb. B. 18: Lachsabstieg ECI-Centrale in Roermond NL / Rur

B.2.5.1 Sonstige Barrieren

Grundsätzlich können auch Lochbleche, Drahtgewebe und Gitter mit kleinen Öffnungsweiten als mechanische Barrieren eingesetzt werden. Die Öffnungsweiten sind auf die Zielarten abzustimmen. Diese Bauweisen sind jedoch gekennzeichnet durch:

- erhebliche hydraulische Verluste;
- mechanische Instabilität (je nach Bauart), insbesondere bei Verlegung durch Laub oder Eis. Dadurch wird auch die maximale Fläche dieser Abschirmungen begrenzt;
- nicht für alle Bautypen und Abmessungen verfügbare Reinigungsmaschinen.

B.2.5.2 Umlaufende Abschirmungen

Umlaufende Abschirmungen bestehen aus einem Band, das über zwei Umlenkrollen läuft. Hierbei handelt es sich entweder um ein flexibles Kunststoff- oder Drahtgewebe oder um Lochbleche bzw. Gitterelemente, die durch Gelenke miteinander verbunden sind. Das Band rotiert in Anpassung an die Treibgutführung des Gewässers mit einer Geschwindigkeit von etwa 0,1 bis 5,0 m/min.

Sollen umlaufende Abschirmungen Fische hin zu Bypasseinrichtungen leiten, muss die Anordnung im Gewässer auf die artspezifischen Orientierungs- und Verhaltensweisen der jeweiligen Zielarten ausgelegt sein. Diese Anforderung unterscheidet sich nicht grundsätzlich von derjenigen anderer mechanischer Barrieren.

In der Regel wird umlaufenden Abschirmungen ein Grobrechen mit einer lichten Stabweite von 50 bis 200 mm vorgeschaltet, da größeres Treibgut von derartigen Anlagen nicht bewältigt werden kann. Das nach dem Grobrechen verbleibende Treibgut wird mit dem Band aus dem Wasser befördert, kleine Geschwemmselteile können sich jedoch zwischen dem Ober- und dem Untergurt ansammeln und zu Betriebsstörungen führen.

Daneben ist die technische Einsatzfähigkeit von umlaufenden Abschirmungen eingeschränkt durch folgende Umstände:

- Es ist mit Längung und hohem Verschleiß am Band sowie an eventuell vorhandenen Antriebsketten zu rechnen. Solche Verschleißerscheinungen treten be-

kanntermaßen bei den an Wasserkraftanlagen eingesetzten Kettenrechenreinigungsmaschinen auf, die aus diesem Grund in den letzten Jahren zunehmend durch andere Bauweisen ersetzt wurden.

- Ein Winterbetrieb bei tiefen Temperaturen ist wegen Vereisung nicht möglich. Die Abschirmungen müssen in dieser Zeit aus dem Wasser gehoben werden.
- Umlaufende Abschirmungen haben häufig eine geringe mechanische Stabilität gegen große Wasserspiegeldifferenzen, die bei Verlegung oder Vereisung der Anlage auftreten können. Hieraus ergeben sich wesentliche Einschränkungen für den Einsatz dieser Technik insbesondere bei größeren Durchflüssen.

Beispiel 4: Rollrechen (WKA in Hadamar)

Am Wasserkraftwerk Hadamar am Elbbach (Hessen) wurde 1997 ein umlaufendes Siebband aus Edelstahl installiert. Das Siebband ist um 45° gegen die Sohle geneigt und wird intermittierend je nach Geschwemmselanfall betrieben. Die Anströmgeschwindigkeit beträgt ca. 0,5 m/s. Dem Siebband ist ein Grobrechen (d = 40 mm) mit Rechenreinigungsmaschine vorgeschaltet. Für die Abwanderung der Fische sind Transporttröge auf dem Band montiert, die die Fische in eine oberhalb des Siebbandes installierte Querrinne befördern sollen. Belastbare Untersuchungen zur Praxistauglichkeit und zur Funktionsfähigkeit dieser Anlage wurden bisher nicht publiziert. Nach Angabe des Betriebspersonals wurde das Siebband in sieben Betriebsjahren zweimal wegen Beschädigung ausgetauscht.

Zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Berichtes war das Siebband bereits seit einigen Monaten offensichtlich wegen technischer Probleme demontiert.



Abb. B. 19: Rollrechen mit Transporttrögen (Hadamar/ Elbbach, Hessen)

B.2.6

Zusammenfassende Einschätzung der Einsatzfähigkeit mechanischer Barrieren

Mechanische Barrieren sind die einzigen wirkungsvollen Schutzmaßnahmen gegen das Eindringen von Fischen in sie gefährdende Anlagen, wenn die lichten Weiten und die Anströmgeschwindigkeiten artspezifisch entsprechend. Tab. B.1 gewählt werden.

Für einen sehr hohen Schutz der in Kap. B.1.2.1 definierten Zielarten sind lichte Rechenstababstände in der Größenordnung von 10 bis 15 mm erforderlich, die im Vergleich zu gängigen Rechen höhere Strömungsverluste und erhebliche Schwierigkeiten mit der Verlegung des Rechens durch Laub, Holz, Algen und durch Eisbildung im Winter bedingen können. Konventionelle Stabrechen mit derart kleinen lichten Weiten werden zwar bei Kleinstwasserkraftanlagen eingesetzt, sie sind jedoch aufgrund der massiven Verstopfungsgefahr bei großen Anlagen nicht einsetzbar. Hier können spezielle Rechenprofile genutzt werden. Die bisher durchgeführten Untersuchungen derartiger Anlagen zeigen, dass diese Systeme derzeit für Durchflüsse bis ca. 20 m³/s pro Recheneinheit eingesetzt werden können. Für größere Durchflüsse sind noch keine geeigneten Rechenreinigungsmaschinen verfügbar.

Umlaufende Abschirmungen weisen zwar sehr kleine lichte Weiten auf, sie haben aber entscheidende technische Nachteile wie mangelhafte eigene Stabilität und hohen Verschleiß. Mit einem verbreiteten Einsatz umlaufender Abschirmungen ist daher nicht zu rechnen.

Allen mechanischen Barrieren mit kleinen lichten Öffnungen und niedrigen Anströmgeschwindigkeiten ist gemein, dass sie in der Regel größere Flächen erfordern als z. B. ein 20 mm-Rechen und dass die Reinigung erheblich häufiger erfolgen muss. Die Nachrüstung bestehender Wasserkraftanlagen stößt daher auf besondere technische und wirtschaftliche Schwierigkeiten.

Die Erfahrungen mit ausgeführten Pilotanlagen (davon 2 in Rheinland – Pfalz) können für die Weiterentwicklung genutzt werden .

B.3

Abstiegsanlagen

Die abstiegswilligen Fische orientieren sich an der Hauptströmung. Ein funktionierender Fischschutz hindert die Fische daran, dieser Hauptströmung durch die Was-

serkraftanlage zu folgen, wodurch ihre Abwanderung unterbrochen wird. Daher müssen alternative Abwanderwege angeboten werden. Die Problematik liegt in der Auffindbarkeit des Abwanderweges, gerade weil dieser wegen des Turbinenbetriebs nicht den überwiegenden Abflussanteil aufweist.

Abwanderwege müssen so gestaltet werden, dass sie, abgestimmt auf das Verhalten der jeweiligen Fischart, aufgefunden werden.

B.3.1 Oberflächennahe Bypässe

Für oberflächennah abwandernde Salmoniden ist ein an der Oberfläche angeordneter Bypass-Wanderkorridor (kurz: Bypass) erforderlich. Seine Auffindbarkeit hängt entscheidend von der Platzierung zum Rechen oder einer sonstigen Barriere ab und wird maßgeblich von der zum Bypass gerichteten Tangentialgeschwindigkeit und der Ausbreitung der Leitströmung beeinflusst. Der Einstieg in den Bypass muss so gestaltet sein, dass sich die Strömung stetig beschleunigt. Die Auffindbarkeit des Bypasses kann während der meist nächtlichen Abwanderung durch Lichtquellen verbessert werden.

Viele potamodrome Fischarten weisen an mechanischen Barrieren nach bisherigen Kenntnissen ein ähnliches Verhalten auf wie Lachssmolts. Daher ist zu erwarten, dass Barrieren und Bypasseinrichtungen, die gegenüber Lachssmolts eine hohe Effektivität erreichen, für potamodrome Arten zumindest einen Teilschutz darstellen und auch deren Abwanderung unterstützen.

B.3.2 Sohlennahe Bypässe

Für die sohlennah abwandernden Aale muss der Bypass tief angeordnet werden. Die Wirksamkeit hängt neben der Barrierewirkung des Rechens entscheidend davon ab, wie weit das natürliche Verhalten des Aals für das Auffinden des Bypasses genutzt werden kann. Verhaltensbeobachtungen (ADAM et al. 1999) zeigen, dass abwandernde Aale bei der Annäherung an eine Barriere ihre Schwimmrichtung umkehren und sohlennah in Richtung Oberwasser entfliehen, wenn die Normalgeschwindigkeit am Rechen 0,5 m/s nicht übersteigt. Derzeit sind zwei patentierte Einrichtungen als Aalbypass bekannt (Abb. B 11 und B 12).

Die Aalabwanderung erfolgt in wenigen Abwanderwellen nachts im Zeitraum zwischen Juli und Januar. Die Betriebszeit des Bypasses ist dem anzupassen, wobei ein Frühwarnsystem eine genaue Steuerung ermöglichen könnte.



Abb. B. 20: Bypass-Düse für atlantische Lachsmolts mit Beleuchtung zur Verbesserung der Attraktionswirkung: Der Einlauf des Bypasses am Staudamm Poutès im Allier ist so geformt, dass möglichst geringe Turbulenzen entstehen und die Strömung stetig beschleunigt wird. Der Bypass ist höhenverstellbar und kann so an wechselnde Oberwasserstände angepasst sowie außerhalb der Betriebszeiten über die Wasseroberfläche emporgehoben werden.

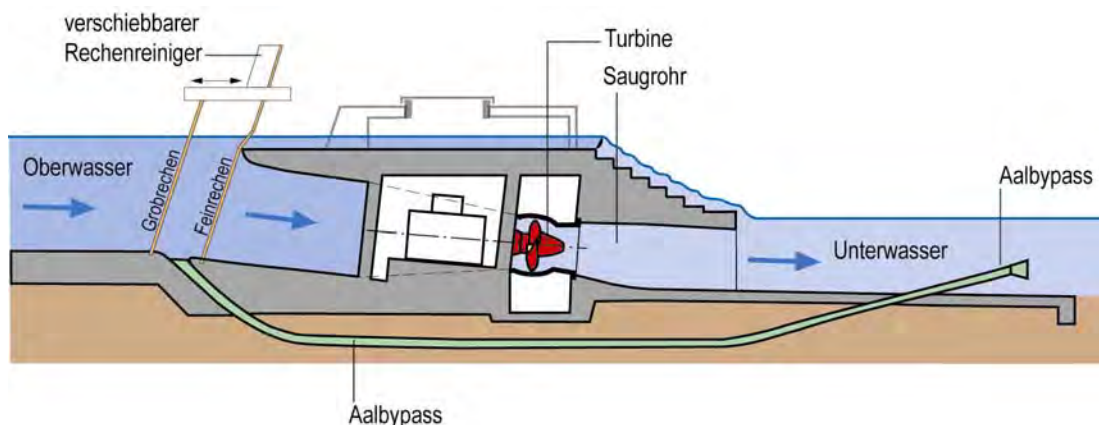
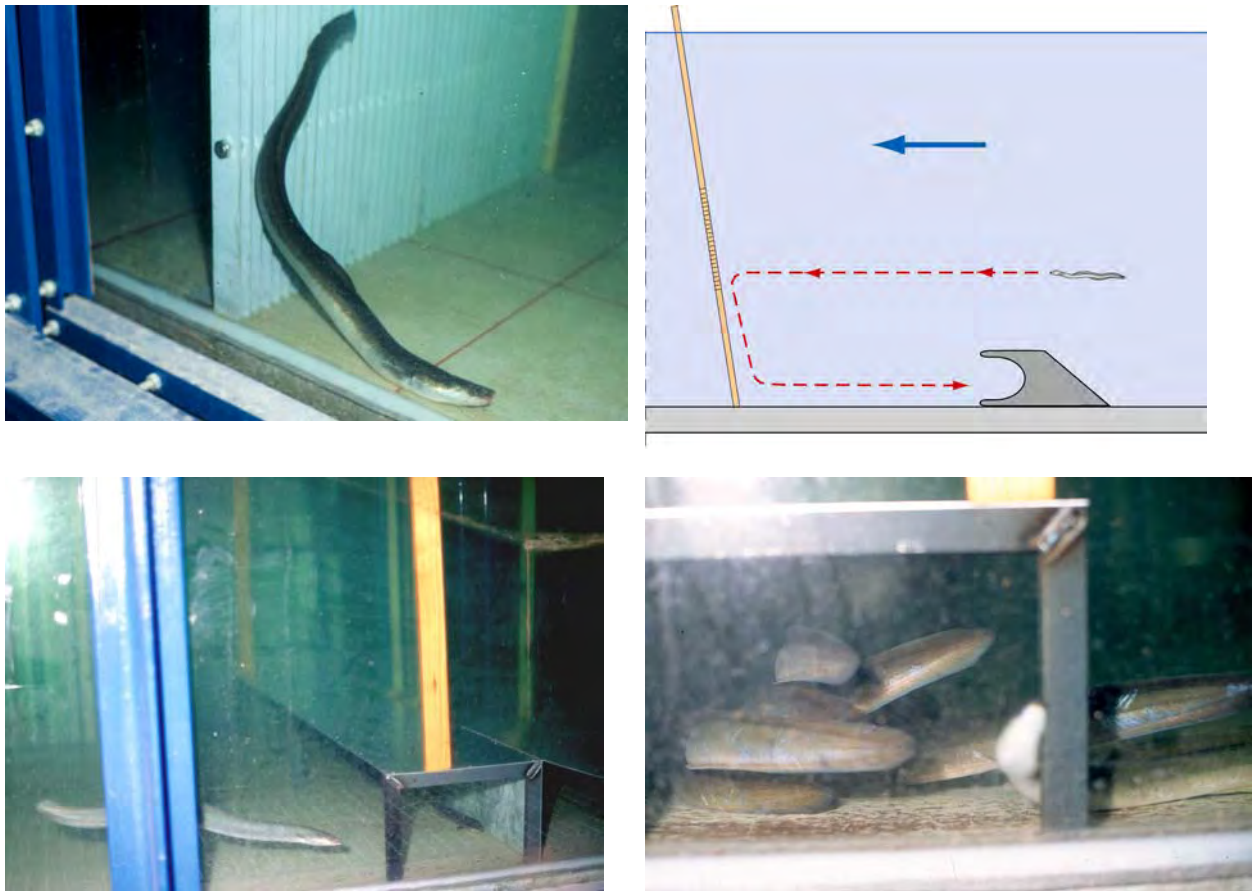


Abb. B. 21: In der Sohle vor dem Rechen eingelassene Trichter, die in Rohrleitungen münden, welche in das Unterwasser geführt sind (Harpen AG, WKA Hamm-Uentrop (Lippe)) (nach ATV-DVWK 2002).



**Abb. B. 22: Eine gegen die Strömungsrichtung geöffnete Schwelle („Bottom Gallery[®]“), die die Aale zu einem seitlichen Bypass leitet (oben Gesamtansicht; unten Detail)
EUROPÄISCHES PATENT DER ARBEITSGEMEINSCHAFT
GEWÄSSERSANIERUNG (ADAM et al. 2002)**

B.4

Alternative Systeme für die Fischabwanderung

B.4.1

Fischtransportsysteme

Müssen abwandernde Fische eine große Zahl von Wasserkraftstandorten passieren, so besteht durch die potenzierte Schädigungsrate die Gefahr, dass nur wenige Exemplare das Flussgebiet unbeschädigt verlassen können. Insbesondere bei Stau-

ketten, an denen keinerlei wirksame Fischschutz- und Fischabstiegseinrichtungen installiert sind, kann es – zumindest temporär bis zur Ausrüstung mit derartigen Systemen – sinnvoll sein, absteigende Fische (z. B. Lachssmolts) am Ende des Laichareals in einer speziellen Station mit geeigneten mechanischen Barrieren zu fangen und die Tiere in Tanks flussabwärts zu transportieren und in den zugehörigen Vorfluter unterhalb eventueller Stauanlagen zu entlassen.

Dieses auch „Trap & Truck“ genannte Verfahren kann vor allem im Zusammenhang mit Wiederansiedlungsmaßnahmen zum Aufbau von Populationen oder zu deren Stützung genutzt werden. So fangen an der Mosel Berufsfischer im Auftrag des Landes Rheinland-Pfalz abwandernde Blankaale, die dann in den Rhein transportiert werden.

B.4.2

Anlagenmanagement mit Frühwarnsystemen

Fischschäden an Wasserkraftwerken und sonstigen Entnahmeeinrichtungen können durch eine angepasste Betriebsweise vermindert werden:

- Temporäres oder gezieltes Abschalten der Nutzungsanlage während der Abwanderzeiten/-spitzen und Weiterleitung der abwandernden Fische über Wehre oder Bypass-Wanderkorridore.
- Bei Wasserkraftanlagen mit mehreren Turbinen können diese während der Abwanderung im Betriebspunkt mit der geringsten Schädigungsrate gefahren werden. Je nach Abfluss muss ggf. diejenige Turbine abgeschaltet werden, mit der dieser Betriebspunkt aktuell nicht erreicht werden kann. Die Schädigungsrate am Standort wird auf diese Weise auf den technisch möglichen Minimalwert begrenzt. Eine weitergehende Senkung der Schädigungsrate ist nicht möglich.
- Drosselung der Maschinen, so dass eine Anströmgeschwindigkeit am Rechen $< 0,5$ m/s erreicht und damit die Wahrscheinlichkeit zum Auffinden eines Bypasses verbessert wird.
- Temporäres Einfahren von Schutzeinrichtungen.
- Öffnen eines Bypasses oder Wehrfeldes.

Dies setzt voraus, dass die artspezifischen Abwanderzeiten bekannt sind. Dafür müssen Frühwarnsysteme mit einer hohen Korrelation zwischen der vorhergesagten Abwanderung und dem tatsächlichen Verhalten der Fische zur Verfügung stehen. Zur Zeit befinden sich derartige Systeme in der Erprobung.

Das Frühwarnsystem MIGROMAT® (ADAM 2000, 2004; DURIF 2003; DVWK 2004) für die Zielart Aal beruht auf der prä-migratorischen Unruhe, die bei gehälteren Aalen vor dem Beginn von Abwanderwellen im Gewässer festgestellt wurde. Dementsprechend werden Aale in einem Tank, der mit Flusswasser versorgt wird, automatisch beobachtet. Erhöhte Aktivitäten der Aale im Tank korrelieren mit Aalabwanderungen im Gewässer. Innerhalb eines EG-Projektes an der Maas (BRUIJS et. al., 2003) konnten mit dem MIGROMAT® an den beiden niederländischen Wasserkraftanlagen Linne und Alphen 66% bzw. 73% der Abwanderereignisse prognostiziert werden.

Aktuell wird an der rheinland – pfälzischen Lahn ein weiteres System erprobt, dass auf der Beobachtung von Aalen am Einlaufrechen einer Wasserkraftanlage beruht. Ergebnisse dazu liegen noch nicht vor.



Abb. B. 23: Das Frühwarnsystem MIGROMAT® wurde erstmalig an der in Wahnhausen/Fulda zur Aal schonenden Steuerung einer Wasserkraftanlage eingesetzt.

Anhang C

Historische und neuere Quellen zu Lachsgewässern

1. „*Der Lachs im oberen Moselgebiet*“, P.P.C. Hoek, in Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften, Herausgeber: Deutscher Fischerei-Verein, IX. Band, 1901-1902 – (DFV 1901)

In diesem Artikel wird über Untersuchungen aus dem Jahr 1900 berichtet, die sich mit Lachsbesatz, natürlichem Vorkommen und Nahrung der Lachse befassen.

Damals fand Besatz an folgenden, potenziellen Lachsgewässern statt:

Mosel, Dhron, Kyll, Ruwer, Sauer, Our, Prüm und Enz.

„In bedeutenden Mengen fanden sich junge Lachse in der Prüm, unweit ihrer Mündung in die Sauer, und in der Enz in der Nähe von Holthum..., wo sie in den letzten Jahren mit Vorliebe ausgesetzt wurden“. In die Enz sei kein Lachs zum natürlichen Laichen gelangt. In der Ruwer hätten Lachse abgelaicht zwischen Sommerau und Waldrach. In die mittlere und obere Ruwer könnten wegen Wanderhindernissen keine Lachse mehr aufsteigen.

„...im allgemeinen wurde das Vorhandensein junger Lachse überall da, wo danach gesucht wurde (*in den Besatzgewässern*), konstatiert.“

Es wird darauf hingewiesen, dass der Besatz mit Eiern aus abgefischten Lachsen sehr wohl Sinn macht, da die Zahl der Lachse insbesondere der laichenden, durch den Fang in der Mosel sehr bedeutsam beeinträchtigt werde.

Von natürlichen Laichgruben wird an der Sauer, oberhalb Wallendorf und an Our und Prüm berichtet.

Die genannten Gewässer werden in Tab. C.1 und Tab. C.2 aufgeführt und in Abb. C.1 dargestellt.

2. „Der Lachs der Hunsrück- und Eifelflüsse“, Th. Schmidt, Südwestdeutsche Heimatblätter, Nummer 4, 5, und 6, Saarbrücken, 1930 (SHB 1930)

In diesem Artikel werden die Seitengewässer von Ruhr, Sieg, Ahr, Wied, Saynbach und Nahe als ehemalige Laichgewässer benannt, die aufgrund anthropogener Überformung als solche verloren seien.

Einige der Seitenbäche der unteren und mittleren Mosel und der unteren Sauer besäßen noch wertvolle Laichgründe.

Mittelalterlicher Salmfang wird für Dhron, Ruwer, Saar, Sauer und Nahe erwähnt, Tab. C.1 und Tab. C.2.

1930 wurden Fangstellen an folgenden Gewässern betrieben (die oberste Fangstationen sind in Klammern aufgeführt): in Mosel (als Verbindungsgewässer), Dhron, Ruwer, Elz, Alf, Lieser (Wittlich), Salm (Sehlem), Kyll (Ehrranger Mühle), Prüm (Holzthum), Enz, Nims, Sauer (Erpeldange), Our (Vianden) und Nahe.

3. „Zur Geschichte der Lachsfischerei im Bezirk Trier insbesondere zu deren Niedergang und Ende“, H. Seiler, Broschüre des Landes Rheinland-Pfalz, Bezirksregierung Trier, 1999 (SEILER 1999)

Die in dieser Broschüre dargestellten Erkenntnisse sind dort in 2 Karten zusammengefasst:

1. Verbreitung des Lachses im 19. und 20. Jahrhundert (bis 1951), mit Laich- und Jungfischhabitaten
2. potenzielle Laich- und Jungfischhabitate des Lachses

Die in den Karten der Bezirksregierung Trier dargestellten Verbreitungsgebiete des Lachses enthalten die im Bericht von HOEK (DFV 1901) beschriebenen und zahlreiche weitere Lachsgewässer, Tab. C.1.

- Saar, Sauer und Mosel werden als (Haupt-)Wanderwege ausgewiesen.

4. *„Fische und Fischerei in Rheinland-Pfalz – Bestandsaufnahme, fischereiliche Nutzung, Fischartenschutz“*, Hrsg. Ministerium für Umwelt und Forsten, Rheinland-Pfalz, Mainz, 2000 (MUF 2000)

Dieses Buch bestätigt die oben genannten Gewässer als Lachsgewässer. Aktuelle Vorkommen (auch aus Besatzmaßnahmen) befinden sich gemäß der Verbreitungskarte in Sieg und unterer Nister, Ahr, Wied-, bzw. Nettemündung, Saynbach mit Brexbach, Moselmündung, in unterem Glan und Mühlbach (Vorfluter Lahn). Zusätzlich wird darauf hingewiesen, dass historische Quellen bestimmte Gewässer als potenzielle Lachsgewässer benennen, vgl. Tab. C.1 und Tab. C.2.

5. *„Der Lachs kehrt zurück – Stand der Wiederansiedlung in Rheinland-Pfalz“*, Hrsg. Ministerium für Umwelt und Forsten, Rheinland-Pfalz, Mainz, 2005 (MUF 2005)

Hier werden Gewässersysteme mit aktuellem Lachsbesatz genannt und für verschiedene Gewässer durchgeführte und geplante Umgestaltungsmaßnahmen vorgestellt. Bei diesen Gewässern wird davon ausgegangen, dass es sich um potenzielle Laichgewässer handelt, Tab. C.1 und Tab. C.2.

Die in Tab. C.1 und Tab. C.2 aufgeführten Gewässerabschnitte sind Abb. C.1 gepunktet dargestellt. Gewässer, für die die räumliche Lage der Lachshabitate in den oben aufgeführten Quellen nicht genauer spezifiziert war, wurden insgesamt gepunktet dargestellt. Abb. C.1 zeigt z.B. für Saynbach und Salm Abweichungen zwischen den potenziellen Lachsgewässerabschnitten aus den oben genannten Quellen und der Äschenregion.

Bei den Lachsgewässern bzw. -abschnitten aus Tab. C.1 und Tab. C.2 handelt es sich nicht um kartierte Laich- und Aufwuchshabitate, sondern um grundsätzlich aus hydromorphologischer Sicht hierfür geeignete und aus historischen Quellen belegte Gewässerabschnitte. Diese Abschnitte werden im Gegensatz zu Habitaten als Areale bezeichnet.

Tab. C.1: In historischen und aktuellen Quellen benannte Gewässer bzw. -abschnitte des Moselsystems, in denen der Lachs nachgewiesen wurde. X bedeutet: Gewässer wurde in entsprechender Quelle ohne genaue Ortsangabe erwähnt .

	Potenzielle bzw. historische Lachsgewässer											
Quelle	Elz- bach	Alf	Ueßbach	Lieser	Salm	Kyll	Prüm	Sauer	Our	Saar	Ruwer	Dhron
DFV 1901						X*	X	bis oberhalb km 44 (Grenze)	X		bis oberhalb Km 11*	X*
SHB 1930	X	X		bis km 16	bis km 11	bis km 2	bis km 12, mit Enz, Nims	bis km 55 (Diekirch, Frankreich)	bis km 11 (Vianden, Lux.)	X	X	X
SEILER 1999 Angabe des Laich- und Jungfischhabi- tats in Abstand von Mündung (km)		8 bis 22		12 bis 18	15 bis 48	30 bis 46	2 bis 34, Enz 0 bis 13, Nims 0 bis 16		25 bis 53, Irsen 0 bis 5		8 bis 32	0 bis 14 kl. Dhron 0 bis 5
MUF 2000	X	X		X	X	X	mit Enz, Nims	X	X	X	X	X
MUF 2005						X	mit Enz, Nims					

*In diesen Gewässern wurde gemäß der Quelle Besatzmaßnahmen durchgeführt.

Tab. C.2: In historischen und aktuellen Quellen benannte Gewässer bzw. -abschnitte außerhalb des Moselsystems, in denen der Lachs nachgewiesen wurde. X bedeutet: Gewässer wurde in entsprechender Quelle ohne genaue Ortsangabe erwähnt.

Quelle	Potenzielle bzw. historische Lachsgewässer							
Einzugsgebiet	Sieg	Wied	Saynbach	Lahn	Ahr	Nette	Nahe	Wieslauter
SHB 1930	Sieg, Nister	X	Saynbach, Brexbach		X		Nahe, Glan	
MUF 2000	Sieg, Nister	X	Saynbach Km 0 bis km 35, mit Nebengewässern	Lahn mit Nebengewässern, Mühlbach: km 0 bis km 11	Ahr oberhalb km 14	Nette im Mündungsbereich	Nahe mit Nebengewässern	
MUF 2005	Sieg, Nister und Heller		X	Lahn, Mühlbach	X	X		X

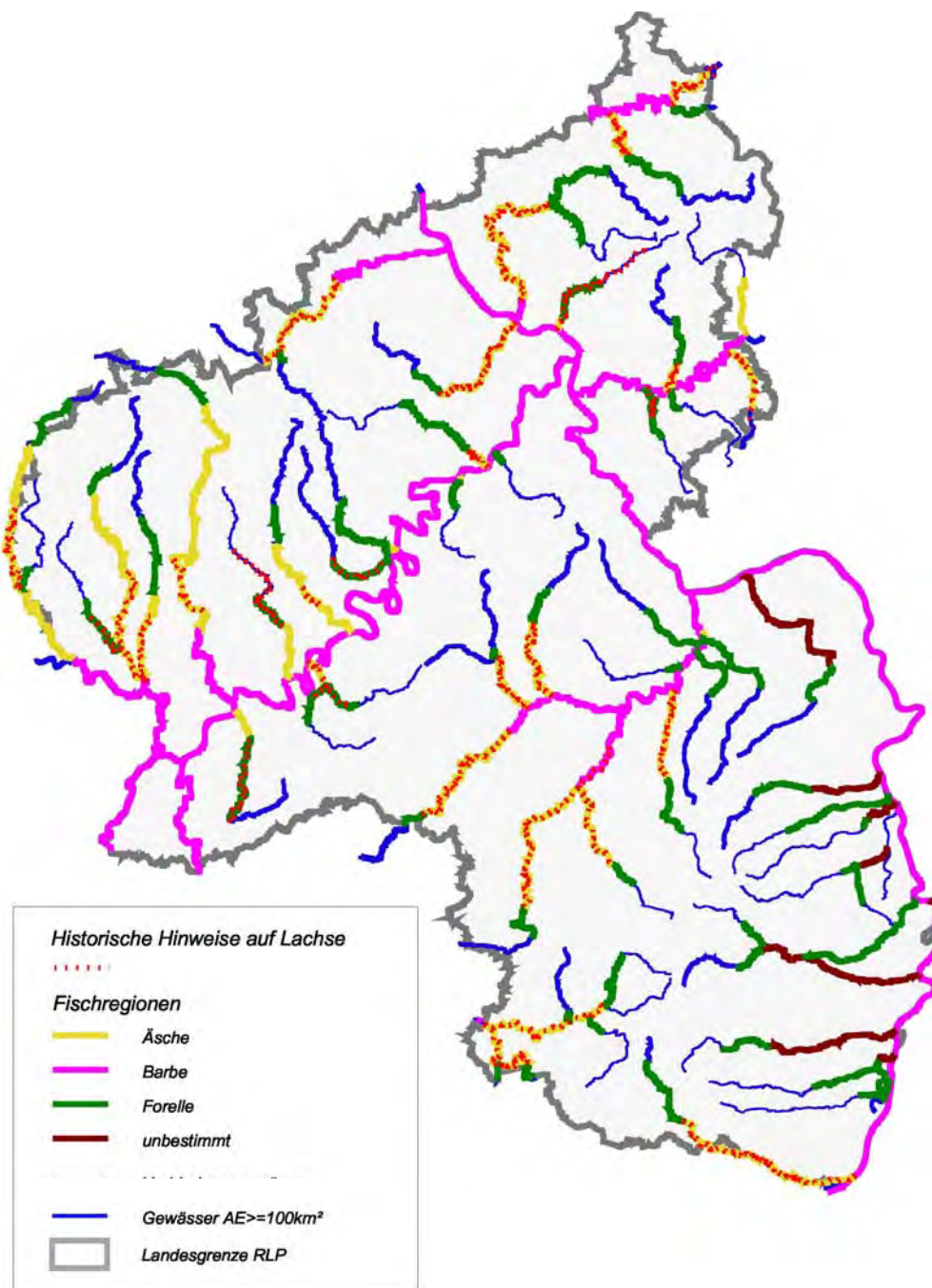


Abb. C.1: Vorläufige Fischregionen und Gewässer, bzw. Gewässerabschnitte, die in historischen Quellen als Lachsgewässer (Laich – und Aufwuchshabitate) bezeichnet sind (Stand Mai 2006).