Wasserwirtschaft



Handbuch Querbauwerke

Ministerium für
Umwelt und
Naturschutz,
Landwirtschaft und
Verbraucherschutz
des Landes
Nordrhein-Westfalen

NRW.

Impressum

Herausgeber

Ministerium für Umwelt und
Naturschutz, Landwirtschaft und
Verbraucherschutz des Landes
Nordrhein-Westfalen

Schwannstraße 3
40476 Düsseldorf
Tel.: 0211-45 66-0
Fax: 0211-45 66 388

Verantwortlich

MUNLV, Abteilung IV
Dr. Harald Friedrich, Robert Kolf,
Dr. Sibylle Pawlowski

Bearbeitung

Dipl.-Ing. Ulrich Dumont, Ingenieurbüro Floecksmühle
GIS-Auswertung: Dipl.-Phys. Pia Anderer, Ingenieurbüro Floecksmühle
Fischökologischer Fachbeitrag:
Dr. Ulrich Schwevers, Institut für angewandte Ökologie

Redaktionsassistenz

Dr. Katrin Althoff, Ingenieurbüro Floecksmühle

Begleitende Arbeitsgruppe

Robert Kolf, MUNLV
Joachim Drüke, Bezirksregierung Arnsberg
Martin Nußbaum, Bezirksregierung Köln
Karl Hüsing, Staatliches Umweltamt Münster
Wolfgang Raida, Staatliches Umweltamt Lippstadt
Jürgen Baumgart, Staatliches Umweltamt Aachen
Ralf Stief, Staatliches Umweltamt Bielefeld (ab Mai 2000)
Stefan Meyer-Höltzl, Landesumweltamt NRW
Dr. Heiner Klinger, LÖBF/LafAO NRW (bis Juni 2001)
Ludwig Steinberg, LÖBF/LafAO NRW (ab Oktober 2001)
Dr. Hartwig Schultze-Wiehenbrauck, MUNLV
Dr. Frank Molls, Kernteam Wanderfischprogramm NRW
Stefan Prott, Koordinator der Arbeitsgruppe Wasserkraft in der
Landesinitiative Zukunftsenergien NRW (ab November 2000)
Ulrich Goedecke, Energieagentur NRW (ab Mai 2000)

Gestaltung

Beate Behrendt,
Mediengestaltung, Aachen
www.bb-mediengestaltung.de

Grafiken

Ingenieurbüro Floecksmühle, Aachen

Druck

Klenkes-Druck & Verlag GmbH, Aachen
www.medienfabrik-aachen.de

Auflage

1. Auflage 2005

ISBN 3-9810063-2-1

Handbuch Querbauwerke

Dieses Handbuch basiert auf der „Studie zur Ermittlung und gewässerökologischen Bewertung von Stauanlagen in den Gewässern von NRW und zur Ausweisung von gewässerökologisch angepassten energetischen Nutzungsmöglichkeiten“, die im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen erstellt wurde.
Kurztitel der Studie: „Querbauwerke und nachhaltige Wasserkraftnutzung in NRW“

Bearbeitung der Studie:

Ingenieurbüro Floecksmühle, Aachen
www.floecksmuehle.com

in Zusammenarbeit mit:

Hydrotec, Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt mbH, Aachen
Datentechnik, GIS

Institut für angewandte Ökologie, Kirtorf-Wahlen
Fischökologie

Büro für Umweltanalytik, Bonn/Essen
Landschaftsökologie, Planungsrecht

Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Landesregierung Nordrhein-Westfalen herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlwerbern oder Wahlhelfern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags- und Kommunalwahlen sowie für die Wahl des Europäischen Parlaments. Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zwecke der Wahlwerbung. Eine Verwendung dieser Druckschrift durch die Parteien oder sie unterstützende Organisationen ausschliesslich zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder bleibt hiervon unberührt.

Unabhängig davon, wann, auf welchem Weg und in welcher Anzahl diese Schrift dem Empfänger zugegangen ist, darf sie auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Landesregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.

Umwelt | Naturschutz | Landwirtschaft | Verbraucherschutz | Eine Welt

Inhalt

Vorwort 8

1 Einführung 10
1.1 Kurzübersicht 13

2 Die Bedeutung der Fließgewässer im Naturhaushalt 14
2.1 Hydrologie 14
2.2 Hydromorphologie von Fließgewässern 16
2.2.1 Entwicklung und Dynamik der Fließgewässermorphologie 16
2.2.2 Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen 17
2.3 Fließgewässer und Aue 21
2.4 Aktuelle Defizite der Fließgewässer 22
2.5 Fließgewässerkontinuum 24
2.6 Biologische Fließgewässerzonierung 27
2.7 Potenziell natürliche Fischfauna und Zielarten 31
2.8 Die ökologische Bedeutung der Durchgängigkeit von Fließgewässern 32
2.8.1 Die Bedeutung diadromer und potamodromer Wanderungen 35

3 Querbauwerke 36
3.1 Die anthropogen bedingte Entwicklung der Fließgewässer 36
3.2 Folgen der Gewässerumgestaltung 37
3.3 Gründe für die Errichtung von Querbauwerken 38
3.4 Typen von Querbauwerken 39
3.5 Hydraulische und morphologische Merkmale von Querbauwerken 42
3.6 Bewegliche Wehre 44

4 Wasserkraftanlagen 46
4.1 Einteilung von Wasserkraftanlagen 47
4.2 Energieerzeugung aus Wasserkraft 49
4.3 Wasserkrafttechnik 50
4.3.1 Wasserräder 50
4.3.2 Wasserkraftschnecke 51
4.3.3 Turbinen 51
4.3.4 Francis-Turbine 52
4.3.5 Kaplan-Turbine 53
4.3.6 Pelton-Turbine 54
4.3.7 Durchströmturbine 54
4.3.8 Sonstige technische Einrichtungen von Wasserkraftanlagen 56

Abb. 0.01



Abb. 0.02



5 Das Querbauwerke-Informationssystem NRW 57

5.1 Umfang und Durchführung der Ermittlungen 57

5.2 Querbauwerke Informationssystem QuIS 58

5.3 Anwendung des Querbauwerke-Informationssystems 61

6 Ergebnisse der Ermittlung von Querbauwerken in NRW 62

6.1 GSGK- und WKN-Daten 62

6.2 Querbauwerke, Wasserkraftanlagen und Fischaufstiegsanlagen im rechtsrheinischen Bergland 64

7 Der Einfluss von Querbauwerken und Wasserkraftanlagen auf die Gewässerökologie 66

7.1 Stromaufwärts gerichtete Wanderungen 66

7.2 Stromabwärts gerichteten Wanderungen 69

7.3 Auswirkungen des Aufstaus auf die Lebensgemeinschaften in und an Fließgewässern 72

7.3.1 Hydromorphologische Veränderungen 72

7.3.2 Chemisch-physikalische Veränderungen 73

7.3.3 Auswirkungen auf die aquatische Fauna und Flora 74

7.3.4 Beispiel: Die Auswirkungen des Aufstaus auf Fischartengemeinschaften der Barbenregion 75

7.3.5 Auswirkungen auf die Aue 77

7.4 Auswirkungen von Ausleitungen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften 77

7.4.1 Hydromorphologische Veränderungen 77

7.4.2 Chemisch-physikalische Veränderungen 78

7.4.3 Auswirkungen auf die aquatische Fauna und Flora 78

8 Die gewässerökologische Bewertung von Querbauwerken im Flusssystem 79

8.1 Grundlagen des Bewertungssystems 81

8.2 Einzelparameter für die Bewertung der Durchgängigkeit 83

8.2.1 Aufwanderung 83

8.2.2 Abwanderung und Fischschutz 83

8.3 Bewertung der Durchgängigkeit eines Standortes 90

8.4 Einzelparameter für die Bewertung des Lebensraumverlustes 92

8.4.1 Lebensraumverlust durch Aufstau 92

8.4.2 Lebensraumverlust durch Ausleitung 94

8.5 Bewertungskriterien für Flussgebiete mit Querbauwerken 96

9 Ergebnisse der Bewertung von Querbauwerken im Flusssystem 98

9.1 Ergebnisse der gewässerökologischen Bewertung im rechtsrheinischen Bergland 98

9.1.1 Aufwärts gerichtete Passierbarkeit von Standorten 98

9.1.2 Passierbarkeit und Auffindbarkeit von Fischaufstiegsanlagen 100

9.1.3 Flussabwärts gerichtete Passierbarkeit von Wasserkraftanlagen 101

9.1.4 Durchgängigkeit eines Gewässers 101

9.1.5 Lebensraumverluste im rechtsrheinischen Bergland 101

9.2 Ergebnisse der energetischen Bewertung des rechtsrheinischen Berglandes 104

10 Fischaufstiegsanlagen 107

10.1 Rückbau von Querbauwerken 108

10.2 Fischaufstiegsanlagen und das Leistungsvermögen der Fische 110

10.2.1 Maximale Fließgeschwindigkeit in Fischaufstiegsanlagen 111

10.2.2 Fließgewässerzonierung und Leistungsvermögen der Fische 112

10.2.3 Aquatische Wirbellose 113

10.3 Anordnung von Fischaufstiegsanlagen 114

10.3.1 Großräumige Anordnung 114

10.3.2 Kleinräumige Anordnung des Einstiegs einer Fischaufstiegsanlage 118

10.3.3 Anordnung des Ausstiegs 119

10.3.4 Größe der Fischaufstiegsanlage im Vergleich zum Gewässer 120

10.3.5 Beispiele für die korrekte Anordnung von Fischaufstiegsanlagen 121

10.4 Naturgemäße Fischaufstiegsanlagen 125

10.4.1 Umgehungsgerinne 125

10.4.2 Rampen 126

10.4.3 Raugerinne-Beckenpass 130

Abb. 0.03



Abb. 0.04



10.5 Technische Fischaufstiegsanlagen 132
10.5.1 Beckenpass 132
10.5.2 Vertical-Slot-Pass 132
10.5.3 Denil-Pass 134
10.5.4 Fischaufzug und Fischschleuse 134
10.5.5 Neue Konstruktionstypen 135
10.6 Hydraulische und geometrische Dimensionierung von Fischaufstiegsanlagen 136
10.6.1 Raue Sohle 137

11 Strategie für Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen in NRW 146
11.1 Abwanderpotential 146
11.2 Schädigung abwandernder Fische 147
11.3 Grundsätze für Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen in NRW 149
11.4 Auswahl von Zielarten und -stadien für den Populationserhalt 150
11.4.1 Diadrome Arten 150
11.4.2 Potamodrome Arten 153
11.4.3 Zielarten für den erhöhten Fischschutz in NRW 155
11.5 Auswahl von Vorranggewässerabschnitten für Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen 155
11.5.1 Vorranggewässerabschnitte in NRW 156
11.6 Standards für Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen 160
11.6.1 Standards für Vorranggewässerabschnitte 160
11.6.2 Mindeststandard für die übrigen Gewässer 161
11.6.3 Abwanderkorridore an Anlagen mit Mindeststandard 161
11.6.4 Monitoring 161

12 Technische Anlagen für Fischschutz und Fischabstieg 162
12.1 Strömungsverhältnisse an Barrieren 162
12.2 Verhaltensbarrieren 162
12.3 Die Schutzwirkung mechanischer Barrieren 163
12.3.1 Maximale Anströmgeschwindigkeit 163
12.3.2 Maximale lichte Weite 165
12.4 Fischschutz durch mechanische Barrieren 168
12.4.1 Konventionelle Rechen 168
12.4.2 Wedge-Wire-Screen 169
12.4.3 Sonstige Abschirmungen 172
12.4.4 Umlaufende Abschirmungen 172
12.4.5 Tauchwände und Louver 173
12.4.6 Zusammenfassende Einschätzung der Einsatzfähigkeit mechanischer Barrieren 174
12.5 Abstiegsanlagen 175
12.5.1 Oberflächennahe Bypässe 175
12.5.2 Sohlennahe Bypässe 176
12.5.3 Sonstige Abwanderkorridore 177
12.5.4 Schräg angeordnete Barrieren 178
12.6 Diskussionsstand in anderen Ländern 179
12.6.1 Schräge mechanische Barrieren 179
12.6.2 Trommelsiebe 180
12.6.3 Verdriften von Fischen zum Abwanderweg 180
12.7 Fischschonendere Wasserkraftmaschinen 181
12.8 Alternative Systeme für die Fischabwanderung 182
12.8.1 Fischtransportsysteme 182
12.8.2 Anlagenmanagement mit Frühwarnsystemen 182
12.9 Erreichbare Schutzraten ohne Einsatz von mechanischen Barrieren mit sehr kleinen lichten Weiten 183
12.10 Wirtschaftliche Aspekte 185

Abb. 0.05



Abb. 0.06



Abb. 0.07



Abb. 0.08



13 Mindestabfluss in Ausleitungsstrecken 186

13.1 Der Mindestabfluss im Kontext des Bewertungssystems 186

13.2 Standardverfahren für Ausleitungsstrecken als Nicht-Wanderkorridor 187

13.2.1 Schema zur Ermittlung des Mindestabflusses 188

13.2.2 Ermittlung der hydrologischen Werte 189

13.3 Einzeluntersuchung bei Ausleitungsstrecken als Wanderkorridor 190

13.3.1 Durchwanderbarkeit der Ausleitungsstrecke 190

13.3.2 Nachweis der hydraulischen Parameter 192

13.4 Mindestabfluss in Ausleitungsstrecken des Flachlandes 196

13.5 Mindererzeugung von Wasserkraftanlagen durch den Mindestabfluss 196

14 Zusammenfassung 198

15 Glossar 200

16 Literatur 206

17 Abbildungsnachweis 212

Anlagen

Karte 1.1 Fließgewässerzonierung NRW

Karte 2.1 Theoretische Machbarkeit der Gesamtüberlebensrate bei Abwanderung, Zielart Lachs

Karte 2.2 Abwärtspassierbarkeit, IST-Situation der Fließgewässer, Zielart Lachs

Karte 2.3 Anadrome Vorranggewässerabschnitte, Wanderkorridore zwischen Laicharrealen und Meer, Zielart Lachs

Karte 3.1 Theoretische Machbarkeit der Gesamtüberlebensrate bei Abwanderung, Zielart Aal

Karte 3.2 Abwärtspassierbarkeit, IST-Situation der Fließgewässer, Zielart Aal

Karte 3.3 Katadrome Vorranggewässerabschnitte, Wanderkorridore in den Hauptverbreitungsgewässern, Zielart Aal

1 Einführung

Querbauwerke haben erhebliche Auswirkungen auf die Gewässerökologie: Der Lebensraum der aquatischen Fauna wird in Stau- und Ausleitungsstrecken gravierend verändert. Die flussaufwärts gerichtete Durchgängigkeit wird behindert oder unterbrochen. Wassernutzungsanlagen können zusätzlich die flussabwärts gerichtete Durchgängigkeit beeinträchtigen und abwandernde Fische schädigen.

Der von der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) geforderte „gute ökologische Zustand“ kann ohne die Wiederherstellung der Durchgängigkeit nicht erreicht werden. Die Auswirkungen von Staustrecken im Bereich von Querbauwerken sind kritisch zu überprüfen. Zudem verlangt die FFH-Richtlinie, dass in den Natura 2000-Gebieten Belastungen vermieden werden und Verschlechterungen nicht eintreten dürfen. Diese gewässerökologische Aufgabe steht im Spannungsfeld mit gesellschaftlich erwünschten Gewässernutzungen wie Energiegewinnung, Trinkwasserversorgung, Freizeit und Erholung oder der Landschaftsästhetik. Die hohe Zahl der Querbauwerke in den Gewässern von Nordrhein-Westfalen (NRW) muss im Zuge der gewässerökologischen Sanierung reduziert werden. Neue Nutzungen sind künftig grundsätzlich nur an bestehenden Querbauwerken möglich.

Die Studie „Querbauwerke und nachhaltige Wasserkraftnutzung in NRW“ untersucht im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW (MUNLV) die Querbauwerke in NRW und die mögliche künftige Entwicklung dieser Bauwerke (gewässerökologische Sanierung und ökologisch angepasste Wasserkraftnutzung). Eine GIS-gestützte Datenbank mit detaillierten Angaben über alle erfassten Querbauwerke und den durch Besichtigungen erhobenen Daten steht landesweit zur Verfügung und kann als Grundlage für eine systematische Umgestaltung der Querbauwerke in NRW genutzt werden.

Die Studie verfolgt bewusst einen pragmatischen Ansatz zur gewässerökologischen Bewertung und zur Sanierung von Querbauwerken, wobei die Forderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie von zentraler Bedeutung sind. Die erarbeiteten Erkenntnisse und Methoden werden im vorliegenden Handbuch zusammengefasst und können als Werkzeug für die praktische Arbeit dienen.

Ausgehend von der natürlichen Funktion der Gewässer werden die gewässerökologischen Auswirkungen von Querbauwerken und Wasserkraftanlagen im Zusammenhang mit den aktuellen Defiziten der Fließgewässer dargestellt. Die ersten Ergebnisse der landesweiten Untersuchung der Querbauwerke belegen ihren bedeutenden Anteil an der anthropogenen Überformung der Fließgewässer.

In einem zweiten Schritt werden Maßnahmen und Methoden zur gewässerökologischen Sanierung von Querbauwerken beschrieben:

- Rückbau von Querbauwerken und Wiederherstellung eines natürlicheren Gewässerbetts.
- Wiederherstellung der flussaufwärts gerichteten Durchgängigkeit.
- Wiederherstellung der flussabwärts gerichteten Durchgängigkeit.
- Maßnahmen zum Schutz von abwandernden Fischen an Wassernutzungsanlagen und Wasserentnahmebauwerken.
- Verfahren zur Festlegung des Mindestabflusses in Ausleitungsstrecken.

Das Handbuch fasst den aktuellen Stand des Wissens zusammen. Im Zusammenhang mit der Umsetzung der EG-WRRL ist in vielen Bereichen weitere Entwicklungsarbeit notwendig, insbesondere in Bezug auf Fischschutz und Fischabstieg. Die vorhandenen Wissensdefizite werden aufgezeigt.

Abb. 1.1



Abb. 1.2



Abb. 1.3



Abb. 1.4



1.1 Kurzübersicht

	Stichworte		Kapitel	Seite
Grundlagen	Fließgewässer	Hydrologie und Hydromorphologie	2.1 - 2.2	14
		Fließgewässerkontinuum und -zonierung	2.5 - 2.6	24
		Potenziell natürliche Fischfauna und Zielarten	2.7	31
	Querbauwerke	Gewässerumgestaltung	3.2	37
		Querbauwerkstypen	3.4	39
		Gewässerökologische Auswirkungen	7	66
	Wasserkraftanlagen	Einteilung	4.1	47
		Energieerzeugung	4.2	49
		Wasserkrafttechnik	4.3	50
		Gewässerökologische Auswirkungen	7	66
Datenerhebung und Bewertung	Datenermittlung	Querbauwerke-Informationssystem NRW (QuIS)	5	58
		Gewässerstrukturgüte und Wasserkraftnutzung (GSGK- und WKN-Daten)	6.1	62
	Einfluss von Querbauwerken	Wanderungen der aquatischen Fauna	7.1 - 7.2	66
		Aufstau	7.3	72
		Ausleitung	7.4	77
		Gewässerökologische Bewertung	8-9	79
Standards für die Entwicklung von Querbauwerken	Fischaufstieg	Rückbau von Querbauwerken	10.1	108
		Leistungsvermögen von Fischen	10.2	110
		Fischaufstiegsanlagen und ihre Anordnung	10.3 - 10.6	114
		Hydraulische und geometrische Grenzwerte	10.6	136
	Fischschutz und Fischabstieg	Zielarten und -stadien	11.4	150
		Vorranggewässerabschnitte	11.5	155
		Standards für den Schutz von Zielarten	11.6	160
		Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen	12	162
	Mindestabfluss	Standardverfahren	13.2	187
		Einzeluntersuchung zur Durchwanderbarkeit	13.3	190
		Mindererzeugung von Wasserkraftanlagen	13.5	196

2 Die Bedeutung der Fließgewässer im Naturhaushalt

Nordrhein-Westfalen wird von über 50.000 km Fließgewässer durchzogen. Große Ströme europäischer Bedeutung wie der Rhein oder die Weser, aber auch kleinste Bäche, die im Sommer zeitweilig gar kein Wasser führen, durchfließen das Land. Gewässer prägen Landschaften, indem sie typischen Pflanzen- und Tiergesellschaften Lebensräume bieten. Ihre Funktionen im Naturhaushalt sind so vielfältig wie ihre Gestalt. Für den Menschen ist neben den verschiedenen Nutzungen die landschaftsästhetische Funktion von Fließgewässern bedeutsam.

2.1 Hydrologie

Natürliche Fließgewässer werden maßgebend vom Abfluss sowie den geologischen und topografischen Gegebenheiten geprägt. Der Abfluss in einem Fließgewässer ist abhängig von:

- Der Größe des Einzugsgebiets.
- Der geologischen und geomorphologischen Situation sowie von Bewuchs und Versiegelung im Einzugsgebiet.
- Ggf. von Grundwasserströmungen.
- Dem regionalen Klima, insbesondere dem Niederschlag.
- Natürlichen und anthropogenen Speichervorgängen (Speicherung im Untergrund bzw. in Talsperren etc).

Die Jahresganglinie bildet den zeitlichen Verlauf des Abflusses in einem Gewässer ab. Ordnet man diese Abflüsse nach ihrer Höhe, so ergibt sich die Jahresdauerlinie, die das Abflussverhalten eines Gewässers charakterisiert (Abb. 2.2). Diese Jahresdauerlinie kann für ein Jahr oder für einen längeren Beobachtungszeitraum erstellt werden. Die mittlere Jahresdauerlinie repräsentiert das langjährige Abflussverhalten. Die obere und die untere Hüllkurve zeigen die Abflüsse in Nass- bzw. Trockenjahren. Zur Kennzeichnung des Abflussverhaltens dienen folgende „Hauptwerte“ (DIN 4049-3):

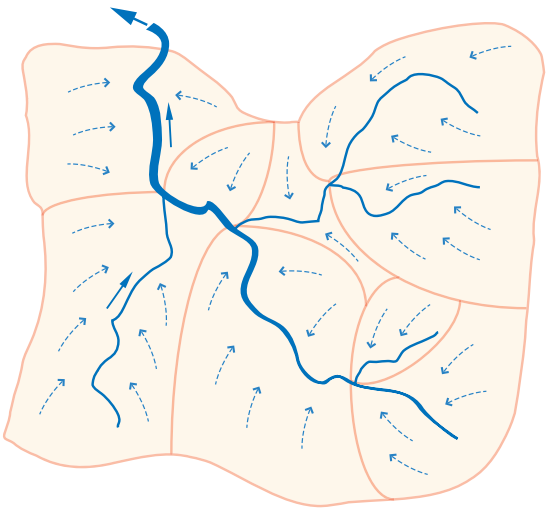
HQ Höchster Wert der Abflüsse in einer Zeitspanne

MQ Arithmetischer Mittelwert der Abflüsse in einer Zeitspanne

MNQ Mittlerer Niedrigabfluss (d.h. das Mittel der Niedrigabflüsse NQ) in einer Zeitspanne

NQ Niedrigster Wert der Abflüsse in einer Zeitspanne

Abb. 2.1: Teileinzugsgebietsflächen eines Gewässers



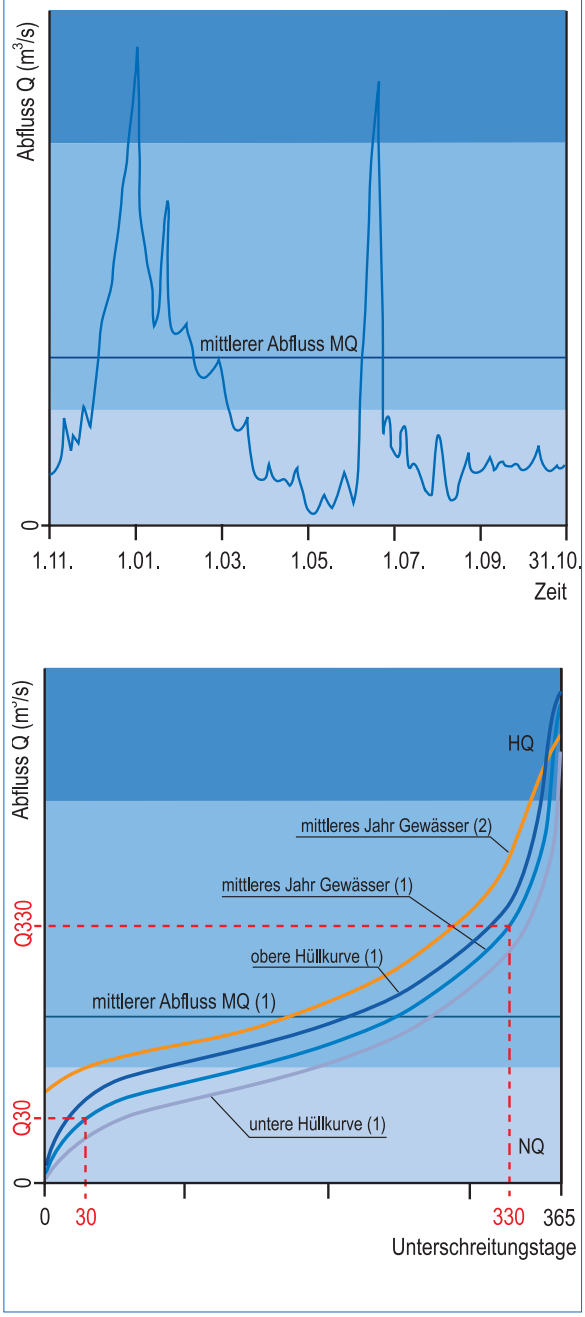
Diese Hauptwerte sind sowohl für die ökologische und morphologische Betrachtung eines Gewässers als auch für die Beurteilung der Nutzungsmöglichkeiten wichtig: Für den Geschiebetransport und die Bettbildung sowie die Überflutungen der Aue sind die Hochwässer von Bedeutung. Beim Mittleren Abfluss stellt sich die für ein Gewässer charakteristische Breite ein, die z.B. bei der Bestimmung der Fließgewässerzone relevant ist. Der Niedrigabfluss schließlich ist mit einer Extremsituation für die aquatische Fauna verbunden, die insbesondere bei der Betrachtung von Mindestabflüssen von Bedeutung ist. Der Mittlere Abfluss ist häufig eine wichtige Größe für die Wassernutzung (z.B. bei der Festlegung des Ausbaudurchflusses von Wasserkraftanlagen, vgl. Kap. 4).

Für die Auslegung von Fischaufstiegsanlagen sind nach DVWK (1996) weiterhin relevant:

Q_{30} Abfluss, der an 30 Tagen im Jahr unterschritten wird

Q_{330} Abfluss, der an 330 Tagen im Jahr unterschritten wird

Abb. 2.2: oben: Jahresganglinie; unten: Jahresdauerlinie für das mittlere Jahr eines Gewässers mit normalem Abflussverhalten (1) und mit sehr gleichmäßigem Abfluss (2)



2.2 Hydromorphologie von Fließgewässern

Fließgewässer „stellen ein wesentliches Transportmedium dar, über das Wasserüberschüsse (d.h. das nicht gespeicherte oder verdunstete Wasser) abgeleitet werden; sie sind gleichzeitig wesentliche Bestandteile fortlaufender Erosions- und Akkumulationsprozesse. (...) Die großen Entwässerungssysteme mit ihren Bächen, Flüssen und Strömen sind in ihren räumlichen Makrostrukturen, wie der generellen Fließrichtung, den Talsystemen und den Wasserscheiden relativ stabil. (...) Dagegen sind die Mesostrukturen, z.B. der Verlauf innerhalb eines Tales oder die Bildung von Altwassern, sowie die Mikrostrukturen wie z.B. Uferausbildung und Uferverlauf mit ihren Kolken und Untiefen ganz charakteristischen mittel- und kurzfristigen Veränderungen unterworfen“ (POTT & REMY 2000).

Die natürliche Ausbildung der Gewässermorphologie basiert auf dem Zusammenwirken von

- Klima
- Hydrologie
- Geologie und Geomorphologie
- Vegetation.

Unmittelbar wirken im Gewässer zwei Faktoren, die für die Gewässermorphologie verantwortlich sind:

▷ Strömung des Wassers

Die Energie des strömenden Wassers (und damit auch die Fließgeschwindigkeit) steigt mit dem Sohlengefälle, während die Rauigkeit durch Verwirbelungen und Turbulenzen zur Energieumsetzung und damit zur Verlangsamung führt. Die Fließgeschwindigkeit bewirkt eine Schleppspannung, die für den Transport von Sohlenmaterial verantwortlich ist.

▷ Art und Form des Sohlensubstrats

Das Sohlensubstrat reicht von Steinen und Blöcken über Kiese und Sande zu schluffigem und tonigem Material. Jedem dieser Materialen ist eine kritische Schleppspannung eigen, ab der der Transport im Gewässer beginnt.

2.2.1 Entwicklung und Dynamik der Fließgewässermorphologie

Morphologische Veränderungen können als Prozess zur Herstellung eines Gleichgewichts zwischen den durch das strömende Wasser ausgeübten Kräften und dem Erosionswiderstand des Materials im benetzten

Abb. 2.3: Eigendynamische Entwicklung nach Umgestaltung der Inde an der Einmündung zur Rur



Gewässerbett betrachtet werden. Dabei wird jedoch nie ein dauerhaftes, d.h. statisches Gleichgewicht erreicht. Die Zeiträume und der Umfang der Veränderungen sind sehr unterschiedlich (vgl. KERN 1994). Die Ausbildung der heutigen Gewässersysteme infolge von geologischen und klimatischen Änderungen erforderte Millionen Jahre. Insbesondere eiszeitliche Bedingungen hatten einen prägenden Einfluss. Demgegenüber liegt die Zeit zur Annäherung an ein neues Gleichgewicht nach massiven Störungen wie Bergstürzen, katastrophalen Hochwässern oder auch großräumigen Rodungen im Bereich von 1.000 bis 10.000 Jahren. Typische natürliche Entwicklungszeiten nach verschiedenen Einwirkungen betragen:

- Neubildung einer Gewässerstrecke nach 100jährigem Hochwasser, massivem Eis- oder Treibholzversatz oder anthropogenem Gewässerausbau mit Zerstörung vorhandener Bettstrukturen: ca. 10 bis 100 Jahre.
- Neubildung von Gewässerbettstrukturen nach mittlerem Hochwasser, Eintrag von Störkörpern, Veränderungen des Stromstrichs: ca. 1 bis 10 Jahre.
- Neubildung von Mikrostrukturen im Gewässer in Folge saisonaler Abflussschwankungen und Bewuchsänderungen etc.: wenige Monate bis 1 Jahr.

Diese Anpassungszeiträume können genutzt werden, um die Auswirkungen von anthropogenen Eingriffen (auch von naturnahen Ausbaumaßnahmen und dem Rückbau von Querbauwerken) besser einzuschätzen und Planungen darauf abzustimmen.

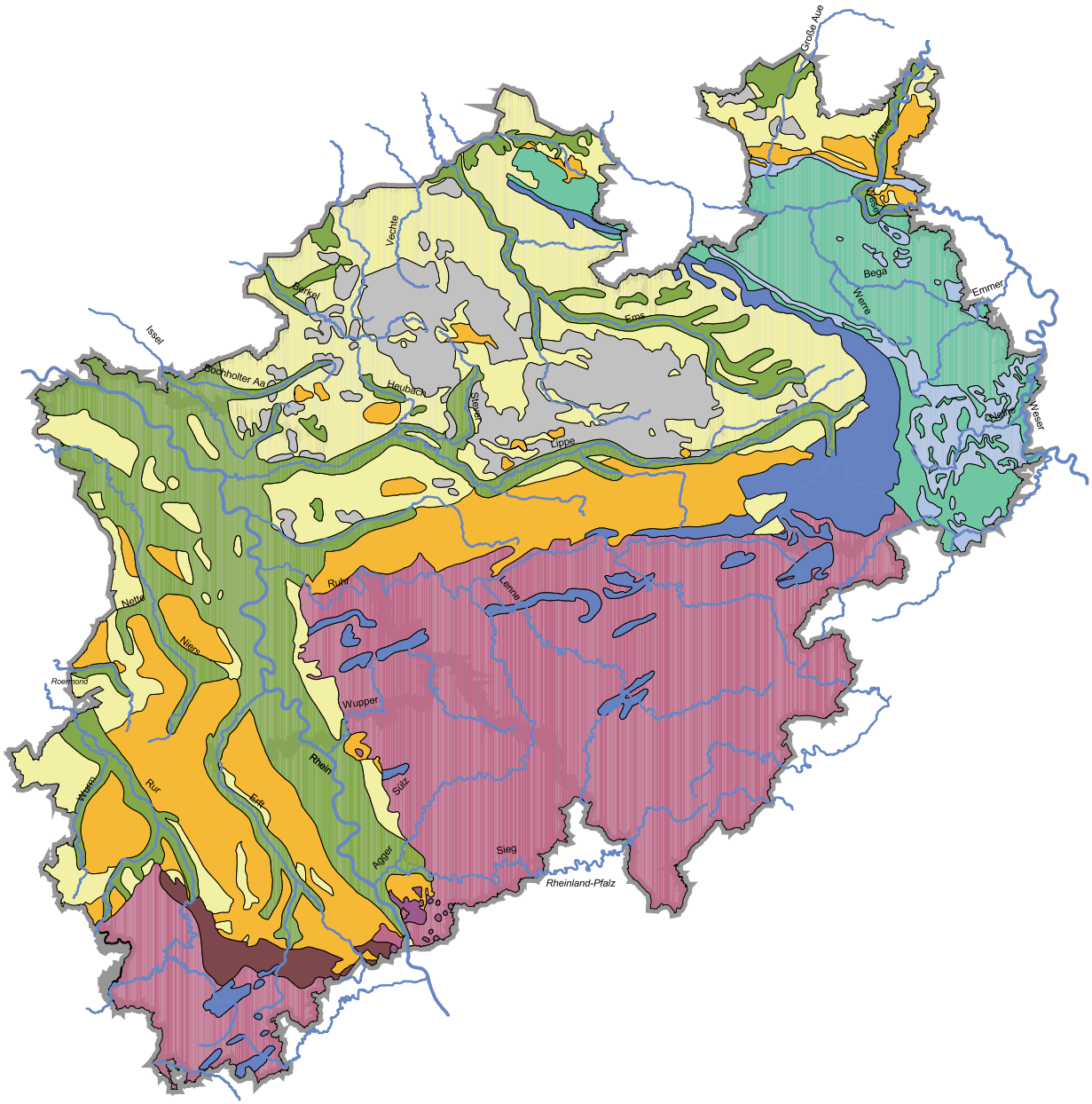
In Anbetracht der langen Anpassungszeiten ist es äußerst schwierig festzustellen, ob sich ein Gewässer aktuell in einer Übergangsphase nach einer massiven Störung befindet oder ob ein großräumiger Gleichgewichtszustand vorliegt, bei dem nur die kleinräumigen dynamischen Veränderungen vorherrschen.

Die Auenbereiche in Deutschland sind heute durch teilweise massive Auflandungen durch Auelehmbildung mit Mächtigkeiten bis zu mehreren Metern gekennzeichnet. Eine Vielzahl von Autoren sieht die Ursachen in der Rodung großer Waldflächen und deren nachfolgender agrarischer Nutzung, die mit erheblichem Feststoffaustrag verbunden war und ist. Zusätzlich werden katastrophale Hochwasserereignisse im 14. Jahrhundert genannt. Als Folge veränderte sich die Gestalt der Gewässer bereits vor Beginn der wasserbautechnischen Eingriffe: die Gewässerprofile sind häufig tiefer eingeschnitten und die Überflutungshäufigkeit der Aue ist reduziert.

2.2.2 Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen

Die konkrete Ausbildung der Gewässermorphologie hängt von den jeweiligen geologischen, geomorphologischen und hydrologischen Bedingungen ab. Gebiete, in denen die gewässerprägenden geologischen und geomorphologischen Bedingungen homogen sind, werden als Gewässerlandschaften bezeichnet. Sie können „in Abhängigkeit von den Böden, der Hydrologie und der Lage im Längsverlauf eines Gewässers mehrere Fließgewässertypen enthalten“ (LUA 1999b). In der Kulturlandschaft sind die meisten Gewässer anthropogen überformt. Nur an wenigen Stellen finden sich Gewässer mit einer naturnahen Gewässermorphologie. Diese dienen heute als Referenzgewässer für die Beschreibung der Gewässertypen und der sie begleitenden Fauna und Flora (LUA 1999a). Als Maßstab für die künftige Entwicklung der Fließgewässer dienen Leitbilder, die „in Nordrhein-Westfalen (...) für die Fließgewässer flächendeckend (...) entwickelt und veröffentlicht worden sind. (...) Das Leitbild beschreibt den heutigen potenziell natürlichen Gewässerzustand anhand des Kenntnisstandes über die natürliche Funktion des Ökosystems Fließgewässer. Es ist das aus naturwissenschaftlicher Sicht maximal mögliche Sanierungsziel, das keine sozio-ökonomischen Einschränkungen berücksichtigt. Ebenso bleiben Kosten-Nutzen-Betrachtungen unberücksichtigt. Eingeschlossen sind nur irreversible anthropogene Veränderungen des Gewässerökosystems.“ (MUNLV 2003).

Die Fließgewässerlandschaften in NRW



- Sandgebiete
- Verwitterungsbiete, Flussterassen und Moränengebiete
- Lössgebiete
- Niederungsgebiete
- Silikatisches Grundgebirge
- Schwach karbonatisches Deckgebirge
- Verkarstete Kalkgebiete
- Muschelkalkgebiete
- Vorland des Silikatischen Grundgebirges
- Vulkangebiete

Die Fließgewässerlandschaften in NRW

Tab. 2.1: Fließgewässerlandschaften und die wichtigsten zugehörigen Fließgewässertypen

Fließgewässerlandschaft	Fließgewässertyp
Sandgebiete	• Kiesgeprägter Fluss des Tieflandes • Sandgeprägter Fluss des Tieflandes • Sandgeprägtes Fließgewässer der Sander und sandigen Aufschüttungen • Organisch geprägtes Fließgewässer der Sander und sandigen Aufschüttungen
Verwitterungsbiete, Flussterassen und Moränengebiete	• Sandgeprägter Fluss des Tieflandes • Kiesgeprägtes Fließgewässer der Verwitterungsgebiete, Flussterassen und Moränengebiete • Sandgeprägtes Fließgewässer der Sander und sandigen Aufschüttungen • Löss-Lehmgeprägtes Fließgewässer der Bördenlandschaft
Lössgebiete	• Lehmgeprägter Fluss des Tieflandes • Organisch geprägter Fluss des Tieflandes • Löss-Lehmgeprägtes Fließgewässer der Bördenlandschaft • Kiesgeprägtes Fließgewässer der Verwitterungsgebiete, Flussterassen und Moränengebiete
Niederungsgebiete	• Fließgewässer der Niederungen
Silikatisches Grundgebirge	• Schottergeprägter Fluss des Grundgebirges • Großer Talauebach im Grundgebirge • Kleiner Talauebach im Grundgebirge • Kerbtalbach im Grundgebirge
Schwach karbonatisches Deckgebirge	• Schottergeprägter Strom des Deckgebirges • Kiesgeprägter Fluss des Deckgebirges • Großer Talauebach im Deckgebirge • Kleiner Talauebach im Deckgebirge
Verkarstete Kalkgebiete	• Schottergeprägter Karstfluss des Deckgebirges • Karstbach
Muschelkalkgebiete	• Muschelkalkbach
Vorland des Silikatischen Grundgebirges	• Colliner Bach
Vulkangebiete	• Bach der Vulkangebiete

Zur Gewässermorphologie, zu ihrer Bewertung und für die Entwicklung von Fließgewässern wurden in NRW weitere grundlegende Arbeiten veröffentlicht:

- LUA-Merkblatt 14 (1998): Gewässerstrukturgüte in NRW, Kartieranleitung
- LUA-Merkblatt 16 (1999): Referenzgewässer der Fließgewässertypen NRW
- LUA-Merkblatt 17 (1999): Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in NRW, Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen
- LUA-Merkblatt 26 (2001): Gewässerstrukturgüte in NRW, Anleitung zur Kartierung mittelgroßer bis großer Fließgewässer
- LUA-Merkblatt 29 (2001): Referenzgewässer der Fließgewässertypen NRW, Teil 2: Mittelgroße bis große Fließgewässer – Gewässerabschnitte und Referenzstrukturen
- LUA-Merkblatt 34 (2001): Leitbilder für die mittelgroßen bis großen Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen – Flusstypen
- Richtlinie für naturnahen Ausbau und Unterhaltung der Fließgewässer in NRW (2003)
- LUA-Merkblatt 36 (2003): Fließgewässertypenatlas Nordrhein-Westfalens

Wichtige Fließgewässertypen in NRW

Abb. 2.4: Fließgewässer der Niederungen



Abb. 2.5: Löss-Lehmgeprägtes Fließgewässer



Abb. 2.6: Sandgeprägter Fluss des Tieflandes



Abb. 2.7: Organisch geprägter Fluss des Tieflandes



Abb. 2.8: Großer Talauebach im Grundgebirge



Abb. 2.9: Kerbtalbach im Grundgebirge



Abb. 2.10: Schottergeprägter Fluss des Grundgebirges



Abb. 2.11: Kiesgeprägter Fluss des Deckgebirges



2.3 Fließgewässer und Aue

Fließgewässer sind elementare Bestandteile der Landschaft. Die Aue, also die vom Hochwasser beeinflusste Talzone, steht mit dem Gewässer in enger Wechselwirkung. Sie umfasst folgende Lebensräume:

Amphibischer Bereich

Der amphibische Bereich beschreibt die Zone zwischen Niedrigwasser und Sommermittelwasser. Beispiele für amphibische Lebensräume sind neben den Uferzonen auch Geschiebebänke im Gewässerbett. Ihre Biozönose ist eng an die speziellen Standortverhältnisse, insbesondere die häufige Überflutung angepasst.

Terrestrischer Bereich

Der terrestrische Bereich beginnt oberhalb des amphibischen Bereiches und schließt die von Überflutung und von Grundwasserschwankungen beeinflusste Aue ein.

Fließgewässer übernehmen spezifische gewässerökologische Funktionen, die über den unmittelbaren Auebereich hinausgehen:

- Verbindung von Landschaften und damit Lebensräumen entlang ihres Verlaufs. Das Fließgewässer-Kontinuum besitzt eine über das eigentliche Gewässer weit hinausreichende Wirkung. Die Bedeutung der linearen Durchgängigkeit wird dadurch erhöht.
- Fließgewässer – insbesondere naturnahe – können Verbindungselemente zwischen noch bestehenden mehr oder weniger ungestörten Biotopen sein. Derartige Verbindungen sind in den intensiv genutzten Agrarflächen rar geworden.
- Gewässerrandstreifen unterliegen häufig einem geringeren anthropogenen Nutzungsdruck und stellen dadurch besonders wertvolle (Rest-) Lebensräume dar. Der Uferbewuchs mit Gehölzen hat ähnliche Wirkungen wie früher die inzwischen vielfach beseitigten Hecken und Gebüsche.
- Fließgewässer sind nicht zuletzt prägende Elemente des Landschaftsbildes. Die Entwicklung unserer heutigen Kulturlandschaft führte jedoch auch zu einer Überformung der natürlichen Gewässer. Der naturnahe Ausbau von Fließgewässern kann jetzt ein wichtiger Faktor bei der gewässerökologisch orientierten Entwicklung von Landschaften sein.

Abb. 2.12: Auenlandschaften sind geprägt durch temporäre Überflutungen



Naturnahe Fließgewässer und intakte Auenbereiche sind in Nordrhein-Westfalen nur noch selten anzutreffen. Dementsprechend stehen einige der gemäß § 62 Landschaftsgesetz NRW a priori geschützten Biotoptypen im Zusammenhang mit Fließgewässern.
Dies sind:

- Natürliche oder naturnahe, unverbaute fließende Gewässer
- Sümpfe, Röhrichte
- Seggen und binsenreiche Nasswiesen
- Quellbereiche
- Bruch-, Sumpf- und Auwälder
- Verlandungsbereiche stehender Gewässer.

Abb. 2.13: Typische Ausbildung eines Gewässers der Äschenregion mit zeitweise trockenfallenden Kiesbereichen



Abb. 2.14: Nach Abschälen von Ablagerungen in der Aue stellt sich in der Folge weniger Hochwässer die gewässertypische Morphologie wieder ein. Hier: Furkationen der oberen Lahn



2.4 Aktuelle Defizite der Fließgewässer

Die bedeutsamsten Eingriffe des Menschen in die Fließgewässerbiotope sind Ergebnis der wesentlichen Gewässernutzungen:

- Transportmittel für Abwässer
- Rohstoff (Kühlwasser, Trinkwasser)
- Antriebsquelle (Wasserkraft)
- Verkehrsweg
- Nutzung der Aue als Siedlungs-, Gewerbe- und Verkehrsfläche.

Unterstützt durch die Nutzungsmöglichkeiten der Fließgewässer unterliegen die fruchtbaren und nur gering reliefierten Auen seit Jahrhunderten einem erheblichen Siedlungsdruck, der auch heute noch anhält. Dieser hatte nicht nur verheerende Folgen für die empfindlichen Auwälder, sondern auch für die Fließgewässer im engeren Sinne.

Die Eingriffe des Menschen in die Fließgewässer und Auen lassen sich grob in zwei Kategorien einteilen, die wiederum miteinander wechselwirken: Veränderungen des Gewässerchemismus und Veränderungen der Gewässergestalt.

Zu unterscheiden sind punktuelle Eingriffe in Form von Einleitungen, z.B. aus Kläranlagen oder Regenüberläufen, sowie diffuse Stoffeinträge etwa aus landwirtschaftlich genutzten Flächen oder aus der Luft.

Die wichtigsten Stoffgruppen, die auf diese Weise in die Fließgewässer gelangen und die natürlichen Lebensgemeinschaften stören oder sogar zerstören sind:

- sauerstoffzehrende Abbauprodukte häuslicher Abwässer
- Pflanzennährstoffe wie Nitrat oder Phosphat
- Schwermetalle und weitgehend persistente organische Verbindungen aus Industrieabwässern
- Säurebildende Substanzen wie Stickoxide oder Schwefeloxide
- endokrin wirksame Stoffe wie Hormone.

Im Verhältnis zu der mittlerweile weitgehenden Klärung häuslicher und industrieller Abwässer nimmt die Bedeutung der diffusen Stoffeinträge zu.

Während die chemischen Veränderungen der Fließgewässer bereits vor über drei Jahrzehnten zu einem zentralen Thema des Umweltschutzes wurden, ist das Bewusstsein für die morphologischen Schädigungen der Gewässer noch relativ jung.

Die Nutzung der Auen als Siedlungsraum oder für die Landwirtschaft erforderte, diese wechsel-feuchten Standorte zu entwalden und trockenzulegen, ein Vorgang, der auch heute noch als „Melioration“ – Verbesserung – bezeichnet wird.

- Um den Wasserabfluss zu beschleunigen und Hochwässer zu vermindern, wurden die Gewässer begradigt.
- Die Entwässerung der Auen durch Drainagen wurde in vielen Fällen durch eine Vertiefung der Gewässer unter die Lage der Dränrohre erreicht.
- Vielfältig verzweigte Gerinne wurden zerstört und in monotone Einbettgerinne umgestaltet.
- Zur Nutzung der Wasserkraft oder zur künstlichen Anhebung des Grundwasserspiegels z.B. in Bereichen zur Trinkwassergewinnung wurden Gewässer aufgestaut.
- Um der natürlichen oder durch wasserbauliche Eingriffe verstärkten Erosion entgegenzuwirken, wurden die Ufer und oft auch die Sohlen befestigt oder gänzlich betoniert oder asphaltiert.
- Um den Abfluss zu sichern, wurden und werden Sturzbäume und anderes Totholz aus dem Gewässer geräumt.
- Die intensive Auennutzung lässt oft selbst schmalen Gehölzsäumen keinen Raum. Da vielfältig gestaltete Ufer mit typischen Gehölzstrukturen den zügigen Abfluss behindern, wurden die Ufer befestigt und die Gehölze entfernt.

Abb. 2.15: Die chemische Gewässergüte wurde mit erheblichen Investitionen wesentlich verbessert



Abb. 2.16: Befestigte Ufer verhindern eine Veränderung des Gewässerlaufs und unterbinden den Kontakt zur Aue



Abb. 2.17: Die Emscher wurde als Abwasserkanal ausgebaut



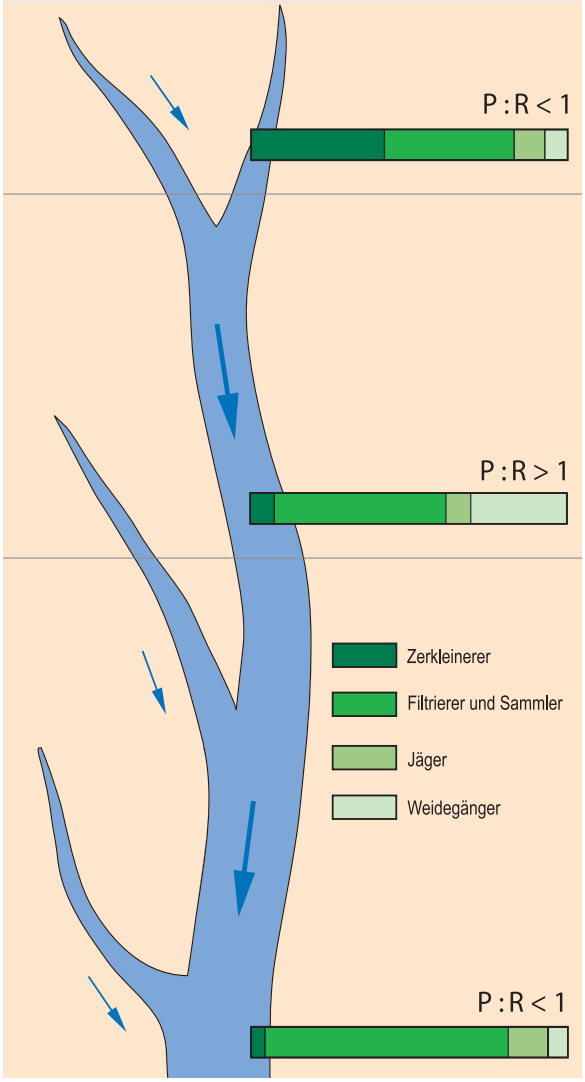
2.5 Fließgewässerkontinuum

Die ökologische Funktion von Fließgewässern als lineare Lebensräume sowie die Unterbrechung ihrer Kontinuität durch anthropogene Eingriffe wird in dem von VANNOTE et al. (1980) entwickelten Fließgewässerkontinuum-Konzept („River Continuum Concept“) beschrieben. Dieses Energieflussmodell stellt eine theoretische Grundlage für die Forderung nach der linearen Durchgängigkeit von Fließgewässersystemen dar und basiert auf der charakteristischen Veränderung der abiotischen Faktoren im Verlauf von Fließgewässern:

- Die Wasserführung des Fließgewässers nimmt von der Quelle bis zur Mündung stetig zu.
- Das Gefälle reduziert sich mit zunehmender Entfernung von der Quelle.
- Die Strömungsgeschwindigkeit ist im Bereich der Oberläufe sehr hoch und verlangsamt sich zunehmend, bis schließlich im Mündungsbereich infolge der Gezeiten regelmäßige Umkehrungen der Strömungsrichtung auftreten.
- Entsprechend der Strömungsgeschwindigkeit werden auch die Substrate entlang des Gewässerverlaufes in charakteristischer Weise sortiert: Während die Substrate der Oberläufe überwiegend aus Geröll, Steinen und grobem Kies bestehen, dominieren im Mittellauf feine Kiese und Sande, während der Mündungsbereich durch feinsandige, schluffige und tonige Substrate gekennzeichnet ist.
- Die mittlere Jahrestemperatur ist in den Bachoberläufen mit deutlich unter 10°C vergleichsweise gering, erhöht sich allerdings im Verlauf des Gewässers. Auch die Temperaturamplitude vergrößert sich kontinuierlich: Während die Temperatur im quellnahen Bereich im Jahresverlauf weitgehend konstant ist, schwankt die Temperatur im Bereich der Flussunterläufe zwischen 0°C im Winter und über 20°C im Sommer.
- In den Bachoberläufen ist der Wasserkörper sauerstoffgesättigt, denn hier erfolgt aufgrund stark turbulenter Strömungen ein permanenter Eintrag atmosphärischen Sauerstoffs. Nicht zuletzt wegen höherer Wassertemperaturen und geringerer Fließgeschwindigkeit sinkt der Sauerstoffgehalt des Wassers im Längsverlauf. In den Flussunterläufen nehmen in zunehmendem Maße Wasserpflanzen und insbesondere das Phytoplankton Einfluss auf den Sauerstoffhaushalt des Gewässers.

Das Fließgewässerkontinuum-Konzept beschreibt modellhaft, wie sich in Abhängigkeit von der Veränderung der verschiedenen abiotischen Faktoren im Verlauf des Fließgewässers ein ebenso charakteristischer biologischer Gradient ausbildet. Dieser

Abb. 2.18: Veränderung der Fließgewässer-Lebensgemeinschaften in Abhängigkeit von der Gewässergröße und dem Verhältnis der Primärproduktion zur Atmungsaktivität (P:R)



Gradient kann auch als biologischer Energiefluss im Fließgewässer verstanden werden und ist Ausdruck eines gesetzmäßigen Musters von Eintrag, Nutzung, Speicherung und Transport organischen Materials im Gewässer bzw. in den Lebensgemeinschaften. Die wesentlichen bioenergetischen Einflüsse entlang des Fließgewässer-Kontinuums sind hierbei lokale Energieeinträge (organisches Material und Licht) sowie die abwärts gerichtete Verdriftung organischen Materials aus dem Oberlauf sowie aus Zuflüssen in Mittel- und Unterlauf:

- Die Oberläufe werden stark von der Ufervegetation beeinflusst, die einerseits die autotrophe Produktion im Fließgewässer selbst durch Beschattung reduziert, andererseits aber dem Gewässer große Massen totes organisches Material, vor allem in Form von Falllaub zuführt.
- Mit zunehmender Gewässergröße erhöht sich der Flächenanteil der unbeschatteten Wasseroberfläche in Relation zur Uferzone. Entsprechend verringert sich die Bedeutung des Eintrages organischen Materials aus dem terrestrischen Bereich, während sich gleichzeitig die autotrophe Primärproduktion im Gewässer erhöht. Auch die Zuführung organischen Materials aus dem Oberlauf gewinnt zunehmend an Bedeutung.
- Der physiologische Unterschied der Lebensgemeinschaften spiegelt sich im Verhältnis der Primärproduktion (P) zur Atmungsaktivität (R) der Lebensgemeinschaft wider (P/R):
  - Im Oberlauf überwiegt die Atmungsaktivität: **P/R < 1**
  - Im Mittellauf ist die Primärproduktion größer als die Atmungsaktivität: **P/R > 1**
  - Im Unterlauf hingegen wird die Primärproduktion durch Wassertrübung und große Wassertiefen stark reduziert. Gleichzeitig wird in großen Massen feines organisches Material, das letztlich auf den Eintrag von Falllaub im Oberlauf zurückzuführen ist, mit der fließenden Welle herantransportiert, so dass hier wiederum die Atmungsaktivität gegenüber der Primärproduktion überwiegt: **P/R < 1**

Abb. 2.19: Oberlauf eines Gewässers mit typischer Ufervegetation (Beschattung, Eintrag von Falllaub)



Abb. 2.20: Die Unterläufe sind kaum beschattet, es wird weniger organisches Material eingetragen



Abb. 2.21: Gammarus roeseli (Zerkleinerer)



Abb. 2.22: Odontocerum albicorne (Zerkleinerer und Sedimentfresser)

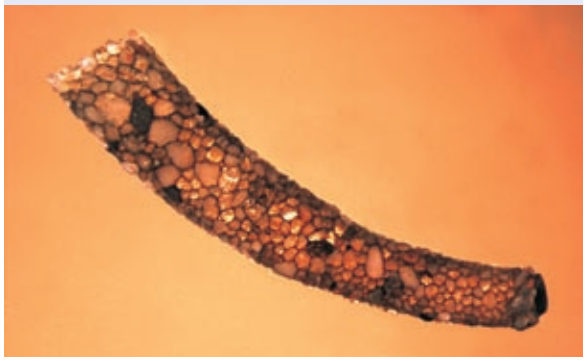


Abb. 2.23: Hydropsyche spec. (Filtrierer)



Abb. 2.24: Silo spec. (Weidegänger)



Seinen Ausdruck findet dieser biologisch-energetische Gradient in einer charakteristischen Abfolge der Lebensgemeinschaften. Hierbei nutzen die Artengemeinschaften der Unterläufe die unvollständige energetische Umsetzung der oberhalb gelegenen Biozönosen, wobei das mit der Strömung gewässerabwärts transportierte organische Material verwertet wird. Die Lebensgemeinschaften des gesamten Gewässersystems sind auf diese Weise gesetzmäßig miteinander verknüpft und verfolgen gemäß der Theorie des Fließgewässerkontinuums die gemeinsame Strategie, Energieverluste des Gesamtsystems zu minimieren.

Die verschiedenen morphologischen und verhaltensphysiologischen Strategien aquatischer Organismen können als Ausdruck der Anpassung an die Nahrungsgrundlagen und -gegebenheiten in unterschiedlichen Gewässerregionen verstanden werden. So lassen sich bei den Wirbellosen folgende Ernährungstypen unterscheiden:

- Zerkleinerer nutzen grobes organisches Material (> 1 mm), wie z.B. Falllaub. Sie sind auf die unterstützende Tätigkeit von Mikroorganismen angewiesen.
- Filtrierer und Sammler filtern kleine (50 µm – 1 mm) bzw. kleinste (0,5 – 50 µm) Partikel aus der fließenden Welle oder nehmen diese aus dem Substrat auf. Ebenso wie die Zerkleinerer sind auch die Sammler auf die mikrobielle Biomasse und deren Stoffwechselprodukte angewiesen, die sie mit den Nahrungspartikeln aufnehmen.
- Weidegänger sind darauf spezialisiert, den Algenaufwuchs von Substraten abzuweiden.
- Räuber ernähren sich von den anderen funktionellen Ernährungstypen.

Auch die Fischartengemeinschaften zeigen im Gewässerverlauf eine charakteristische Abfolge, die durch die Fließgewässerzonen beschrieben werden kann.

2.6 Biologische Fließgewässerzonierung

Fließgewässer weisen in ihrem Längsverlauf entsprechend des Fließgewässerkontinuum-Konzepts einen ständigen Wandel der Lebensgemeinschaften auf. Dennoch lassen sich in Abhängigkeit von den unterschiedlichen abiotischen Bedingungen die Lebensräume typischer Lebensgemeinschaften voneinander abgrenzen und Fließgewässer auf diese Weise in einzelne Zonen unterteilen.

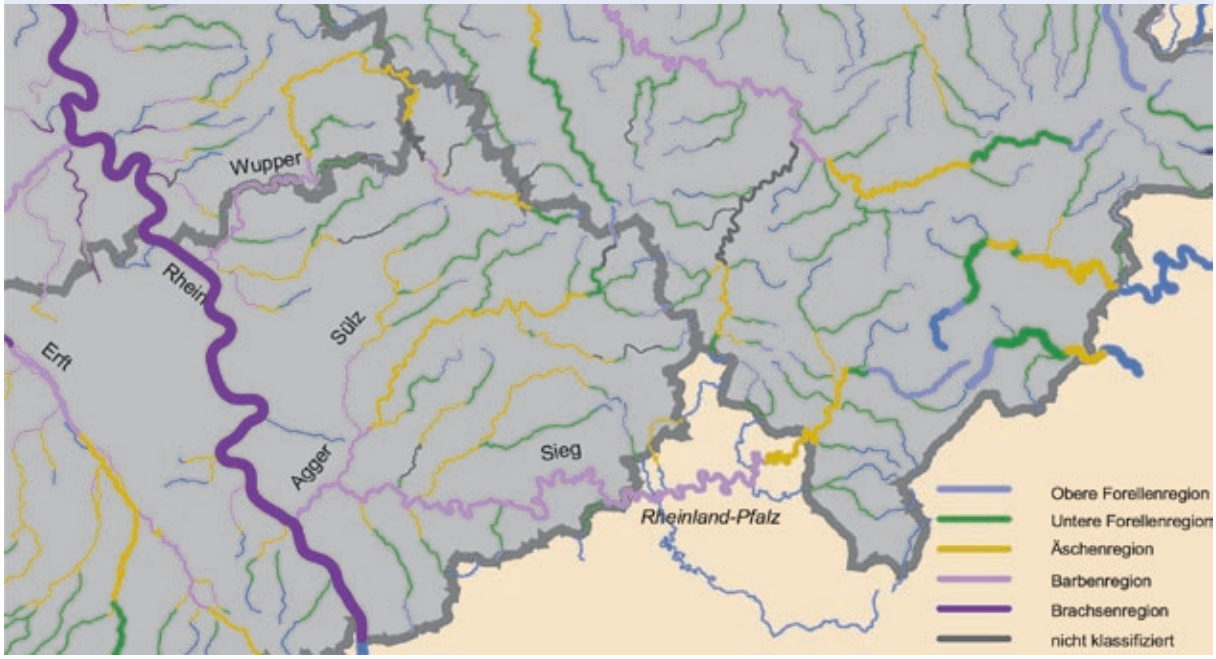
Nach HUET (1949) hängt die Ausbildung der Fließgewässerzonen primär vom Gefälle sowie, als Annäherung an die Wasserführung, von der Breite der Fließgewässer ab (Tab. 2.2). Diese Einteilung in Fließgewässerzonen gilt für die gemäßigten mitteleuropäischen Klimagebiete, insbesondere für die Mittelgebirge (HUET 1959). Abweichungen hiervon sind vor allem bei Niederungsgewässern und bei Fließgewässern mit temporärer Wasserführung zu erwarten.

ILLIES (1961) hat statt der Benennung der Fließgewässerzonen nach Leitfischen eine allgemeine Nomenklatur der Fließgewässerzonen eingeführt. Danach werden Bäche (Rhitral) von Flüssen (Potamal) unterschieden und in jeweils drei Regionen aufgeteilt (Tab. 2.3).

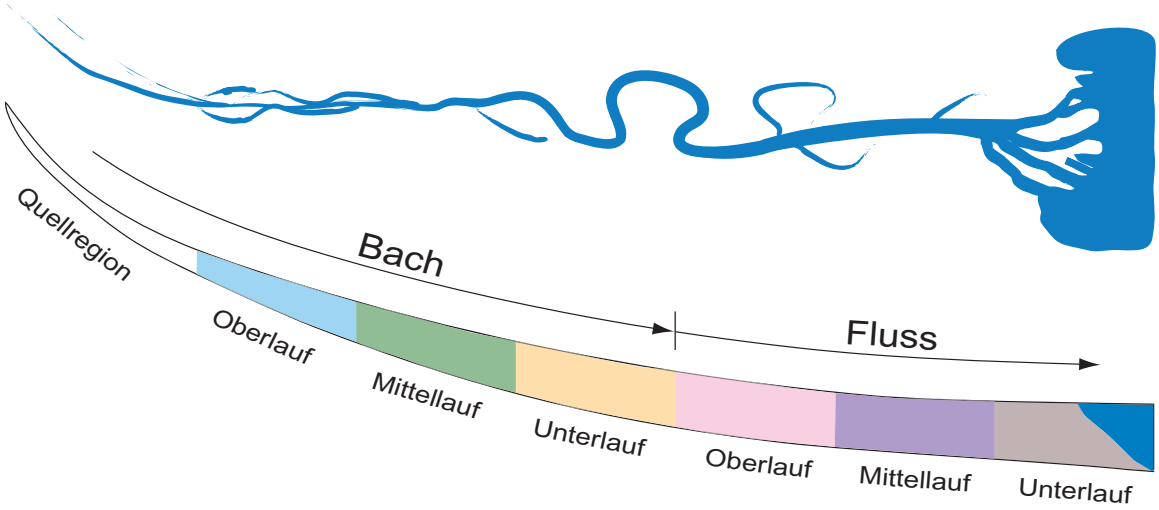
Innerhalb der Studie wurde die Fließgewässerzonierung für Nordrhein-Westfalen flächendeckend nach der in Tab. 2.2 und 2.3 beschriebenen Methode erarbeitet (Abb. 2.25 und Karte 1.1). Grundlage war dabei das Talgefälle, die heutige Lauflänge des Gewässers sowie die aktuelle Gewässerbreite. Die Fließgewässerzonierung bildet die potenziell natürliche Fischfauna insbesondere im Mittelgebirge gut ab. In kleineren Gewässern des Flachlandes können die größeren der nach dieser Methode ermittelten Leitarten fehlen. Die Begleitarten weisen dennoch die typische Zusammensetzung der jeweiligen Region auf.

In Nordrhein-Westfalen wurden parallel biozönotische Leitbilder für die Gewässertypen (vgl. Kap. 2.2.2) entwickelt (NZO GMBH 2003). Hierbei hat sich herausgestellt, dass verschiedene morphologische Gewässertypen vor allem kleiner Bäche von ähnlichen Fischarten besiedelt werden. Andere morphologische Gewässertypen sind so großräumig beschrieben, dass innerhalb desselben Typs verschiedene Fischarten vertreten sind. Die morphologische Typisierung bildet hier die längszonale Abfolge der Fischgemeinschaften nur unzureichend ab. Deshalb wird aktuell an einer einheitlichen Methode gearbeitet, die die Aspekte beider Verfahren aufgreift.

Abb. 2.25: Karte der Fließgewässerzonierung (Wupperbereich)



Fließgewässerzonierung



Tab. 2.2: Gefällegliederung der Fließgewässerzonen (ergänzt nach HUET (1949) aus DVWK (1996))

	Gefälle [%] für Gewässerbreiten von				
	< 1 m	1 – 5 m	5 – 25 m	25 – 100 m	> 100 m
Epi-Rhithral	10,00-1,65	5,00-1,50	2,00-1,45		
Meta-Rhithral	1,65-1,25	1,50-0,75	1,45-0,60	1,250-0,450	
Hypo-Rhithral		0,75-0,30	0,60-0,20	0,450-0,125	-0,075
Epi-Potamal		0,30-0,10	0,20-0,05	0,125-0,033	0,075-0,025
Meta-Potamal		0,10-0,00	0,05-0,00	0,033-0,000	0,025-0,000
Hypo-Potamal	Von den Gezeiten beeinflusster Mündungsbereich				

Tab. 2.3: Fließgewässerzonierung nach ILLIES (1961), aus DVWK (1996) mit Leit- und Begleitarten

	Rhithral			Potamal		
Fließ-gewässer-zonierung	Epi	Meta	Hypo	Epi	Meta	Hypo
	Obere Forellenregion	Untere Forellenregion	Äschenregion	Barbenregion	Brachsen-region	Kaulbarsch-/ Flunderregion
Leitart	Bachforelle	Bachforelle	Äsche	Barbe	Brachsen	Kaulbarsch und Flunder
Begleitarten	Bachneunauge Groppe	Bachneunauge Groppe Elritze Schmerle	Elritze Schmerle Lachs Nase Quappe Hasel Schneider Döbel Gründling	Quappe Hasel Schneider Döbel Gründling Aal Barsch Plötze Güster Hecht Ukelei	Döbel Gründling Aal Barsch Plötze Güster Hecht Ukelei Aaland Karpfen Schleie	Aal Barsch Plötze Güster Hecht Ukelei Aaland Karpfen Schleie Stint

Leitarten der Fließgewässerzonen

Abb. 2.26: Bachforelle



Abb. 2.27: Äsche



Abb. 2.28: Barbe



Abb. 2.29: Brachsen



Abb. 2.30: Kaulbarsch



Morphologie der Fließgewässerzonen

Abb. 2.31: Obere Forellenregion (Epi-Rhitral)



Abb. 2.32: Untere Forellenregion (Meta-Rhitral)



Abb. 2.33: Äschenregion (Hypo-Rhithral)



Abb. 2.34: Barbenregion (Epi-Potamal)



Abb. 2.35: Brachsenregion (Meta-Potamal)



Abb. 2.36: Kaulbarsch-Flunderregion (Hypo-Potamal)



2.7 Potenziell natürliche Fischfauna und Zielarten

Für wasserbauliche und wasserwirtschaftliche Maßnahmen, die hinsichtlich der Qualitätskomponente „Fischfauna“ auf die Herstellung eines guten ökologischen Zustandes im Sinn der EG-WRRL zielen, muss ein Leitbild (= sehr guter Zustand) formuliert werden. Als Leitbild gilt die potenziell natürliche Fischfauna, für die neben der aktuellen Fischfauna auch die Fischarten zu berücksichtigen sind, die sich im jeweiligen Gewässer bei Fortfall sämtlicher anthropogener Einflüsse langfristig einstellen würden.

Das Entwicklungsziel für ein Flussgebiet ist der gute ökologische Zustand, der durch geringfügige Abweichungen vom sehr guten ökologischen Zustand gekennzeichnet ist. Für den guten ökologischen Zustand des Flussgebietes bedeutet dies, dass nicht in sämtlichen Sub-Systemen alle Arten der potenziell natürlichen Fischfauna vertreten sein müssen. Auf dieser Basis müssen für die einzelnen Gewässer Entwicklungsziele formuliert werden.

Zielarten

Die für Entwicklungsmaßnahmen in einem Gewässer relevanten Fischarten werden im vorliegenden Handbuch als „Zielarten“ bezeichnet. Sie sind die Grundlage für die hydraulische und geometrische Auslegung von Fischaufstiegs-, Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen. Die Auswahl der Zielarten für NRW wird in Bezug auf den Fischaufstieg in Kap. 10, in Bezug auf Fischschutz und Fischabstieg in Kap. 11 beschrieben.

Eine landesweite Bestimmung der potenziell natürliche Fischfauna für die nordrhein-westfälischen Gewässer befindet sich in Arbeit, ist aber zum Zeitpunkt der Veröffentlichung des vorliegenden Handbuchs noch nicht fertiggestellt (vgl. Kap. 2.6).

In erster Näherung kann die potenziell natürliche Fischfauna durch Zuordnung der Leit- und Begleitfischarten zu der jeweiligen Fließgewässerzone (vgl. Tab. 2.3, Karte 1.1) ermittelt werden. Ergänzend sind jedoch folgende Aspekte zu berücksichtigen:

- **Typspezifische Besiedlung der Gewässer**

Hierzu liegt das Gutachten zu den biozönotischen Leibildern in NRW (NZO GMBH 2003) vor, das eine umfassende Darstellung der typspezifischen Besiedlung basierend auf der aktuellen und der historischen Fischfauna enthält.

- **Biogeografie**

Berücksichtigung der Fischartengemeinschaften in unterschiedlichen Fluss-Systemen (z.B. Rhein und Weser).

- **Topografische Besonderheiten**

Z.B. Gewässergröße: in kleinen Gewässern, insbesondere im Flachland, ist das Artenspektrum natürlicherweise gegenüber dem Artenspektrum entsprechend der Fließgewässerzonierung verändert (große Arten fehlen).

- **Historische Nachweise**

Nähere Erläuterungen zur Ermittlung der potenziell natürlichen Fischfauna finden sich in DVWK (1996) und ATV-DVWK (2004).

Abb. 2.37



2.8 Die ökologische Bedeutung der Durchgängigkeit von Fließgewässern

Aquatische Organismen führen in Fließgewässern über zum Teil große Distanzen Wanderungen durch. Hierbei handelt es sich nicht um zufällig durchgeführte Ortsbewegungen, sondern sie dienen dazu, den Aufenthaltsort des Tieres in Abhängigkeit von seinen biologischen Bedürfnissen gezielt zu wechseln.

Diese Migrationen, die nicht allein bei Fischen, sondern auch bei den weniger mobilen benthalen Invertebraten nachzuweisen sind, erfolgen im Fließgewässer nicht nur linear, d.h. stromauf- und -abwärts im Hauptgewässer, sondern auch lateral zwischen dem Hauptgewässer und seinen Zuflüssen sowie zwischen Fließgewässern und stehenden Gewässern in der Flussaue. Der linearen und lateralen Durchgängigkeit von Fließgewässern kommt eine außerordentlich wichtige Bedeutung für die Vernetzung, Ausbreitung und Wiederansiedlung aquatischer Lebensgemeinschaften zu.

Die Wanderungen der aquatischen Fauna lassen sich nach McKEOWN (1984) in folgende Grundtypen unterteilen:

Diadrome Wanderungen

Oberbegriff für sämtliche Wanderungen, die einen Wechsel zwischen Meer und Süßwasser einschließen. Man unterscheidet hierbei zwischen anadromen und katadromen Wanderungen.

- **Anadrom:** Diadrome Wanderungen, bei denen unabhängig von der Länge des Wanderweges die Reproduktion im Süßwasser und die Aufwuchsphase im Meer stattfindet. Das bekannteste Beispiel für dieses Wanderverhalten ist der Atlantische Lachs, doch waren bzw. sind auch andere anadrome Arten in nordrhein-westfälischen Gewässern z.T. in umfangreichen Populationen vertreten.

Insgesamt handelt es sich um folgende Arten (die mit * gekennzeichneten Arten sind FFH-relevant):

Meerneunauge *	Flußneunauge *
Stör	Maifisch *
Finte	Meerforelle
Atlantischer Lachs	Schnäpel *
Stint	

Abb. 2.38: Lachsrogner



Abb. 2.39: Maifisch



Abb. 2.40: Lachsmilchner



Abb. 2.41: Meerneunauge



- **Katadrom:** Diadrome Wanderungen, bei denen die Reproduktion im Meer und die Aufwuchsphase im Süßwasser stattfindet. Die einzige obligat katadrome heimische Fischart ist der

  Aal

  Bei der Flunder ist der Aufstieg ins Süßwasser nicht zwingend erforderlich und auch rein marine Populationen sind uneingeschränkt überlebensfähig. Als Beispiel für eine wirbellose Art, die katadrome Wanderungen über mehrere 100 km durchführt, sei die Wollhandkrabbe, eine faunenfremde Art, erwähnt, die sich in den Flüssen des deutschen Binnenlandes zunehmend ausbreitet und inzwischen z.B. den gesamten nordrhein-westfälischen Verlauf des Rheins besiedelt.

Potamodrome Wanderungen

Wanderungen, die sich auf das Süßwasser beschränken, hier aber zum Teil Hunderte von Kilometern umfassen können. Nach derzeitigem Kenntnisstand führen sämtliche heimischen Fischarten mehr oder weniger ausgedehnte Wanderungen durch, so dass sie alle, mit Ausnahme der diadromen Wanderer, als potamodrom einzustufen sind.

Abb. 2.42: Blankaal (Abwanderstadium des Aals)



Die Wanderungen aquatischer Organismen erfüllen in Abhängigkeit von Art, Entwicklungsstadium und Jahreszeit unterschiedliche Funktionen:

- **Wechsel zwischen Teillebensräumen**
  Fische führen jahresperiodische Wechsel zwischen Nahrungs- und Ruhehabitaten durch oder besiedeln während bestimmter Entwicklungsphasen Gewässerabschnitte mit unterschiedlichen Lebensbedingungen. So wechseln die Jungfische vieler Arten in den ersten Lebensmonaten wiederholt ihren Aufenthaltsort, weil sie unterschiedliche Nahrung benötigen und zunehmend in der Lage sind, sich gegen die Strömung zu behaupten. Für Barben sind tagesperiodische Wanderungen zwischen einer „Tag-“ und einer „Nachtstation“ belegt, die bis zu 500 m voneinander entfernt sein können (PELZ & KÄSTLE 1989). Von den adulten Exemplaren verschiedener potamodromer Arten sind aber auch weiträumige Wanderungen bekannt, die im Jahresverlauf mehrere 100 km umfassen können (STEINMANN 1937).

- **Laichwanderung**
  Um eine spezielle Form des Wechsels zwischen Teillebensräumen handelt es sich bei Laichwanderungen, die von den meisten heimischen Fischarten innerhalb der Fließgewässersysteme durchgeführt werden. Bekannte Beispiele hierfür sind Barbe und Bachforelle. Werden diese Laichwanderungen durch unpassierbare Absperrbauwerke verhindert, so laichen die Fische auch in Gewässerbereichen mit ungünstigeren Bedingungen ab (Notlaichen). Die Folge hiervon ist ein verringertes Brutaufkommen bzw. ein vollständiger Brutausfall.

Abb. 2.43: Barbe



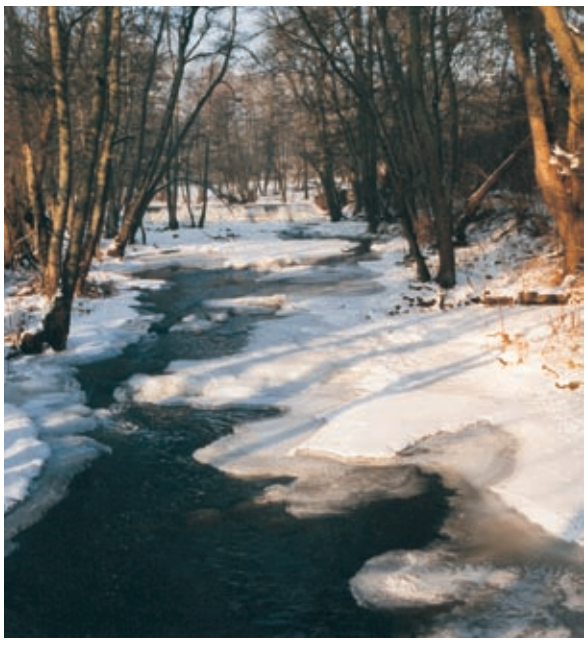
Überwinterungswanderung

Am Ende des Sommers wechseln verschiedene Fischarten in sogenannte Winterquartiere über. Diese befinden sich vorzugsweise in den Unterläufen der Fließgewässer und damit in tieferen und strömungsberuhigten Gewässerabschnitten oder in angebundenen Altarmen. Hier überwintern die Fische unter Reduktion ihrer Aktivität am Gewässergrund.

Nahrungswanderung

Laichhabitate sind nicht zwangsläufig auch geeignete Nahrungshabitate. Deshalb wechseln adulte Fische nach dem Ablaichen in Gewässerabschnitte, in denen sie günstigere Ernährungsmöglichkeiten vorfinden. Auch die Jungfische wechseln vom Laichplatz in Strecken, die ihnen optimale Ernährungsmöglichkeiten bieten. So laichen viele Kieslaicher auf stark überströmten Rauschen ab, während in den Nahrungsbiotopen der Brütlinge nur geringe Fließgeschwindigkeiten herrschen.

Abb. 2.45



Drift

Ein allgemeines Phänomen in Fließgewässern ist die Drift von aquatischen Evertebraten (BRITTAIN & EIKELAND 1988), aber auch von Fischen. Drift hat verschiedene Ursachen und kann sowohl aktiv

Abb. 2.44: Hochwasser bewirkt eine passive Verdriftung



herbeigeführt werden, als auch passiv, z.B. bei einem Anstieg des Abflusses als sogenannte Katastrophendrift (ANDERSON & LEHMKUHL 1968). Die Brütlinge kieslaichender Arten beispielsweise sind nicht in der Lage, sich gegen die starke Strömung an den Laichplätzen zu behaupten und müssen ihre Nahrungs- und Aufwuchsbiotope in flussabwärts gelegenen Gewässerabschnitten aufsuchen, die sie durch Drift erreichen. So beträgt die Strömungsgeschwindigkeit an Äschenlaichplätzen ca. 0,5 m/s, die Schwimmleistung der Brütlinge aber erreicht maximal 0,15 m/s (BAARS et al. 2001). Groppenbrütlinge driften zu annähernd 100 % bachabwärts, wenn sie die schützende Bruthöhle verlassen (BLESS 1990).

- **Kompensatorische Aufwanderung**
  Damit ein Gewässerabschnitt dauerhaft von einer Art besiedelt werden kann, muss der durch Verdriftung hervorgerufene Terrainverlust durch stromaufwärts gerichtete Ortsbewegungen aktiv ausgeglichen werden. Bei aquatischen Insekten kann dies z.T. durch den Kompensationsflug der adulten, flugfähigen Tiere erfolgen (PECHLANER 1986). Unabhängig hiervon aber ist im Gewässer für Insektenlarven ebenso wie für Bachflohkrebse, Wasserasseln und andere Organismen ohne flugfähiges Adultstadium eine allgemeine Aufwanderungstendenz nachweisbar (ELLIOTT 1971, RUETTIMANN 1980, ADAM 1996). Sobald junge Groppen bei einer Körperlänge von ca. 5 cm in der Lage sind, gegen die Strömung anzuschwimmen, gleichen sie den Terrainverlust, den sie als Brütling erlitten haben (s.o.), durch stromaufwärts gerichtete Wanderungen aus und überwinden hierbei bis zu 100 m in 2 Wochen (BLESS 1990).

- **Propagation**
  Die Mobilität aquatischer Organismen spielt eine wichtige Rolle bei der Wiederbesiedlung chronisch oder katastrophenbedingt verödeter Gewässerabschnitte. Beispielsweise wurde im Rhein kurze Zeit nach dem Sandoz-Unfall eine umfangreiche Wiederbesiedlung festgestellt (MÜLLER & MENG 1990), so dass bereits zwei Jahre später keine Schädigungen der Fischpopulationen mehr nachweisbar waren (LELEK & KÖHLER 1990). Diese schnelle Regeneration ist insbesondere auf laterale Ausbreitungstendenzen aus Zuflüssen in das Hauptgewässer zurückzuführen. Die rasche flussabwärts gerichtete Propagation von Fischen selbst in vielfach gestauten Flüssen belegt auch die Ausbreitung der Marmorierten Grundel im Rheinsystem: Diese Art ist offensichtlich über den Main-Donau-Kanal aus der Donau in den Main eingewandert, wo sie im Frühjahr 1999, im Bereich der Kanaleinmündung erstmals nachgewiesen wurde (SCHWEVERS 1999a). Bereits wenige Monate später hatte sie den hessischen Unterlauf des Mains erreicht (SCHWEVERS & ADAM 1999a) und inzwischen ist sie selbst im niederländischen Mündungsbereich des Rheins vertreten.

Abb. 2.46: Die Propagation ermöglicht die Wiederbesiedlung z.B. nach Fischsterben



Die flussaufwärts gerichtete Propagation hingegen setzt die ungehinderte Passierbarkeit sämtlicher Querbauwerke bzw. die Existenz funktionsfähiger Fischaufstiegsanlagen voraus.

2.8.1 Die Bedeutung diadromer und potamodromer Wanderungen

Hinsichtlich der biologischen Notwendigkeit der Wanderungen besteht ein wesentlicher Unterschied zwischen den diadromen und den potamodromen Arten: Die ersteren sind zwingend auf den Wechsel zwischen den Lebensräumen in den Binnengewässern und dem Meer angewiesen. Wird diese Wanderung nachhaltig unterbrochen, ist der Fortbestand der jeweiligen Population gefährdet. Eine Unterbrechung der Wanderung der potamodromen Arten bewirkt zwar einen Arealverlust (SCHWEVERS & ADAM 1997a), der aber – je nach Ausmaß – nicht unmittelbar bedrohlich für die Population sein muss. Bei ausreichend großen Rückzugsräumen können nach Wiederherstellung der Durchgängigkeit die bis dahin nicht erreichbaren Gewässerabschnitte wieder besiedelt werden.

3 Querbauwerke

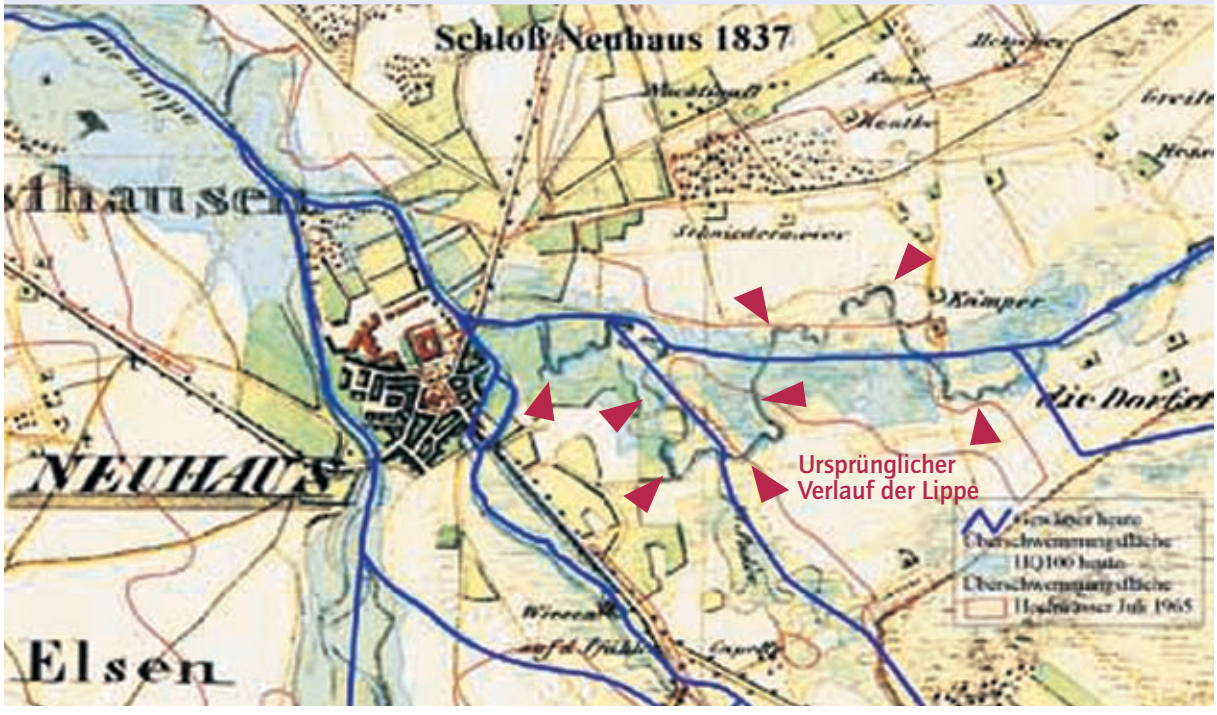
3.1 Die anthropogen bedingte Entwicklung der Fließgewässer

Die Strukturen der Fließgewässer wurden im Lauf der Geschichte anthropogen überformt, wobei an kleineren Gewässern sowohl seit dem Mittelalter Eingriffe zur Flößerei und Energiegewinnung als auch für den Hochwasserschutz vorgenommen wurden. Die großen Flussregulierungen erfolgten schwerpunktmäßig im 19. Jahrhundert, womit die Umgestaltung der Natur- in eine Kulturlandschaft abgeschlossen wurde (KERN 1994).

Es wurden folgende wesentliche Maßnahmen durchgeführt:

- Gezielte Minimierung der natürlichen Veränderungen der Gewässer zur Entwicklung und Sicherung von landwirtschaftlichen Flächen und Siedlungsgebieten. Die Gewässer wurden auf ein reduziertes Abflussprofil bzw. auf ein Einbettgerinne eingeengt. In der Folge trat Tiefenerosion auf, die teilweise zur Entwässerung und/oder zur Verminderung von Hochwasser-Überschwemmungen benachbarter Flächen auch beabsichtigt war (vgl. TULLA 1825, zit. bei NIEMEYER-LÜLLWITZ & ZUCCHI 1994).
- Schaffung von Schifffahrtswegen; auch zu diesem Zweck wurde in der Regel ein Einbettgerinne mit dem Ziel möglichst großer Wassertiefen angestrebt.

Abb. 3.1: Verlauf der Lippe im Jahr 1837 und heute (2003, M 1:10000), Quelle: Hydrotec 2003



- Errichtung von Querbauwerken.
- Eindeichung der Gewässer aus Gründen des Hochwasserschutzes und damit Abtrennung eines großen Teils der Aue.
- Massive Verbauungen von Ufern (seltener auch der Sohle) im Bereich von unmittelbar an das Gewässer grenzenden Nutzungen (Siedlungen, Industrie, Verkehr).

Die Entfernung der Ufergehölze kann bei kleinen und mittelgroßen Gewässern aufgrund der fehlenden Beschattung zu übermäßigem Pflanzenwachstum im Gewässer führen. Diese Verkrautung zieht weitere Unterhaltungsmaßnahmen nach sich, denn sie behindert den Abfluss und beinflusst den Sauerstoffhaushalt der Gewässer negativ, wenn das leicht abbaubare Pflanzenmaterial abstirbt.

3.2 Folgen der Gewässerumgestaltung

Die beschriebenen technischen Eingriffe werden der dynamischen Natur von Fließgewässerökosystemen in mehrfacher Hinsicht nicht gerecht. Zum einen zerstören sie die komplexen ökosystemaren Beziehungen und nehmen damit vielen Gewässerorganismen die Lebensgrundlage, zum anderen werden Probleme vielfach nur sachlich und räumlich in andere Bereiche verlagert: So führt der beschleunigte Wasserabfluss, die Begradigung und Monotonisierung der Gewässerbetten zu Verschärfungen bei Hochwasserereignissen, da die Niederschläge kürzere Zeit in ihren ursprünglichen Einzugsgebieten verweilen – die Vorflutsicherung des Oberliegers bewirkt Hochwasserschäden beim Unterlieger.

Querbauwerke und Wassernutzungen unterbrechen das Gewässerkontinuum, schaffen künstlich Stillwasserzonen (Stau oberhalb von Wehren) und Niedrigwasserabschnitte (Ausleitungsstrecken unterhalb von Wehren). Flussoberläufe gehen für Wanderfische als Lebensraum verloren, insbesondere wertvolle Laich- und Aufwuchshabitate sind davon betroffen. Insgesamt wird der Lebensraum „Fließgewässer“ in seiner Ausdehnung deutlich reduziert.

Ufer- und Sohlverbau führen zur vollständigen Verödung von Fließstrecken. Gleichzeitig steigt der Unterhaltungsaufwand und damit die Kosten.

Abb. 3.2: Heutiges Einbettgerinne nach Gewässerausbau. Das Landschaftsbild zeigt die frühere Verästelung (Ruhr zwischen Neheim-Hüsten und Echthausen, Hochsauerlandkreis/Kreis Soest).



3.3 Gründe für die Errichtung von Querbauwerken

Unter Querbauwerken werden hier sämtliche künstlich in das Gewässer eingebrachten, quer durch das Gewässerbett verlaufenden baulichen Strukturen verstanden, die die natürlichen Strömungsverhältnisse und damit auch die Sohl- und Uferstruktur des Gewässers beeinflussen. Der durchschnittliche Abstand zwischen den Wehranlagen beträgt in NRW ca. 2 bis 3 km. Die Dichte aller Querbauwerke, also unter Einschluss derjenigen mit kleinen Absturzhöhen, ist mit einem typischen Abstand von weniger als einem Kilometer erheblich höher (vgl. Kap. 6 und 9). Damit sind die Querbauwerke neben der Einengung der Flüsse und Bäche der massivste anthropogene Eingriff in die Fließgewässermorphologie.

Abb. 3.3: Der Baldeneysee als typisches Beispiel für die Flussstaue an der Ruhr (hier: Schleuse)



Abb. 3.4: Bereits früh wurden Gewässer zur Nutzung der Wasserkraft aufgestaut



Querbauwerke wurden/werden für unterschiedliche Zwecke errichtet, wobei kombinierte Nutzungen möglich sind:

- Flößerei: Errichtung von Staubecken (Schwallungen) oberhalb der Floßstrecken, die zur temporären Erhöhung des Abflusses geleert wurden.
- Wasserkraft: Aufstau des Gewässers zur (teilweisen) Konzentration des natürlichen Wasserspiegelgefälles einer Strecke an einem Ort.
- Bewässerung: Aufstau, um Wasser auf dem Niveau benachbarter Flächen ausleiten zu können oder den Grundwasserspiegel zu heben.
- Trink- und Brauchwassergewinnung: Aufstau zur direkten Ausleitung von Rohwasser oder zur Hebung des Grundwasserspiegels.
- Schifffahrt: Vergrößerung der Wassertiefe.
- Freizeit: Schaffung seenähnlicher Gewässer.
- Sohlenstabilisierung: Das Erfordernis der Sohlenstabilisierung betrifft die Gewässerabschnitte, in denen die durch die Veränderung der Linienführung des Gewässers (Laufverkürzung) und/oder der Uferstruktur hervorgerufene Tiefenerosion weiter fortschreitet. Die Tiefenerosion kann auch durch Geschiebemangel in Folge von oberhalb liegenden Stauanlagen verursacht werden. Um sie zu vermeiden, werden in Abhängigkeit vom Sohlengefälle bzw. den resultierenden Absturzhöhen unterschiedliche Typen von Querbauwerken eingesetzt.
- Beeinflussung des Abflussregimes: Hochwasserschutz und/oder Niedrigwasseraufhöhung durch Talsperren und Speicherbecken.

Neben den für die genannten Zwecke installierten Querbauwerken können auch andere Bauwerke einen ähnlichen Einfluss auf die Strömungsverhältnisse im Gewässer haben:

- Sohlenpflasterungen
- Sohlensicherungen an Brückenbauwerken
- Sohlennahe Düker
- Sohlengestaltung für Pegel
- Verrohrungen und Durchlässe mit nicht passierbarer Sohle.

3.4 Typen von Querbauwerken

Die Einteilung und Benennung von Querbauwerken kann nach verschiedenen Kriterien erfolgen. Die nachfolgende Zusammenstellung orientiert sich an der DIN 4047, Teil 5 und erläutert den Einfluss der unterschiedlichen Typen auf die hydraulischen und morphologischen Verhältnisse im Gewässer (vgl. HÜTTE 2000):

⊳ Sohlenschwelle

Zweck: lokale Sohlenbefestigung ohne Änderung des Sohlengefälles. Die Schwellenoberkante ragt nicht wesentlich über die Sohle hinaus, es wird kein Aufstau erzeugt.

Abb. 3.5

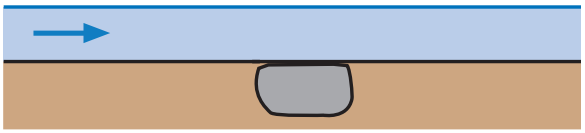


Abb. 3.6: Ehemaliges Schützwehr, das nur noch als Grundschwelle wirkt



⊳ Grundschwelle

Zweck: lokale Sohlenbefestigung mit kleiner Änderung des Sohlengefälles. Die Oberkante ragt nur soweit aus der Sohle, dass ein Fließwechsel und ggf. ein Aufstau nur bei kleinen Abflüssen auftritt.

Abb. 3.7

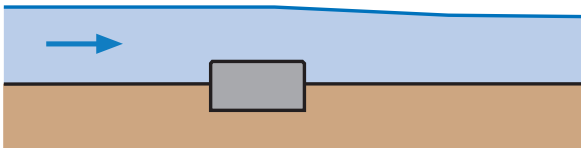


Abb. 3.8: Stützschwelle



⊳ Stützschwelle

Zweck: lokale Sohlenbefestigung mit der Möglichkeit von Feststoffablagerungen (Erhöhung der Sohle) vor der Schwelle. Baustoffe von Schwellen sind üblicherweise Holz oder Wasserbausteine.

Abb. 3.9

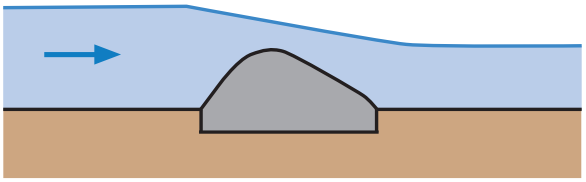


Abb. 3.10: Sohlenrampe



▷ Sohlenrampe

Festes Wehr mit einem unterwasserseitigen Gefälle von 1:3 bis 1:10 und rauer Oberfläche. Bautechnik kann ähnlich wie bei Absturz sein, jedoch auch als geschüttete oder gesetzte Rampe aus Wasserbausteinen.

Abb. 3.11

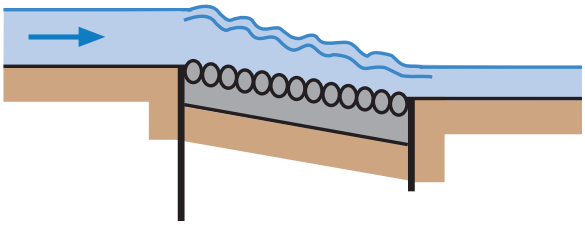


Abb. 3.12: Sohlengleite



▷ Sohlengleite

Ähnlich der Sohlenrampe, jedoch mit einem Gefälle 1:10 bis 1:30.

Abb. 3.13

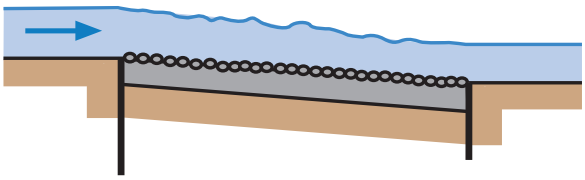


Abb. 3.14: Absturz



▷ Absturz

Festes Wehr mit lotrechter oder steil geneigter Absturzwand, manchmal auch in Form einer Kaskade. Die Zwecke sind unterschiedlich entsprechend der Aufstellung in Kapitel 3.3. Die Oberkante des Absturzes liegt deutlich über der Gewässersohle. Die Baumaterialien können Holz, Wasserbausteine oder Beton sein.

Abb. 3.15

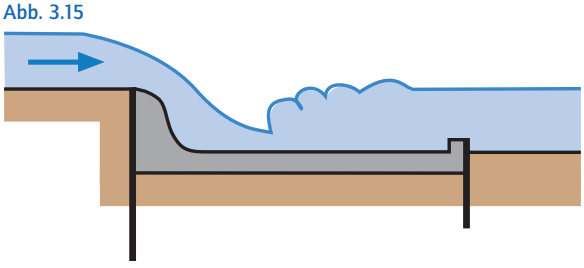
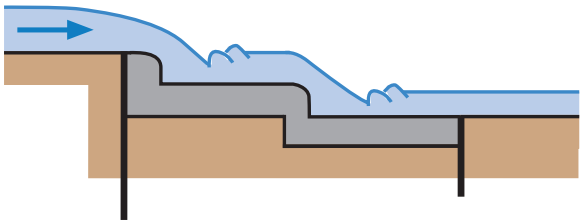


Abb. 3.16



Viele alte Wehre ähneln in ihrem Aufbau einem Damm: Zwischen ein Holzgerüst wurde ein Gemisch aus bindigem Material (Lehm, Ton) und grobem Kies oder Schotter gefüllt. Zum Schutz gegen Erosion erfolgt dann eine Abdeckung aus Natursteinen oder Holz. Diese Konstruktionen sind empfindlich gegen oberflächliche Beschädigungen und daran ansetzenden Auskolkungen. Wegen häufig mangelhaftem Tosbecken sind alte Wehre häufig durch rückschreitende Erosion gefährdet.

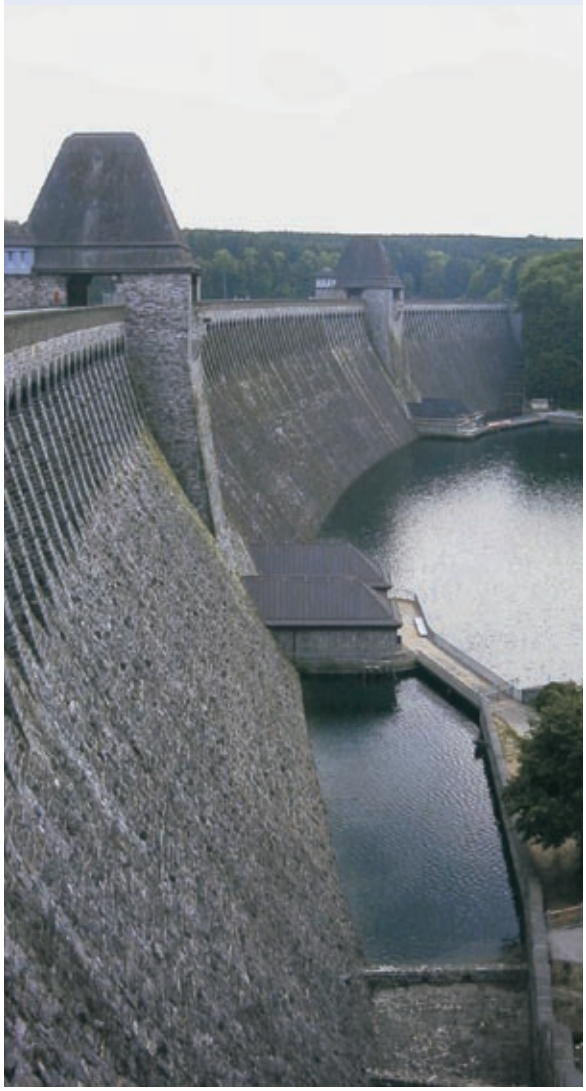
▷ Talsperre

Zweck: Speicherung von Wasser zur Reduzierung von Hochwasserspitzen, zur Anhebung des Niedrigabflusses, zur Trinkwasser- und Energiegewinnung. Das Geschiebe wird zurückgehalten und lagert sich im Stauraum ab, im Unterwasser tritt dauerhaft Geschiebemangel ein. Große Wassertiefen bewirken eine vertikale Temperaturschichtung, wodurch die Temperatur des dem Stauraum entnommenen Wassers – je nach Höhenlage der Entnahme – teilweise erheblich von den natürlichen Verhältnissen abweicht.

Abb. 3.17: Absturztreppe



Abb. 3.18: Möhne-Talsperre



3.5 Hydraulische und morphologische Merkmale von Querbauwerken

Die abiotischen Wirkungen von Querbauwerken im Gewässer hängen maßgeblich vom Ausmaß des Eingriffs ab, d.h. der Höhe des Bauwerks über der Gewässersohle in Relation zum Sohlengefälle.



▷ **Sohlenschwelle und Grundschwelle**

Hydraulisch: Nur bei Grundschwellen wird bei kleinen Abflüssen ein Aufstau und ein diskretes Wasserspiegelgefälle mit Wechselsprung erzeugt.

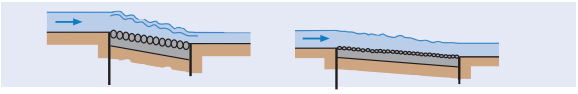
Morphologisch: Allenfalls geringer Geschieberückhalt, kaum Sedimentation von Feinmaterial oberhalb der Schwelle, Reduzierung bis Unterbindung der Sohlenerosion, Verhinderung der Ausbildung von gewässertypischen Sohlenstrukturen, Verminderung der Querverlagerung des Gewässerbetts. Die Fixierung der Sohlenstrukturen einer Gewässerstrecke wächst mit sinkendem Abstand der Schwellen.



▷ **Stützwehr und Stützschwelle**

Hydraulisch: Es wird ein Fließwechsel und ein Aufstau bewirkt. Die Hydraulik kann derjenigen an Abstürzen ähneln. Die Ausbildung der sich einstellenden Wasserspiegeldifferenz hängt neben der absoluten Höhe der Schwelle auch davon ab, ob ihre Oberkante auf der gesamten Breite des Gewässers einheitlich ist oder ob z.B. bei Wasserbausteinen eine zerklüftete Struktur mit unterschiedlichen Strömungsbildern gegeben ist.

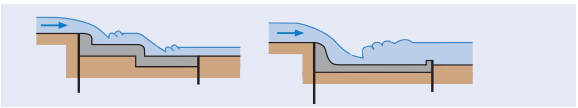
Morphologisch: Das Sohlengefälle oberhalb der Schwelle wird reduziert und Geschiebe lagert sich ab bis sie vollständig aufgelandet ist. Die Fixierung des Gewässerbetts und die Nivellierung der Sohlenstrukturen erfolgt ebenso wie bei den Schwellen.



▷ **Sohlenrampe- und Gleite**

Hydraulisch: Der Umfang des Aufstaus hängt von der Höhe des Bauwerks ab. Es tritt ein deutliches Wasserspiegelgefälle und ein Fließwechsel auf. Die Energieumwandlung hängt von der realisierten Rauhigkeit ab. Ein Tosbecken oder eine unterwasserseitige Sohlensicherung ist erforderlich.

Morphologisch: Je nach Höhe des Bauwerks über der Sohle treten ähnliche Effekte auf wie bei Abstürzen. Häufig gibt es keine scharfe Abgrenzung gegen Stützschwellen.



▷ **Absturz**

Hydraulisch: In der Regel wird ein wesentlicher Aufstau erzeugt, der dem Gewässer wenigstens bei geringen Abflüssen einen mehr seenartigen Charakter verleiht. Es treten erhebliche Wasserspiegeldifferenzen zwischen Ober- und Unterwasser auf. Beim Überströmen des Bauwerks erfolgt ein Fließwechsel. Das Bauwerk muss so gestaltet werden, dass die Energieumwandlung konzentriert erfolgt ohne unzulässige Erosionen zu erzeugen. Dazu ist in der Regel ein Tosbecken mit anschließender Sohlensicherung erforderlich.

Morphologisch: Vor Abstürzen wird Geschiebe und Feinsediment abgelagert, ggf. bis zur völligen Auflandung. Bei Wehren mit beweglichen Verschlüssen wird dieses durch deren Öffnung zumindest im Nahbereich weiter transportiert. Die fixierende Wirkung hinsichtlich der Gewässerstrukturen im Oberwasser nimmt weiter zu. Je nach Umfang des Geschieberückhalts können Erosionserscheinungen im Gewässer unterhalb des Absturzes resultieren.

▷ Talsperren

Hydraulisch: Große Aufstauhöhen, Erzeugung eines Stausees, Veränderung des Abflussregimes des Gewässers unterhalb der Talsperre.

Morphologisch: Massiver Geschieberückhalt, der allenfalls durch Vorsperren mit Wiedereinbringung des Geschiebes unterhalb der Talsperre vermieden oder reduziert werden kann.

Mit zunehmendem Aufstau des Gewässers sind erhebliche chemische und physikalische Veränderungen des Wassers verbunden (Sauerstoff- und Nährstoffgehalt, Temperatur etc.).

In den Stauräumen von Querbauwerken wird die Fließgeschwindigkeit erheblich reduziert, so dass der Geschiebetransport verändert wird: Gröberes Material lagert sich im Bereich der Stauwurzel ab, während die feineren Bestandteile des Sohlensubstrats in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit weiter in den Stauraum eingetragen werden. Dieser Prozess kann zu einer vollständigen Verlandung des Stauraums führen, insbesondere bei festen Wehren, wo keine Spülung durch das Öffnen beweglicher Verschlussorgane erfolgt.

Abb. 3.19: Agger-Talsperre

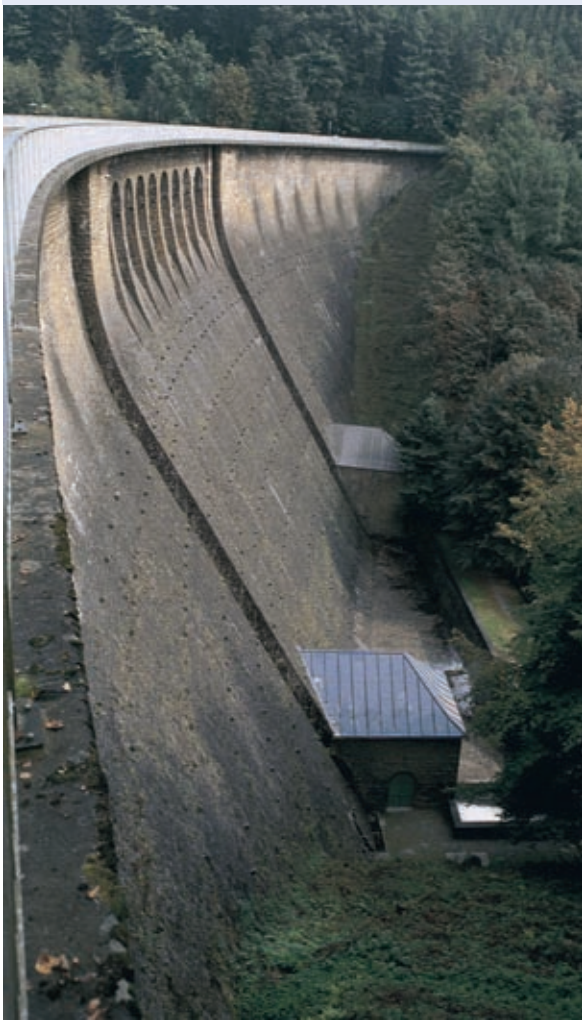


Abb. 3.20: Verlandung eines Stauraums: Das Sediment wird in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit abgelagert.

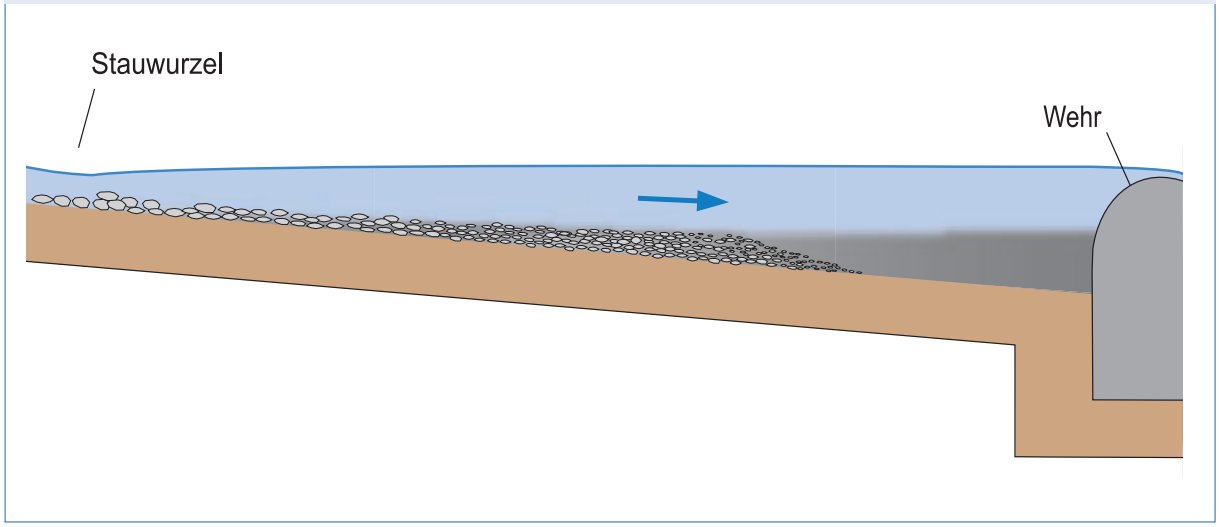


Abb. 3.21: Mehrfeldriges Schützenwehr mit Holztafeln



Abb. 3.22: Stahlschützen, in der Mitte mit aufgesetzter Klappe



Abb. 3.23: Unter- und überströmte Schützenanlage als Kulturwehr



3.6 Bewegliche Wehre

Zur besseren Beherrschung von hohen Abflüssen werden Wehre und Talsperren mit beweglichen Aufsätzen (Abb. 3.21 bis Abb. 3.29) ausgerüstet. Gegenüber festen Wehren ergeben sich einige wesentliche Unterschiede:

- Der Oberwasserspiegel kann über lange Zeiten konstant gehalten werden, die Dynamik wird weiter vermindert.
- Der Anstieg des Wasserspiegels bei Hochwasser ist geringer.
- Bei geöffnetem Verschlussorgan kann die Schleppspannung an der Sohle ansteigen und den Geschiebetransport beeinflussen.

Stauräume mit festen Wehren füllen sich mit Geschiebe auf, wodurch sich langfristig fließgewässertypische Formen herausbilden. Dies ist bei variablen Wehren nicht oder nur in geringerem Umfang der Fall.

Abb. 3.24: Fischbauchklappe neben einer Wasserkraftanlage



Abb. 3.25: Stahlklappe als Kulturwehr



Abb. 3.26: Walzenwehr



Abb. 3.27: Sektorwehr Villigst/Ruhr



Abb. 3.28: Dachwehr Osberghausen/Agger



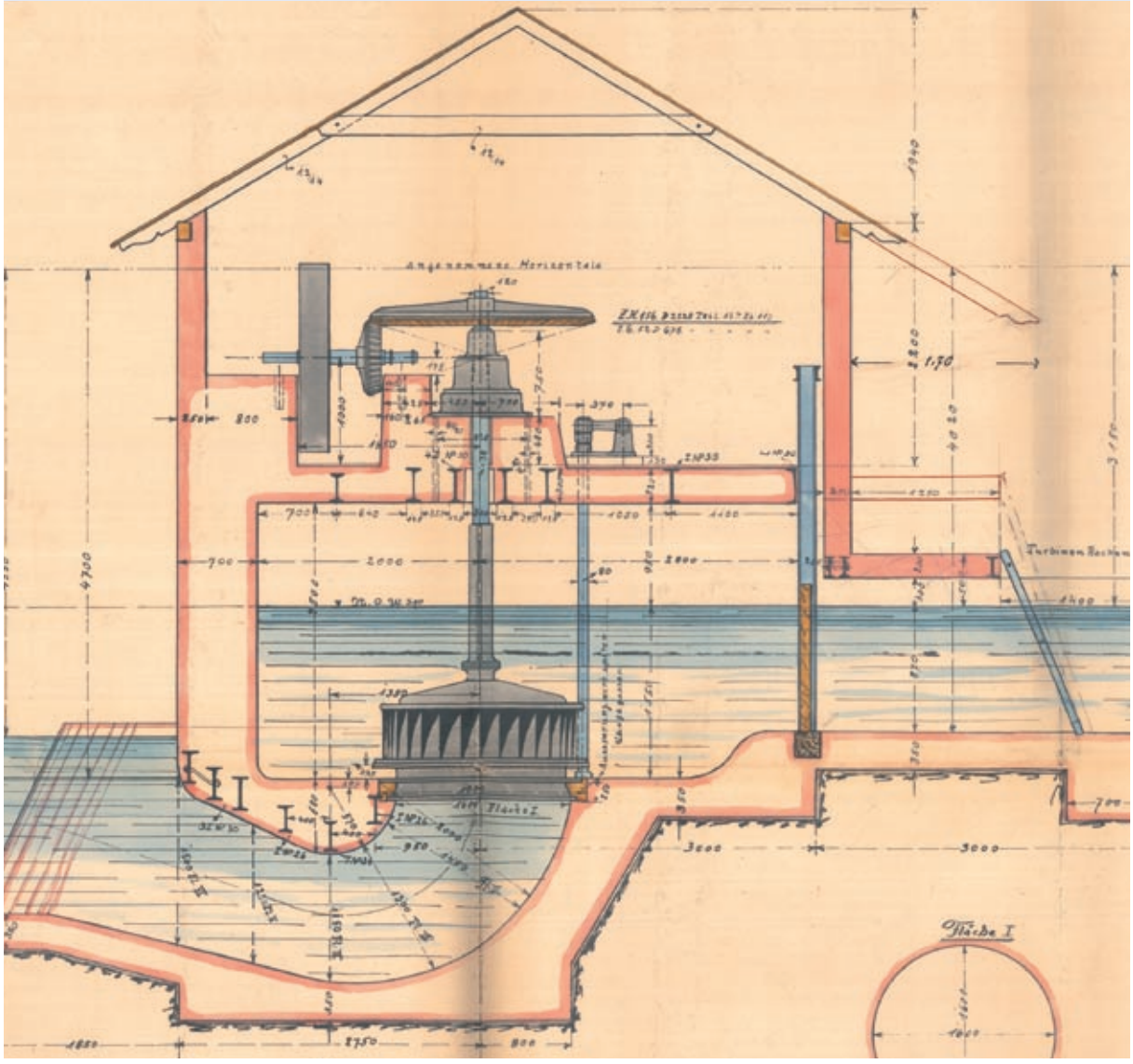
Abb. 3.29: Kulturwehr, Bauweise ähnelt einem Nadelwehr



4 Wasserkraftanlagen

Die Wasserkraft ist eine der ältesten Energiequellen der Menschheit. Durch sie wird Sonnenenergie, die den Wasserkreislauf antreibt, konzentriert an Gefällestufen der Gewässer genutzt. Die Wasserkraft besitzt am unmittelbaren Ort der Energieumwandlung eine sehr hohe Energiedichte mit entsprechenden Anforderungen an die Maschinen. Die baulichen Anlagen müssen erheblichen Belastungen durch das Gewässer, insbesondere bei Hochwasser und Frost standhalten. Daher weisen Wasserkraftanlagen die höchsten spezifischen Investitionskosten aller regenerativen Energiequellen auf, was sich in langen Amortisationszeiten niederschlägt. Das erklärt, warum Wasserkraftanlagen eine lange Lebensdauer besitzen und heute noch viele Turbinen aus dem Beginn des letzten Jahrhunderts in Betrieb sind.

Abb. 4.1: Längsschnitt durch eine Wasserkraftanlage mit einer Francis-Schacht-Turbine (Zeichnung von 1905)



4.1 Einteilung von Wasserkraftanlagen

Wasserkraftwerke können nach der Leistung eingeteilt werden in:

Große Wasserkraftwerke
> 1 MW bzw. im alpinen Bereich 5 MW

Kleinkraftwerke
100 kW bis 1 (5) MW

Mikro- oder Kleinstkraftwerke
< 100 kW

Alternativ ist eine Einteilung nach der Fallhöhe möglich:

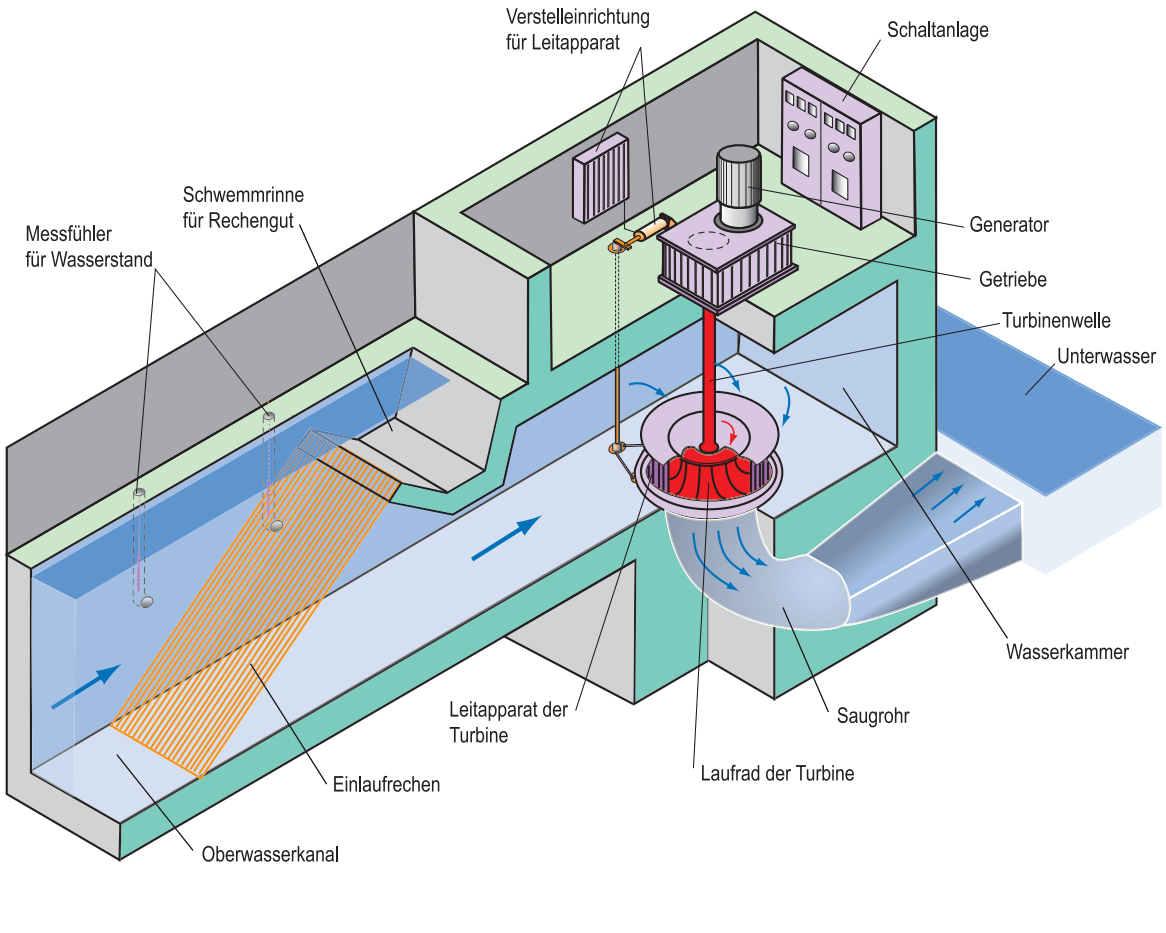
Hochdruckanlagen
Fallhöhe > 100 m

Mitteldruckanlagen
Fallhöhe ca. 15 - 100 m

Niederdruckanlagen
Fallhöhe bis 15 m

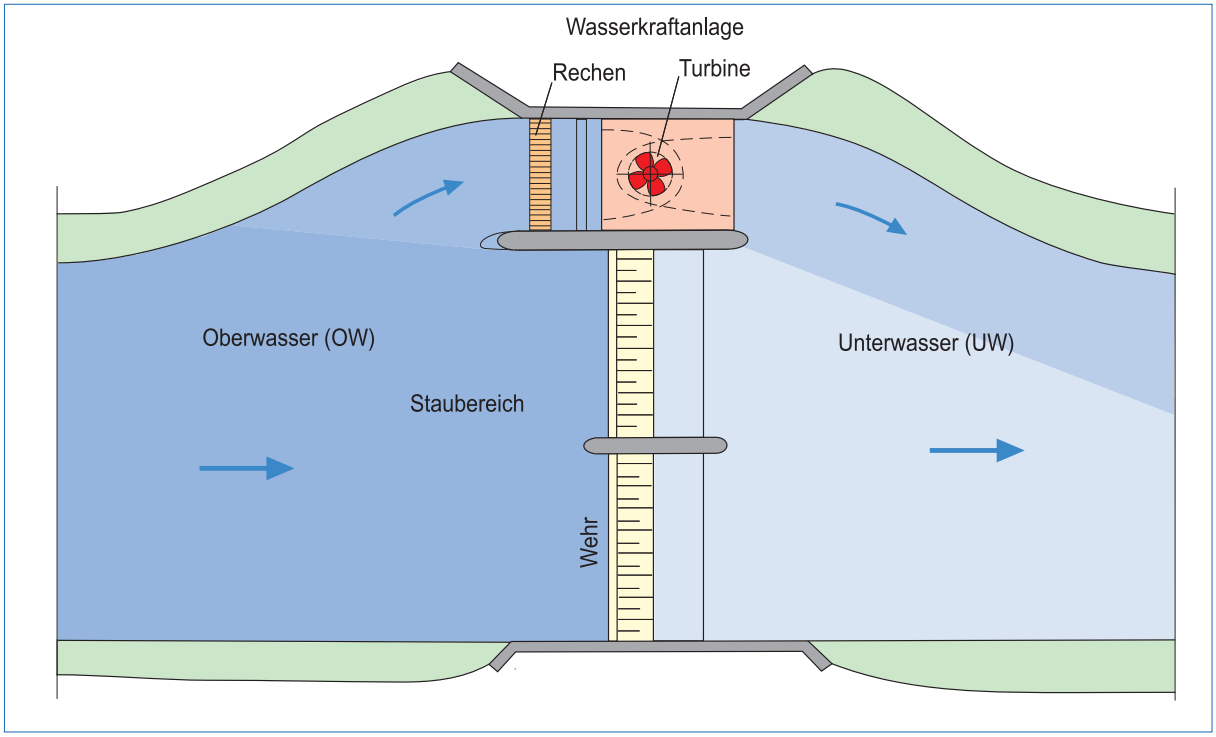
Aufbau einer Wasserkraftanlage

Abb. 4.2: Francis-Schacht-Turbine



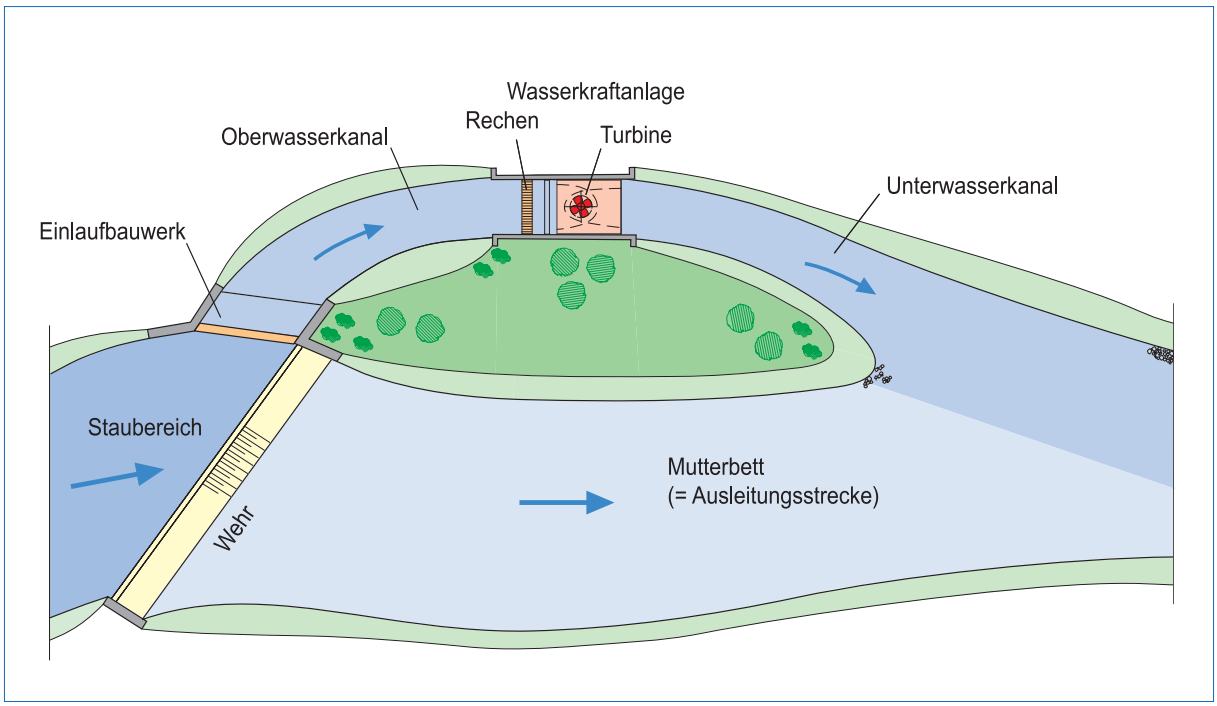
Flusskraftwerk

Abb. 4.3



Ausleitungskraftwerk

Abb. 4.4



Grundsätzlich wird zwischen zwei Anordnungen unterschieden:

▷ Flusskraftwerke

Bei Flusskraftwerken entfällt die Ausleitung in einen seitlichen Kanal. Hier ist das Krafthaus unmittelbar neben dem Wehr angeordnet. Die Rückführung des genutzten Abflusses in das Gewässer erfolgt unmittelbar unterhalb des Querbauwerks, so dass keine Ausleitungsstrecke ausgebildet wird.

▷ Ausleitungskraftwerke

Das Gewässer wird durch ein Wehr aufgestaut und der zu nutzende Abflussanteil über einen Triebwerkskanal oder Mühlengraben aus dem natürlichen Gewässerbett ausgeleitet und zur Wasserkraftanlage geführt. Das Gefälle zwischen dem Wasserspiegel im Oberwasserkanal und dem Wasserspiegel im anschließenden Unterwasserkanal wird genutzt. Der Unterwasserkanal führt das Triebwasser wieder dem Gewässer zu. Auf diese Weise wird sowohl die Absturzhöhe am Wehr als auch das Gefälle der Gewässerstrecke bis zur Mündung des Unterwasserkanals genutzt. Dieser Gewässerabschnitt (das Mutterbett) wird als Ausleitungstrecke bezeichnet und über einen langen Zeitabschnitt im Jahr einzig von dem (bisher nicht immer) vorgeschriebenen Mindestabfluss durchströmt. Nur wenn der Abfluss im Gewässer wesentlich höher ist als der Ausbaudurchfluss der Wasserkraftanlage ($Q >> Q_a$) stellen sich wieder die ursprünglichen hydraulischen Verhältnisse in der Ausleitungsstrecke ein.

4.2 Energieerzeugung aus Wasserkraft

Die kinetische und die potenzielle Energie, die im natürlichen Fluss in Wärme oder Geschiebetransport umgesetzt wird, kann dem Wasser an einer Gefällestufe mittels eines Wasserrades oder einer Turbine entzogen werden. Die Leistung ergibt sich aus der Formel:

$$P = Q \cdot H \cdot g \cdot \rho \cdot \eta$$

mit
- Q = Wassermenge in m^3/s
- H = Fallhöhe in m
- g = Erdbeschleunigung (9,81 m/s^2)
- ρ = spezifisches Gewicht
- η = Wirkungsgrad

Unter Berücksichtigung eines Gesamtwirkungsgrades von 70 % für ältere und 80 % für neue, hochwertige Anlagen kann man die maximale elektrische Leistung abschätzen:

$$P = Q \cdot H \cdot 7...8 \quad \text{(in kW)}$$

Die von der Wasserkraftanlage erzeugte Leistung verändert sich mit dem genutzten Anteil des natürlichen, den jahreszeitlichen Schwankungen unterliegenden Abflusses im Gewässer (vgl. Kap. 2.1).

Zur Charakterisierung der Ausbaugröße einer Wasserkraftanlage im Vergleich zum Gewässer dient der Ausbaugrad ε. Er ist definiert als das Verhältnis des Ausbaudurchflusses Q_a zum mittleren Abfluss MQ:

$$\varepsilon = Q_a/MQ$$

Die erzielbare „Jahresarbeit“ kann mit EDV-Programmen auf der Basis der Jahresdauerlinie berechnet werden. Für überschlägliche Betrachtungen kann folgende Formel genutzt werden:

$$E_a = P \cdot t_{voll}$$

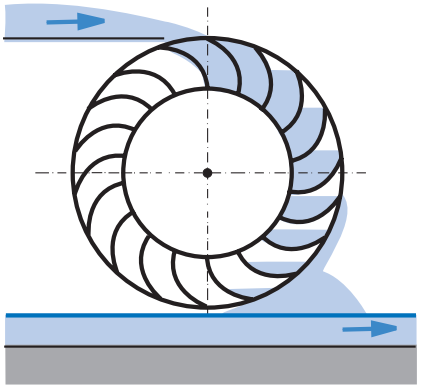
mit
- E_a = Jahresarbeit
- P = Leistung der Turbine
- t_{voll} = Volllast-Stunden.

Die Höhe dieser Volllaststunden hängt vom Ausbaugrad der Anlage, dem Abflusstyp des Gewässers (gleichmäßig, ungleichmäßig), den technisch-hydraulischen Verhältnissen (z.B. am Wehr und in Kanälen) und der Höhe des Mindestabflusses Q_{min} ab. Als mittlerer Wert für den Ausbaugrad 1 (Q_a=MQ) können bei Mittelgebirgsanlagen ca. 3500 - 4500 Volllaststunden angesetzt werden. Eine genauere Differenzierung nach Ausbaugrad und Mindestabfluss findet sich in Kapitel 13.

4.3 Wasserkrafttechnik

4.3.1 Wasserräder

Die ältesten Wasserkraftmaschinen sind die Wasserräder. Man unterscheidet Unter-, Mittel- und Oberschlächtige Räder, je nach Gefälle und nach Eintrittspunkt des Wassers in das Rad. Heute sind für die wirtschaftliche Nutzung in der Regel die so genannten Zuppinger-Niedergefälleräder (H = 0,5 bis 2,5 m, Q = 0,3 bis 3 m^3/s) und kleinere oberschlächtige Wasserräder (H > 2m, Q = 50 bis 500 l/s) üblich, die in Einzelfällen eine Alternative zu Turbinen sein können.



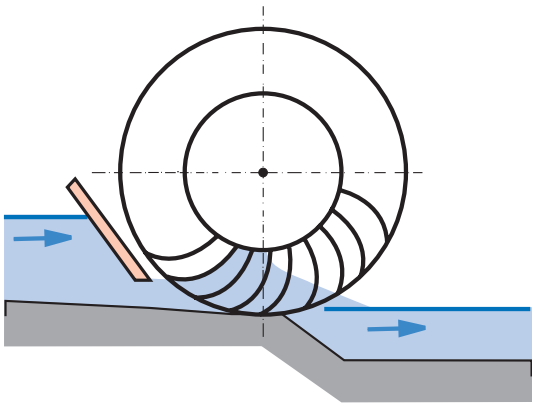
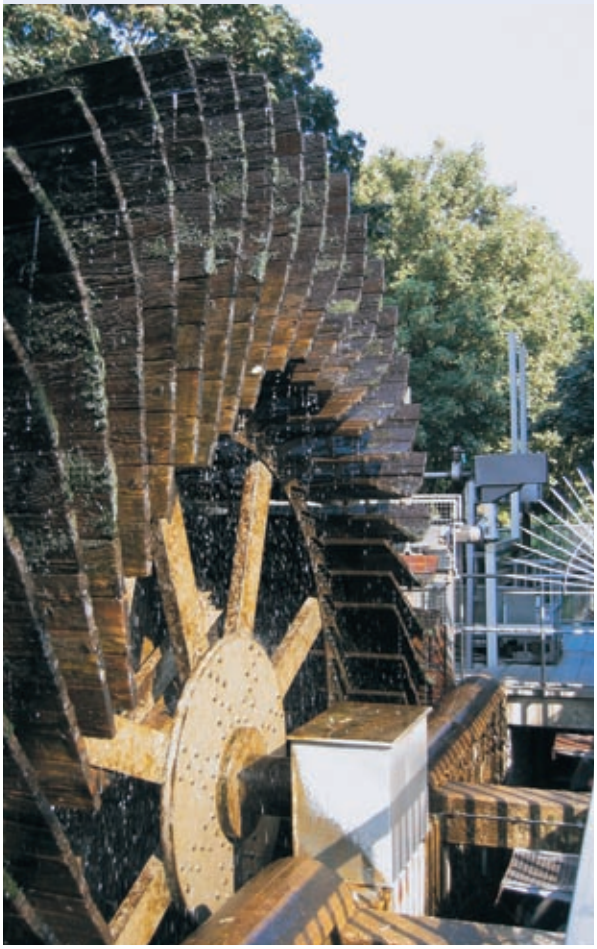


Abb. 4.5: Oberschlächtiges Wasserrad



Abb. 4.6: Unterschlächtiges Wasserrad (Zuppingerrad der Pleußmühle in Düren)



4.3.2 Wasserkraftschnecke

In jüngster Zeit werden Wasserkraftschnecken eingesetzt, die auf dem Prinzip der archimedischen Schnecke beruhen. Im Abwasserbereich wird diese Bauweise verbreitet als Pumpe genutzt. Die Maschinen sind vergleichsweise einfach aufgebaut und haben niedrige Drehzahlen (20 - 80 1/min). Wegen der großen Dimensionen (Durchmesser bis ca. 4 m) muss Laub und kleineres Geschwemmsel nicht aus dem zu nutzenden Wasserstrom entfernt werden. Der Einsatzbereich von Wasserkraftschnecken liegt bei Fallhöhen von 0,5 bis ca. 10 m und Durchflüssen von 0,2 bis ca. 5 m^3/s.

Abb. 4.7: Wasserkraftschnecke

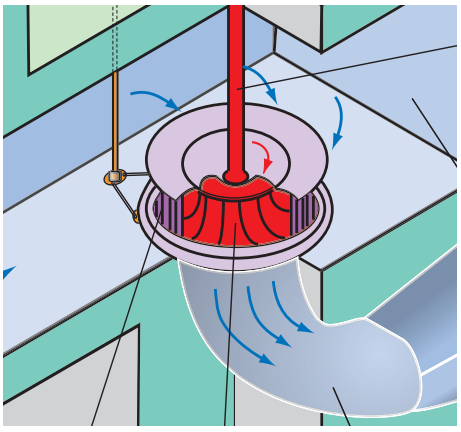


4.3.3 Turbinen

Turbinen sind immer aus einem Leitrad und einem Laufrad aufgebaut. Das Wasser strömt zunächst durch das Leitrad und wird so in eine bestimmte Richtung abgelenkt, die für das anschließende Laufrad strömungstechnisch am günstigsten ist. Das Leitrad dient gleichzeitig als Drosselorgan, denn die einzelnen Leitschaufeln sind drehbar angeordnet, so dass die Querschnittsfläche für den Wasserdurchfluss verändert werden kann. Das Wasser trifft hinter dem Leitrad auf das Laufrad und gibt dort seine Strömungsenergie ab.

Je nach Turbinenbauart kann das Laufrad jedoch nur einen Teil der Strömungsenergie in mechanische Arbeit umsetzen; der Rest bleibt zunächst im Wasser, indem dies mit einer bestimmten Geschwindigkeit (d.h. Energie) aus dem Laufrad austritt. Um auch diese Energie zu gewinnen, schließt sich hinter der Turbine ein sogenanntes Saugrohr an, dessen Querschnitt sich langsam und kontinuierlich erweitert. Dadurch wird das Wasser abgebremst und auf diese Weise der Turbine Energie in Form von höherem Druckgefälle zwischen Ober- und Unterwasser zugeführt.

Im folgenden werden die zur Verfügung stehenden Turbinentypen beschrieben.



4.3.4 Francis-Turbine

Die Entwicklung der Turbinen im 19. Jahrhundert begann mit der Francis-Turbine. Da Wasserkraftanlagen je nach Abfluss im Gewässer mit wechselnden Durchflüssen betrieben werden, ist es von erheblicher Bedeutung, ob und wie eine Wasserkraftmaschine sogenannte Teilwassermengen verarbeiten kann. Bei Wasserrädern bleibt der Wirkungsgrad auch im Teillastbereich relativ hoch. Francis-Turbinen können dagegen nur bis ca. 40 % gedrosselt werden, ohne dass ihr Wirkungsgrad stark absinkt.

Von daher sind Francis-Turbinen für die Nutzung stark schwankender Wassermengen wenig geeignet, es sei denn, man baut mehrere Turbinen ein, die dann gestaffelt gefahren werden.

Abb. 4.8: Francis-Turbine: Leitschaufeln und Laufrad



Abb. 4.9: Francis-Spiralturbine für mittlere und große Fallhöhen



Abb. 4.10: Francis-Schachtturbine für kleine Fallhöhen



Abb. 4.11: Francis-Laufräder



4.3.5 Kaplan-Turbine

Anders sieht dies bei der sogenannten Kaplan-Turbine aus. Sie besitzt als Laufrad einen Propeller, bei dessen Schaufeln üblicherweise der Anstellwinkel verstellt werden kann. Die Wassermenge wird mit dem Leitrad gedrosselt und die Schaufelstellung des Laufrades entsprechend nachgeführt. Auf diese Weise erhält man immer optimale Strömungsverhältnisse und die Kaplan-Turbine kann mit einem guten Teillastwirkungsgrad arbeiten. Bei geringen Schwankungen in der Wasserführung können auch einfach geregelte Turbinen eingesetzt werden, bei denen der Leitapparat oder das Laufrad starr sind.

Kaplan-Turbinen werden in konventioneller Bauform (mit stehender Welle), als Kegelradrohrturbine (mit eingebautem Getriebe in der sogenannten Birne) und als S-Turbine mit außen angebrachtem Getriebe gebaut. Ältere Flusskraftwerke, z.B. im Rhein, arbeiten mit Kaplanturbinen mit stehender Welle, während neuere Anlagen (z.B. die Moselkraftwerke) mit Getrieberohrturbinen arbeiten.

Abb. 4.12: Kraftwerk mit konventioneller Kaplanturbine mit senkrechter Welle

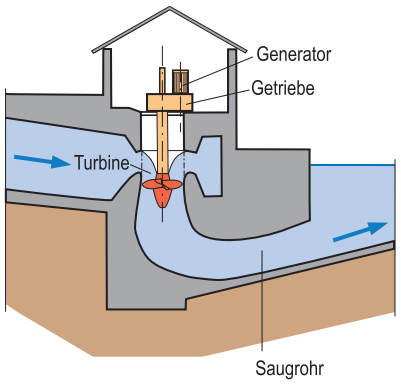


Abb. 4.13: Kraftwerk mit Kaplan-Rohrturbine

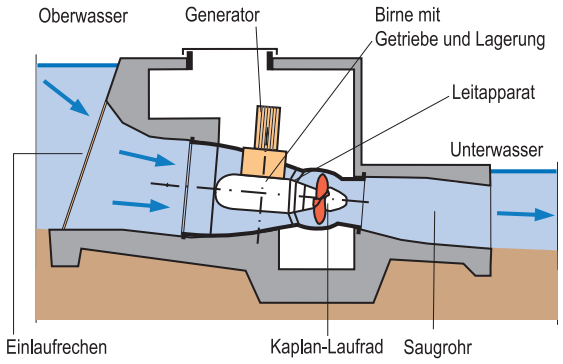


Abb. 4.14: Kaplan-Laufrad mit verstellbaren Flügeln



Abb. 4.15: Kaplan-Rohrturbine mit Riementrieb zum aufgesetzten Generator



4.3.6 Pelton-Turbine

Für die Nutzung großer Fallhöhen steht eine weitere Bauform zur Verfügung: die Pelton-Turbine. Bei ihr tritt der Wasserstrahl mit hoher Geschwindigkeit aus einer regelbaren Düse aus und trifft dann auf das Laufrad mit den außen angesetzten Bechern. Dort wird der Strahl umgelenkt und gibt bei diesem Vorgang Energie ab.

Pelton-Turbinen arbeiten meist mit relativ hoher Drehzahl, während Francis- und Kaplan-Turbinen in aller Regel auch eine Übersetzung durch Getriebe oder Riementrieb auf die entsprechende Generatordrehzahl erfordern.

4.3.7 Durchströmturbine

Für den Bereich der Klein- und Kleinstkraftwerke ist noch die Durchströmturbine zu erwähnen, die vor allem bei der Nutzung stark schwankender Wasserläufe eine wichtige Rolle spielt, denn sie kann Teilwassermengen mit gutem Wirkungsgrad verarbeiten.

Abb. 4.16: Pelton-Laufrad



Abb. 4.17: Pelton-Turbine mit Druckrohr und Generator

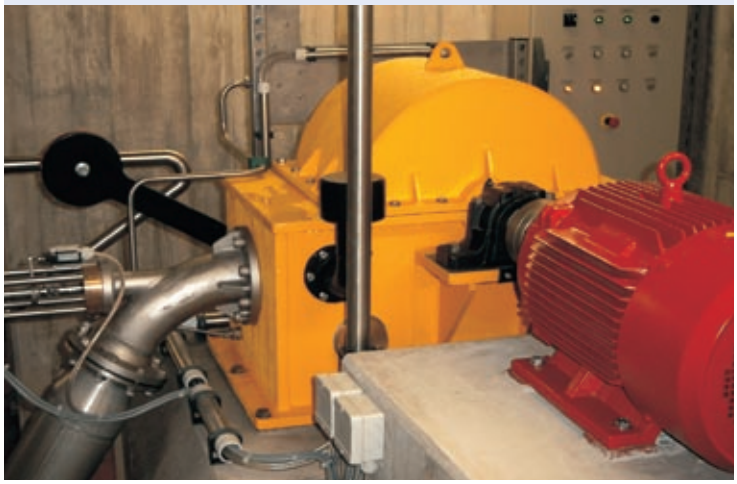
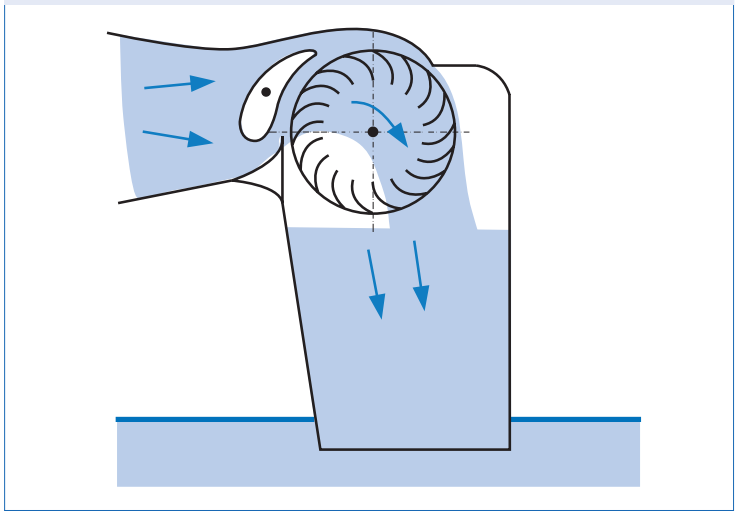


Abb. 4.18: Laufrad einer Durchströmturbine



Abb. 4.19: Aufbau der Durchströmturbine mit verstellbarer Leitschaufel, Laufrad und Saugrohr



Bauteile einer Wasserkraftanlage

Abb. 4.20

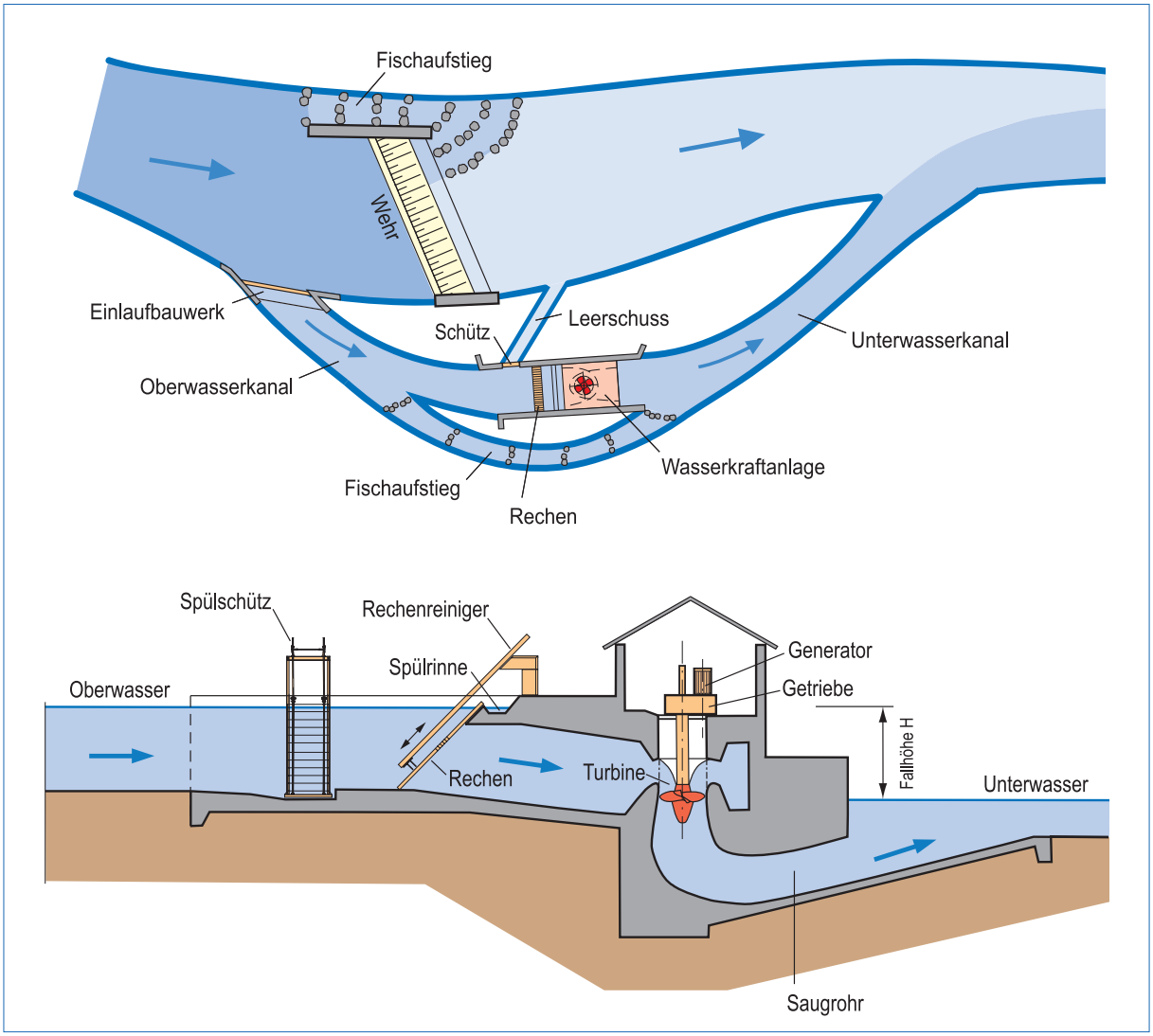


Abb. 4.21: Rechen mit Spülschütz zum Leerschuss



Abb. 4.22: Staubereich mit Wehr, Spülschütz und Einlaufbauwerk



4.3.8 Sonstige technische Einrichtungen von Wasserkraftanlagen

Die von der Wasserkraftmaschine gewonnene mechanische Energie wird entweder direkt oder mit Getriebe oder Riemen auf einen Generator oder eine sonstige Nutzungseinrichtung (z.B. Mühle oder Pumpe) übertragen. Zum Betrieb der Anlage sind weiterhin Regelungs-, Überwachungs- und elektrische Schalteinrichtungen erforderlich.

Wasserkraftanlagen erfordern grundsätzlich einen vorgeschalteten Rechen, der Laub und Holz fernhält. Der lichte Stababstand des Rechens wird in Abhängigkeit von der Maschinenbauart und -größe festgelegt. Diese Rechen können auch dem Fischschutz dienen, jedoch werden sie bisher in der Regel nicht darauf ausgelegt. Gemäß Landesfischereiverordnung NRW (LFischO NRW 1993) dürfen die Gitterstäbe bei Absperrvorrichtungen höchstens einen lichten Abstand von 2 cm haben. Weitergehende Anforderungen können erforderlich sein.

Rechenreinigungsanlagen

Abb. 4.23: Hydraulischer Knickarm-Rechenreiniger



Abb. 4.24: Rechenanlage mit Greifersystem an Laufschiene



Abb. 4.25: Horizontal-Rechenreiniger



Abb. 4.26: Rechenanlage mit Kettenreiniger



5 Das Querbauwerke-Informationssystem NRW

5.1 Umfang und Durchführung der Ermittlungen

Für die gewässerökologische Sanierung der Querbauwerke ist es erforderlich, deren Standorte und Merkmale zu kennen. Diese Daten müssen effektiv verwaltet und für die Fachbehörden verfügbar gemacht werden. Daher wurde innerhalb der Studie „Querbauwerke und nachhaltige Wassernutzung in NRW“ das Querbauwerke-Informationssystem QuIS aufgebaut, dem umfangreiche Ermittlungen zu den Standorten und den Merkmalen der Querbauwerke und Wasserkraftanlagen zugrunde liegen.

Im Informationssystem werden alle Querbauwerke aufgenommen, die folgende Kriterien erfüllen:

- Einzugsgebiet ≥ 10 km² (d.h. alle für die EG-WRRL relevanten Gewässer)
- Absturzhöhe ≥ 0,20 m bei MQ

Daten zu Durchlässen, Verrohrungen und Sohlverbauungen, die die Passierbarkeit ebenfalls beeinträchtigen können, sind in QuIS bisher nicht enthalten.
Die Ermittlung von Querbauwerken und deren nähere Untersuchung erfolgte in zwei geografischen Abschnitten:

- Rechtsrheinisches Bergland (Einzugsgebiete Ruhr, Wupper, Sieg).
- Flachland und linksrheinisches Bergland (restliche Einzugsgebiete von NRW).

Als Grundlage wurden zunächst alle verfügbaren Informationen zu Querbauwerken und Wasserkraftanlagen in NRW zusammengetragen:

- Vorhandene Untersuchungen und Daten zu Querbauwerken aus laufenden Programmen bei Behörden und Verbänden.
- Analyse der topografischen Karten 1:5.000 hinsichtlich Wehren, Mühlen, Wasserkraftanlagen.
- Auenprogramme.
- Potentialstudien zur Wasserkraftnutzung.
- Diplomarbeiten zu Wasserkraftstandorten.
- Kanuführer.
- Mühlenliteratur, historische Arbeiten.
- Alle maßgeblichen Wasserbehörden und -verbände wurden angeschrieben und um Übersendung einschlägiger Daten und Unterlagen gebeten.
- Daten der Gewässerstrukturgütekartierung (GSGK) sowie der
- Wasserkraft-Nutzungs-Kartierung (WKN-Daten), die als Zuarbeit zur Studie teilweise ergänzend im Zusammenhang mit der GSGK durchgeführt wurde.

Abb. 5.1: Gewässerstrukturgüte-Kartierung mit Darstellung der Abschnitte, die Querbauwerke enthalten.

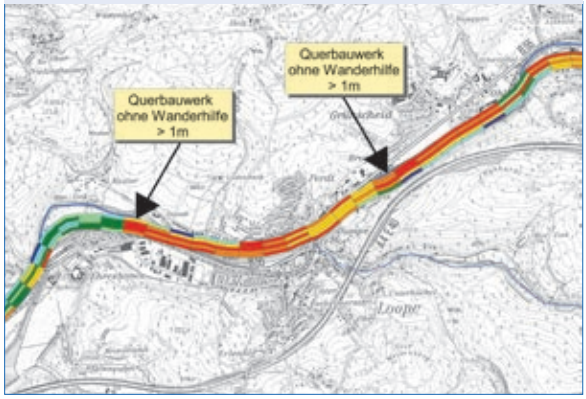
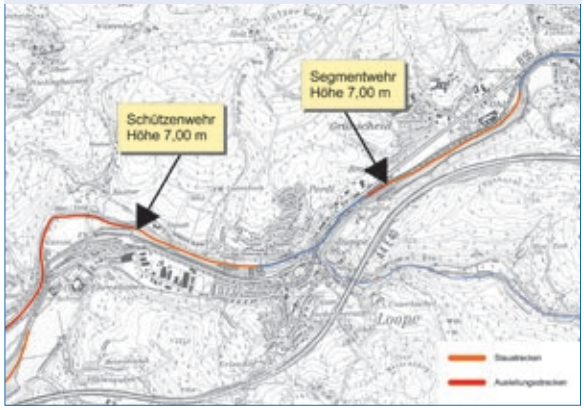


Abb. 5.2: Kartenausschnitt aus QuIS mit genauen Angaben zu Standorten, Stau- und Ausleitungsstrecken



Abfolge der Ermittlung der Standorte von Querbauwerken

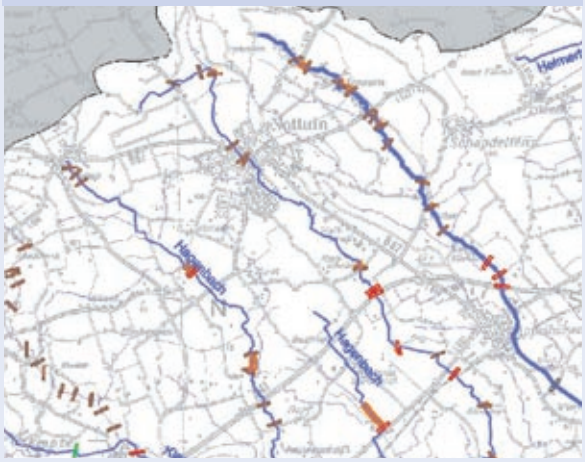
Abb. 5.3: 1980: Erste Ermittlung 5.3



Abb. 5.4: 1994: Erstellung eines regionalen Wehrkatasters



Abb. 5.5: 2003: Übernahme der Querbauwerke in QuIS



Besichtigung von Querbauwerken

Nach Zuordnung der auf diese Weise ermittelten Standorte wurden diejenigen Standorte besichtigt, deren ökologische Wirkung aus den vorliegenden Daten nicht beurteilt werden konnte bzw. über die genauere Informationen für eine spätere Sanierung oder die Beurteilung einer energetischen Nutzung benötigt werden:

- Ausgewählte Querbauwerke mit Absturzhöhen von $0{,}20\ \text{m} \leq \Delta h < 1\ \text{m}$.
- Querbauwerke mit einer Absturzhöhe $\Delta h \geq 1\ \text{m}$.
- Alle Querbauwerke der Pilotgewässer des Wanderfischprogramms NRW.
- Querbauwerke mit Fischaufstiegsanlage.
- Querbauwerke mit aktueller oder potenzieller Wasserkraftanlage.

5.2 Querbauwerke Informationssystem QuIS

Das QuIS wurde auf der Basis von ArcView mit folgenden kartografischen Darstellungen aufgebaut:

- ATKIS Gewässernetz NRW
- Gewässerexplorer mit Gewässernummern
- Teileinzugsgebiete
- Pegelstandorte
- Topografische Karten TK 25 und DGK 5
- Verwaltungsbezirke wie Regierungsbezirke, Staatliche Umweltämter, Kreise, Gemeinden.

Die Standorte der Querbauwerke wurden gemäß der topografischen Karte in ArcView platziert und georeferenziert. Abb. 5.6 zeigt beispielhaft die Zuordnung des Wehrs Buisdorf zum ATKIS-Gewässernetz.

Alle vorhandenen Informationen zu den Querbauwerken und ihren Standorten wurden in speziell entwickelte access-Formulare z.B. zum Querbauwerk, zur Wasserkraftanlage etc. eingegeben (Abb. 5.7).

Der Aufbau der Datenbank erlaubt die Erfassung von bis zu 60 Einzeldaten pro Standort. Zu jedem Themenbereich können in ‚Bemerkungen' Besonderheiten beschrieben werden, die nicht allein durch Eintragen von Zahlen und Auswahl von standardisierten Bezeichnungen erfasst werden können. Zusätzlich wurden von jedem besichtigten Standort Fotos erstellt und in die Datenbank abrufbar eingespeist. Durch die Angabe der Datenquellen blieb die Herkunft der Daten nachvollziehbar. Daten unterschiedlicher Quellen wurden zusammengeführt und auf Plausibilität geprüft.

Abb. 5.6: Wehr Buisdorf, Sieg, Kartenausschnitt aus DGK5

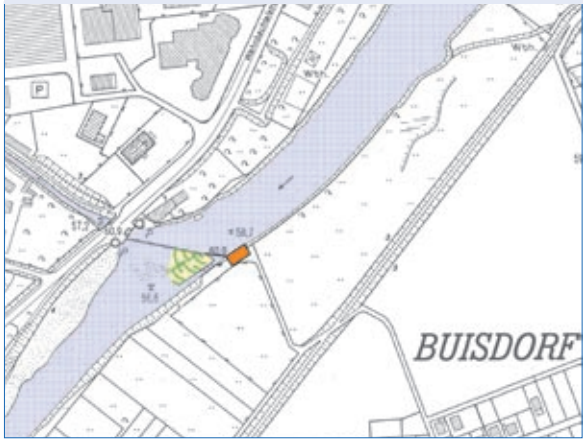
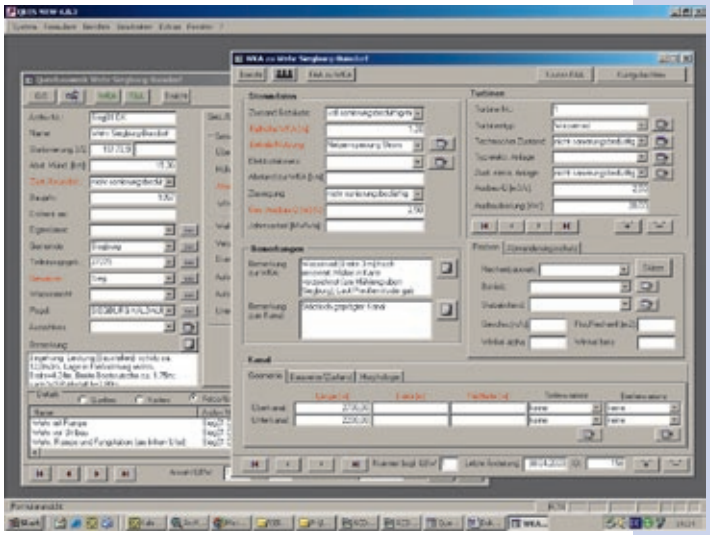
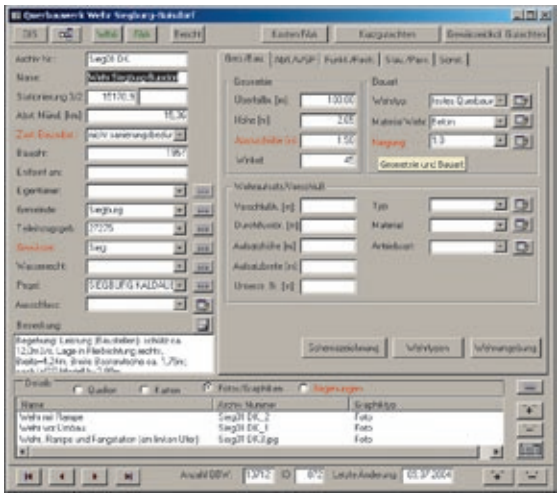


Abb. 5.8: Wehr Buisdorf, Sieg, mit Rampe, Luftaufnahme



Abb. 5.7: Ausschnitt aus dem Datenformular in QuIS zum Wehr Buisdorf





Die wichtigsten Datenfelder im Querbauwerke-Informationssystem

Daten zum Standort

- Gewässerbezeichnung
- Abstand zur Mündung
- Gemeinde
- Teileinzugsgebiet mit Nummer, Größe
- Nächster Pegel mit Abflüssen
- Einzugsgebietsgröße am Standort
- Abflüsse am Standort (MQ, MNQ, NQ, Q_{30}, Q_{330}).

Der Abfluss eines Standortes wird im System automatisch ermittelt, soweit Abflussdaten nahegelegener Pegel vorhanden sind.

Daten zum Querbauwerk

- Eigentümer
- Baujahr
- Zustand des Bauwerks
- Überfallbreite
- Höhe
- Absturzhöhe
- Winkel im Gewässer
- Neigung des Absturzes
- Bauart des Querbauwerkes (fest oder beweglich)
- Material
- Art des Verschlusses (falls vorhanden)
- Verschlusshöhe
- Verschlussbreite
- Verschlussmaterial
- Aufsatzhöhe
- Aufsatzbreite
- Antriebsart Verschluss bzw. Aufsatz
- Funktion (Talsperre, Sohlenschwelle, Teiche, Wasserentnahme, WKA...)
- Staulänge
- Länge der Ausleitung
- Mindestabfluss
- Zustand und Betrieb vom Einlassbauwerk
- Angaben zu Fischschutzeinrichtungen bei Entnahme

Daten zu eventuell vorhandenen Wasserkraftanlagen

(mehrere WKA an einem Querbauwerk möglich)

- Fallhöhe an der WKA
- Ausbaudurchfluss
- Ausbauleistung
- Nutzung
- Zustand der Gebäude
- Zustand der Zuwegung
- Vorhandenes Elektrizitätsnetz
- Turbinentyp (mehrere Turbinen an einer WKA möglich)
- Betriebszustand Turbine
- Typ und Zustand der elektrischen Anlage
- Angaben zu Rechen und Bypass an der WKA (Fischschutz und Fischabstieg)
- Angaben zum Ausleitungskanal ober- und unterhalb der WKA (Länge, Fließtiefe, Breite, Bauart, baulicher Zustand)

Daten zu eventuell vorhandenen Fischaufstiegsanlagen

(Angabe zu FAA am Querbauwerk oder WKA möglich)

- Bauart
- Länge
- Breite
- Gefälle
- Angaben zum Abfluss
- Angaben zu Bauelementen (Stufenanzahl, Beckengröße, Wassertiefe)
- Baulicher Zustand
- Funktionsfähigkeit mit Begründung
- Auffindbarkeit mit Begründung

Für die spätere Bewertung der Standorte wurden weitere Themen bezogene Karten erarbeitet bzw. in das GIS übernommen:

- Fließgewässerzonierung der NRW-Gewässer ≥ 20 km^2 (vgl. Kap. 2)
- Fischartenkataster
- Wanderfischgewässer
- Gebiete zum Schutze der Natur
- Biotope mit Bezug zum Gewässer
- FFH-Gebiete
- Fließgewässerlandschaften
- Konzepte zur naturnahen Entwicklung

5.3 Anwendung des Querbauwerke-Informationssystems

QuIS ist die zentrale Datenbank für Querbauwerke in NRW. In ihr wurden die entsprechenden Informationen aus allen einschlägigen Untersuchungen (z.B. GSGK) zusammengefasst, so dass ein landesweites Instrument mit einheitlichen Kriterien und Datenfeldern zur Verfügung steht.

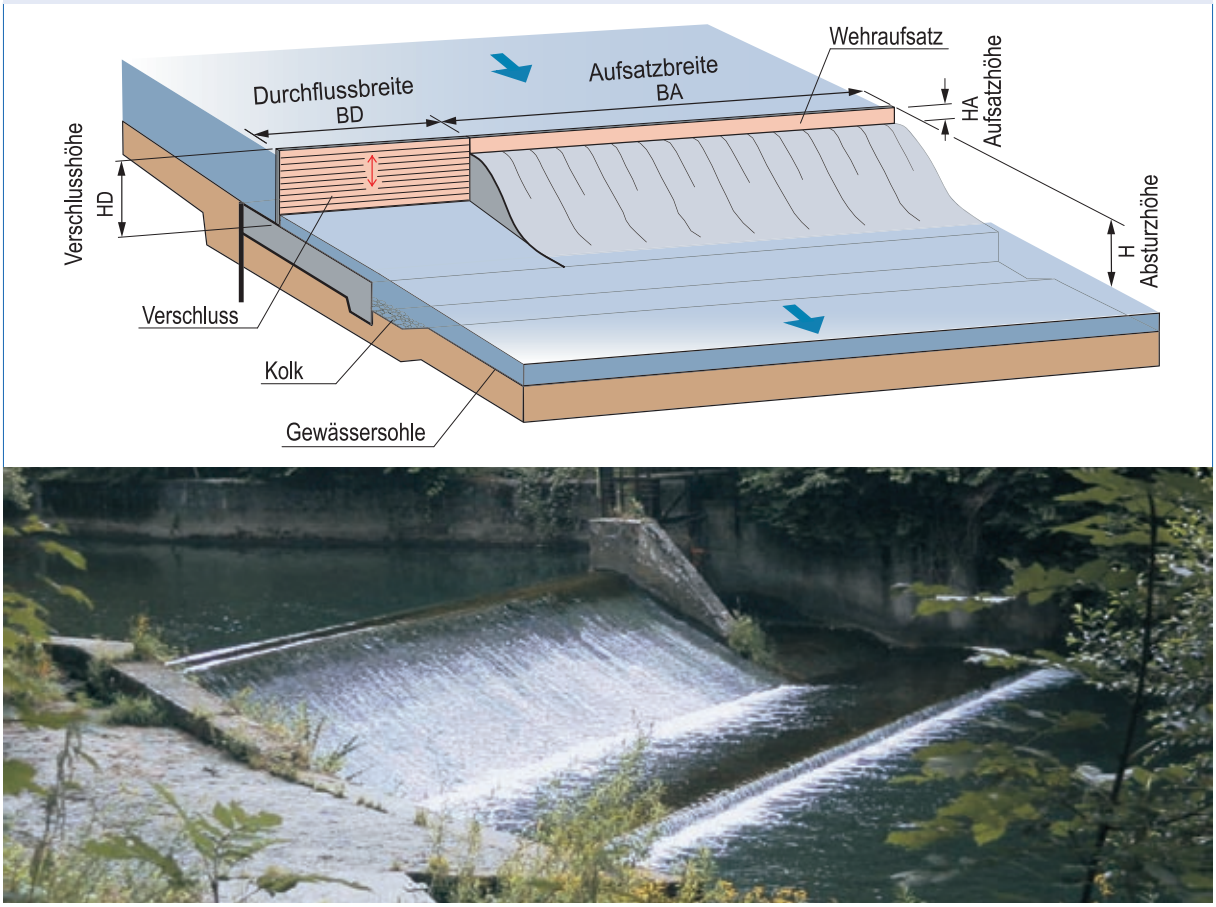
QuIS ist die Basis für die gewässerökologische und energetische Bewertung der Querbauwerke in NRW und stellt ein Werkzeug zur Umsetzung der EG-WRRL dar. Es kann für die Erstellung von themenbezogenen Berichten, die Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen sowie für die Erarbeitung von Strategien und Planungen im Zusammenhang mit der gewässerökologisch orientierten Sanierung der Gewässer und der eventuellen energetischen Nutzung eingesetzt werden.

Um alle die Durchgängigkeit der Fließgewässer beeinflussenden Bauwerke vollständig zu erfassen, kann das System erweitert werden z.B. durch Aufnahme von:

- Verrohrungen
- Durchlässen
- Sohlenpflasterungen.

Um das System auf längere Sicht anwendbar und für aktuelle Fragestellungen, z.B. im Zusammenhang mit der EG-WRRL, nutzbar zu erhalten, ist die Pflege und die ständige Aktualisierung der Daten durch die örtlichen/regionalen Behörden und Verbände unumgänglich. Dazu wurde das Querbauwerke-Informationssystem in einem weiteren Projektabschnitt den Behörden etc. über das Internet verfügbar gemacht.

Abb. 5.9: Geometrische Daten eines Querbauwerks



6 Ergebnisse der Ermittlung von Querbauwerken in NRW

Die großräumige Erfassung der Querbauwerke in NRW begann mit der Gewässerstrukturgütekartierung (GSGK), die teilweise durch eine detailliertere Datenaufnahme zur Wasserkraftnutzung (WKN) ergänzt wurde. Wie bereits ausgeführt, dienten diese Daten als eine der Grundlagen zum Aufbau des QuIS. Zu vielen Standorten von Querwerken mit sehr kleinen Absturzhöhen konnten alleine wegen ihrer großen Zahl keine weiteren Ermittlungen oder gar Besichtigungen durchgeführt werden. Daher sind im QuIS keine vollständigen Daten hinsichtlich aller relevanten Parameter zu diesen Querbauwerken enthalten.

Zum Zeitpunkt der Erarbeitung des vorliegenden Handbuchs ist die weitergehende Bearbeitung des rechtsrheinischen Berglandes mit der Ermittlung der Querbauwerke aus der Vielzahl der beschrieben Quellen und den Besichtigungen abgeschlossen. In das Querbauwerke-Informationssystem (QuIS) wurden bis August 2004 12.627 Standorte von Querbauwerken aufgenommen (vgl. Tab. 6.1). Die Veröffentlichung der detaillierten Daten und Karten ist in einer getrennten Publikation vorgesehen.

6.1 GSGK- und WKN-Daten

Bis April 2002 ist die Gewässerstrukturgütekartierung an ca. 8.500 km der kleinen (gemäß LUA 1998) und 1.350 km der 15 großen (gemäß LUA 2001a) Fließgewässer in NRW (Agger, Ems, Erft, Glenne, Lippe, Möhne, Rhein, Ruhr, Rur, Sieg, Stever, Werse, Weser, Wupper, Wurm) durchgeführt worden. Dabei wurden an den kleinen Gewässern ca. 14.600 100 m-Abschnitte ermittelt, in denen Querbauwerke vorhanden sind, d.h. es existiert in NRW mehr als ein Querbauwerk pro 1 km Gewässerlänge.

Querbauwerke, die zum gleichen Bauwerkstyp gehören (z.B. „Kleiner Absturz“), wurden in einem 100 m-Abschnitt nur einmal erfasst, auch wenn dieser Typ in diesem Abschnitt mehrfach vorkommt, so dass die Gesamtzahl der Querbauwerke größer sein kann als die Anzahl der 100 m-Abschnitte.

Alle Querbauwerke aus der GSGK außer Grundschwellen wurden in das Informationssystem als Standort aufgenommen, bzw. einem vorhandenen zugeordnet, mit dem Ziel ein einziges Informationssystem für alle Querbauwerke in NRW zu erhalten. Grundschwellen wurden nicht bearbeitet, da sie laut GSG-Kartieranleitung als passierbar gelten. Tab. 6.2 zeigt, wie sich aus der GSGK Standorte auf die Bauwerkstypen verteilen. Im rechtsrheinischen Bergland liegen etwa 40 % der Querbauwerke.

Die Angaben zu den Querbauwerken aus der GSGK beinhalten als Lageangabe den 100 m-Abschnitt in der Gewässer-Stationierungskarte (2. Auflage). Die genaue Höhe oder Neigung der Querbauwerke, die für eine gewässerökologische Bewertung notwendig sind, wurden in der GSGK nicht ermittelt (vgl. Tab. 6.2). Für die WKN-Kartierung, die für eine Teilmenge der GSG-Gewässerabschnitte durchgeführt wurde, konnte eine genauere Aufschlüsselung der Absturzhöhen vorgenommen werden. Insgesamt wurden an Gewässern mit einem Einzugsgebiet ≥ 10 km² zu 5.572 Standorten WKN-Daten in Quis eingearbeitet. Auf das rechtsrheinische Bergland entfallen davon 2.208.

Tab. 6.1: Stand der Ermittlungen August 2004

Zahl der Querbauwerke in QuIS		
Rechtsrheinisches Bergland	**Linksrheinisches Bergland, Flachland, Weser- und Emsgebiet**	**Gesamt NRW**
5.142	7.485	12.627

Tab. 6.2: Bauwerkstypen der GSGK und Anzahl der 100 m-Abschnitte, die solche Bauwerkstypen enthalten, nur kleine Gewässer laut Kartieranleitung (LUA, 1998, 2001a), Stand August 2004. Alle Querbauwerke außer Grundschwellen sind im Informationssystem enthalten.

Bezeichnung des Querbauwerkstyps nach GSGK	**Anzahl der 100 m-Abschnitte mit mindestens einem Bauwerk diesen Typs**	
	NRW gesamt	Rechtsrheinisches Bergland
sehr hoher Absturz >1 m, Neigung 1:0	734	259
hoher Absturz 0,3 - 1 m, Neigung 1:0	1.857	690
kleiner Absturz 0,1 - 0,3 m, Neigung 1:0	3.479	1.516
Querbauwerk mit tief liegendem Ablauf z. B. Schütz	250	35
Absturz mit Teilrampe	118	64
Absturz mit Fischtreppe/-pass	106	29
Absturz/ glatte Gleite/ Rampe mit Umlauf	173	66
glatte Gleite 1:10 bis 1:30	392	138
glatte Rampe 1:3 bis 1:10	367	165
raue Gleite/Rampe 1:10-1:30/1:3-1:10	3.761	1.535
Grundschwelle	3.384	1.451

Tab. 6.3: WKN-Querbauwerke mit Absturzhöhen, rechtsrheinisches Bergland, alle Einzugsgebietsgrößen

Absturzhöhe Δh	**0 < Δh < 0,2 m**	**0,2 ≤ Δh < 0,5 m**	**0,5m ≤ Δh < 1 m**	**Δh ≥ 1 m**	**ohne Angabe**	**gesamt**
Anzahl WKN-Querbauwerke	50	812	492	663	191	**2.208**

6.2 Querbauwerke, Wasserkraftanlagen und Fischaufstiegsanlagen im rechtsrheinischen Bergland

Als Beispiel für das gesamte Gebiet von NRW werden nachfolgend die Querbauwerke im rechtsrheinischen Bergland (Einzugsgebiete Ruhr, Wupper, Sieg und benachbarte Rheinzuflüsse) dargestellt.

Abb. 6.1 zeigt die Lage der Standorte im rechtsrheinischen Untersuchungsgebiet. Tab. 6.4 und 6.5 geben einen Überblick über die Anzahl von Querbauwerken, Wasserkraftanlagen (WKA) und Fischaufstiegsanlagen (FAA) in diesem Gebiet. In Abb. 6.2 sind die Standorte der in Betrieb befindlichen Wasserkraftanlagen dargestellt.

Querbauwerke und Wasserkraftanlagen beeinflussen die Gewässerökologie, indem sie Lebensräume in Stau- und Ausleitungsstrecken im Vergleich zum Leitbild bzw. zu ihrer typischen Ausbildung entsprechend der Fließgewässerzonierung stark verändern. Darüber hinaus unterteilen sie das Gewässer in einzelne Abschnitte mit negativen Folgen für deren lineare und laterale Vernetzung, deren ökologische Bedeutung in Kap. 2.8 beschrieben wurde.

Tab. 6.4: Anzahl der Querbauwerke, Wasserkraftanlagen und Fischaufstiegsanlagen (FAA) im QuIS für das rechtsrheinische Bergland von NRW, inklusive der Gewässer AE < 20 km²

Einzugsgebiet AE	Anzahl der Querbauwerke	Anzahl der WKA (in Betrieb)	Anzahl der FAA*
AE > 0	5.142	176	138
AE ≥ 20 km²	2.322	159	109, davon 8 an WKA
AE ≥ 20 km² und Absturzhöhe ≥ 0,20 m	1.323	159	109, davon 8 an WKA

*alle vorhandenen FAA, ohne Berücksichtigung der Funktionsfähigkeit.

Tab. 6.5: Querbauwerke im QuIS mit Absturzhöhen im rechtsrheinischen Bergland AE ≥ 20 km²

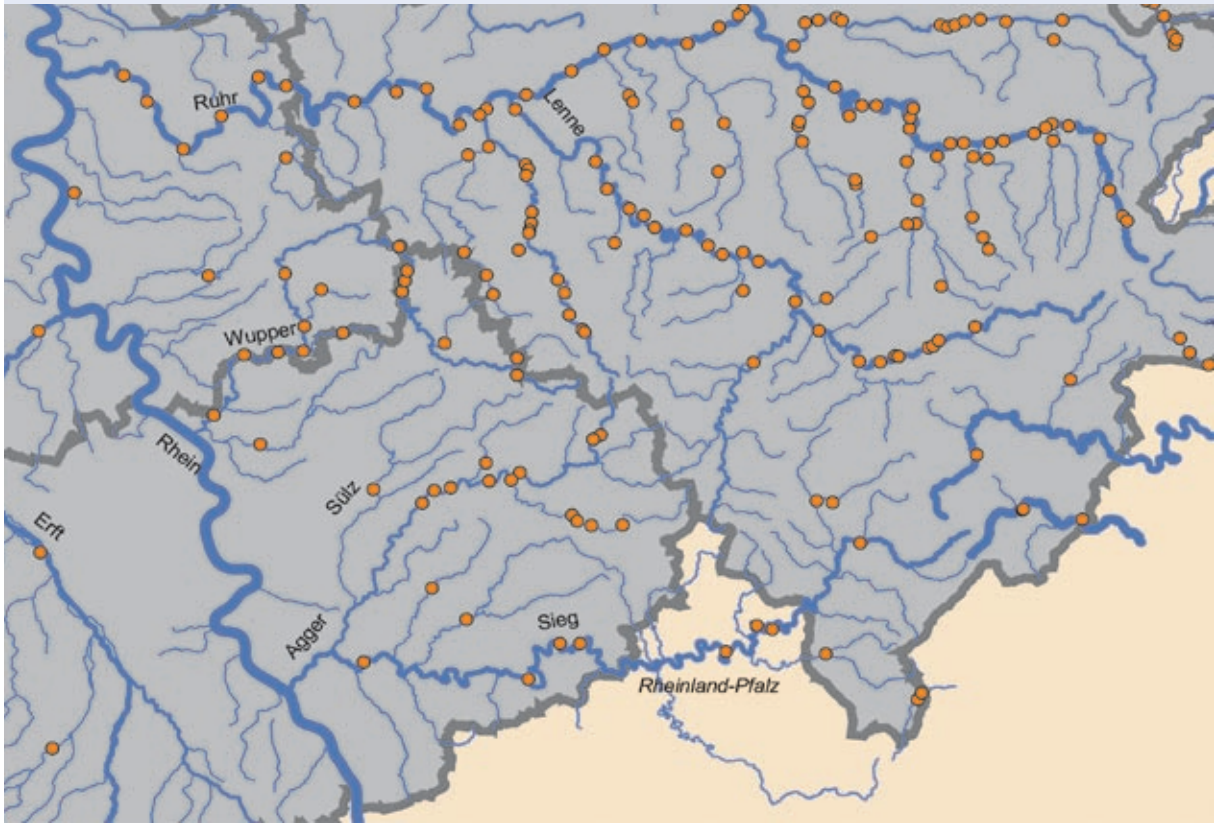
Absturzhöhe Δh	0 < Δh < 0,2 m	0,2 ≤ Δh < 0,5 m	0,5m ≤ Δh < 1 m	Δh ≥ 1 m	ohne Angabe	gesamt
Anzahl Querbauwerke	266	495	366	462	733*	**2.322**

*vorwiegend Standorte aus GSGK und Pegel.

Abb. 6.1: Standorte von Querbauwerken im rechtsrheinischen Bergland (Stand Oktober 2004).



Abb. 6.2: Wasserkraftanlagen im rechtsrheinischen Bergland, die in Betrieb sind (Stand Oktober 2004).



7 Der Einfluss von Querbauwerken und Wasserkraftanlagen auf die Gewässerökologie

7.1 Stromaufwärts gerichtete Wanderungen

Querbauwerke be- oder verhindern die stromaufwärts gerichtete Wanderung von Fischen und aquatischen Wirbellosen, wenn die durch sie bedingten hydraulischen Verhältnisse und die Gestaltung des Gewässerbetts die physiologischen Fähigkeiten der aufwanderwilligen Organismen überschreiten. Insbesondere folgende Parameter sind für die Passierbarkeit von Querbauwerken entscheidend:

- Fische müssen entsprechend ihrem normalen Verhalten in der fließenden Welle wandern können.
- Die maximale Fließgeschwindigkeit an jedem Gefällesprung und die Energie, die zur Überwindung eines Wanderhindernisses insgesamt erforderlich ist, darf artspezifische Grenzwerte nicht überschreiten (vgl. Tab. 10.2 und 10.3).
- Wirbellose benötigen eine ausreichend strukturierte, durchgehende raue Sohle.

Ein Querbauwerk kann bereits bei sehr geringen Absturzhöhen (ca. 0,1 bis 0,2 m bei MQ) und glatten Sohlenabschnitten als Wanderhindernis wirken.

Die Aufwanderung wird auch beeinträchtigt, wenn eventuell bestehende Wanderkorridore nicht oder nur

Abb. 7.1: Aufstiegswillige Fische in der Reuse der Fang- und Kontrollstation Buisdorf, Sieg



Abb. 7.2: Hengsteysee mit der Pumpspeicherkraftwerk Koepchenwerk



mit erheblichem Zeit- bzw. Energieverlust aufgefunden werden können. Die Auffindbarkeit von Wanderkorridoren kann durch konkurrierende Strömungen (z.B. durch Gewässerverzweigungen wie die Mündung des Unterwasserkanals einer Wasserkraftanlage) oder durch kleinräumige Sackgassenwirkungen in Folge falsch platzierter Einstiege in Fischaufstiegsanlagen verursacht werden. Gewässerabschnitte, die im Vergleich zu unbeeinflussten Strecken und gemessen an den physiologischen Anforderungen der jeweiligen Fischfauna eine zu geringe Fließtiefe und zu niedrige Fließgeschwindigkeiten aufweisen, sind nicht oder nur unzureichend durchwanderbar. Das gilt in typischer Weise für Ausleitungsstrecken von Wasserkraftanlagen, wenn sie über lange Zeiträume einen zu niedrigen Abfluss aufweisen.

In besonderem Maße von Einschränkungen der Aufstiegsmöglichkeiten betroffen sind die anadromen Arten, da bereits ein einziges stromaufwärts unpassierbares Querbauwerk zum Erlöschen der Populationen führen kann. Hieraus ergibt sich die besondere Gefährdungssituation der Wanderfischarten in Nordrhein-Westfalen (MUNLV 2001b). Für das Ruhrsystem beispielsweise ist detailliert dokumentiert, wie die Wanderfisch- und insbesondere die Lachsbestände infolge der zunehmenden Einschränkungen der Durchwanderbarkeit immer mehr zurückgingen und schließlich um 1900 definitiv ausstarben (WITTMACK 1876, BORNE 1882, LANDOIS et al. 1892). In den nordrhein-westfälischen Weserzuflüssen ist der Lachs bereits Mitte des 19. Jahrhunderts ausgestorben. Auch hier war die Ursache eindeutig die Unterbrechung der Wanderwege, wie dies z.B. von HÄPKE (1878) überliefert ist: „In den meisten Zuflüssen der Weser von Minden bis Hameln werden die Lachse durch Mühlenanlagen am Aufsteigen gehindert, so in der Werre und Bega, im Kallenbach und in der Exter“.

Auch der Aal ist von unpassierbaren Wanderhindernissen in erheblichem Umfang betroffen, weil diese zum vollständigen Verlust der oberhalb gelegenen Nahrungshabitate führen.

Die Auswirkungen stromaufwärts unpassierbarer Querbauwerke für potamodrome Arten wurden beispielhaft für die Zuflüsse der hessischen Lahn nachgewiesen (SCHWEVERS & ADAM 1997a). Dort haben selbst anspruchslose Arten wie Plötze, Hasel, Döbel und Gründling infolge der chronischen Abwasserbelastung vergangener Jahrzehnte beträchtliche Teile ihres ursprünglichen Siedlungsgebietes eingebüßt. Eine stromaufwärts gerichtete Wiederbesiedelung dieser Bereiche aber kann aufgrund einer hohen Anzahl unpassierbarer Querbauwerke nicht erfolgen, obwohl die Wasserqualität inzwischen großflächig entscheidend verbessert wurde und für diese Arten keinen besiedlungslimitierenden Faktor mehr darstellt. Infolgedessen ist ein Arealverlust dieser Arten zu verzeichnen, der 35 bis 55 % des ursprünglichen Verbreitungsgebietes umfasst. Vergleichbare Effekte sind auch für andere Arten und in anderen Gewässersystemen zu verzeichnen und drücken sich in einer flussaufwärts fortschreitenden Artenverarmung aus.

Für die wirbellosen aquatischen Organismen sind zwar umfangreiche stromaufwärts gerichtete Wanderungen dokumentiert und auch aus der Drift ergibt sich die theoretische Forderung nach der Überwindbarkeit von Querbauwerken für diese Artengruppe. Allerdings ist es bislang nicht gelungen, die Auswirkungen unpassierbarer Querbauwerke auf die Besiedlung der oberhalb gelegenen Gewässerstrecken oder den Effekt der Wiederherstellung der Durchwanderbarkeit zu quantifizieren.

Abb. 7.3: Ausleitungsstrecke in der Lenne



Abb. 7.4: Ausleitungsstrecke in der Ruhr (Arnsberg)



7.2 Stromabwärts gerichtete Wanderungen

Die stromabwärts gerichtete Wanderung aquatischer Organismen wird durch Querbauwerke und Wasserkraftanlagen nicht vollständig unterbunden und ist im Gegensatz zur Aufwanderung also grundsätzlich auch ohne die Installation spezieller Fischwege möglich. Somit stellt sich vor allem die Frage, ob bzw. in welchem Umfang hierbei abwandernde Exemplare geschädigt oder getötet werden.

Die Gefährdung der aquatischen Fauna hängt vor allem von der Wahrscheinlichkeit ab, mit der abwandernde Exemplare in sie gefährdende Anlagenteile gelangen sowie von den Dimensionen und dem Konstruktionstyp des Querbauwerks, des ggf. betriebenen Wasserkraftwerks und seiner Turbinen.

Fische können überströmte Querbauwerke in der fließenden Welle flussabwärts passieren. Eine Verletzungsgefahr besteht – abhängig von der Fischart – bei einer Absturzhöhe über 10 m oder durch Kollision mit harten Strukturen im Unterwasser (zu geringes Wasserpolster, Störkörper im Tosbecken etc.). Bei großen Fallhöhen ist darüber hinaus mit Schädigungen in Folge von Gasübersättigung zu rechnen.

Wird der Abfluss des Gewässers zu einem wesentlichen Anteil durch ein Wasserkraftwerk geleitet, folgen abwandernde Fische dieser Hauptströmung und gelangen an deren Einlassrechen. Maßgeblich ist hierbei der Mittlere Abfluss MQ, da der aktuelle Kenntnisstand darauf hinweist, dass die Abwanderung von Fischen überwiegend bei mittleren oder gar niedrigen Abflüssen erfolgt, wobei bereits geringfügige Anstiege des Abflusses weit unter Mittelwasser starke Abwanderwellen diadromer Arten auslösen (HOLZNER 1999). Die Fischabwanderung erfolgt aber nicht bevorzugt bei Hochwasser.

Am Einlassrechen können verschiedene Beeinträchtigungen bzw. Schäden auftreten:

- In Abhängigkeit von der lichten Weite des Rechens und der Anströmgeschwindigkeit können Fische in Richtung Oberwasser entfliehen oder werden an den Rechen angepresst.
- Fische, die den Rechen passieren, können in die Wasserkraftmaschine gelangen und dort geschädigt werden.

Abb. 7.5 u. 7.6: Durch Kontakt mit der Turbine verletzte Fische



Abb. 7.7: Abwandernde Aale, die gegen den Rechen gepresst und von der Reinigungsmaschine erfasst wurden

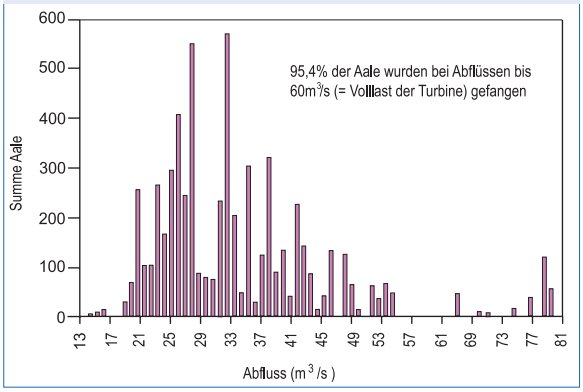


Abwanderverhalten des Aals

Abb. 7.8: Aale



Abb. 7.9: Gesamtzahl der Aalfänge im Aalfang Hann.- Münden/ Fulda 1975, 1978, 1987-1991 (ARBEITSGEMEINSCHAFT GEWÄSSERSANIERUNG 1998)



Abwanderverhalten von Lachssmolts

Abb. 7.10: Lachssmolt



Abb. 7.11: Anzahl der Lachsfänge im Jahre 2002 am Wehr Unkelmühle (Sieg) (STAAS & NEMITZ 2003)

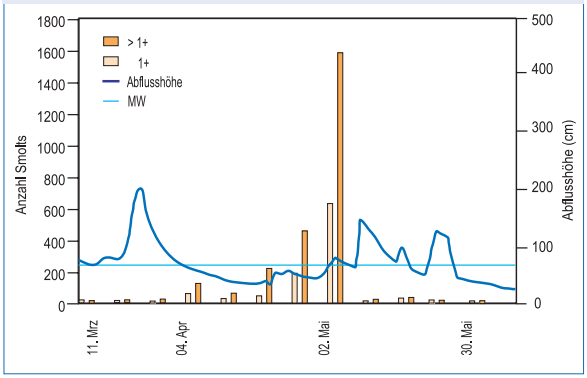
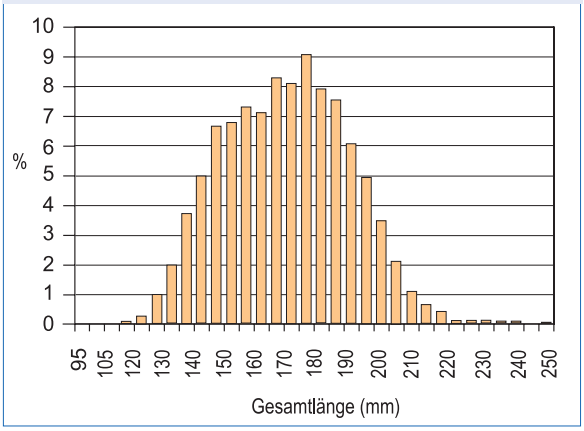


Abb. 7.12: Meerforellen-Smolt



Abb. 7.13: Länge der abwandernden Lachssmolts in den Jahren 2000 bis 2002 am Wehr Unkelmühle (Sieg), n=4.833 (STAAS & NEMITZ 2003)



Eine ungefährdete Abwanderung der Fische an Wassernutzungsanlagen ist nur möglich, wenn sie weder am Rechen geschädigt werden noch ihn passieren, sondern einen geeigneten Bypass zum Unterwasser finden können.

Das Ausmaß der Schädigung bzw. der Mortalität ist u.a. abhängig von der Anordnung und dem Ausbaugrad des jeweiligen Wasserkraftwerks, dem Rechen- und Turbinentyp, dem aktuellen Betriebsmodus sowie der Art und Größe der betroffenen Arten.

Eine weitere Erhöhung der Mortalitätsrisiken für abwandernde Fische ist der Prädationsdruck im Unterwasser von Wasserkraftwerken: Nach der Turbinenpassage sind auch unverletzte Fische desorientiert und damit leichte Beute für Fressfeinde aller Art, d.h. sowohl für Raubfische als auch für fischfressende Vögel.

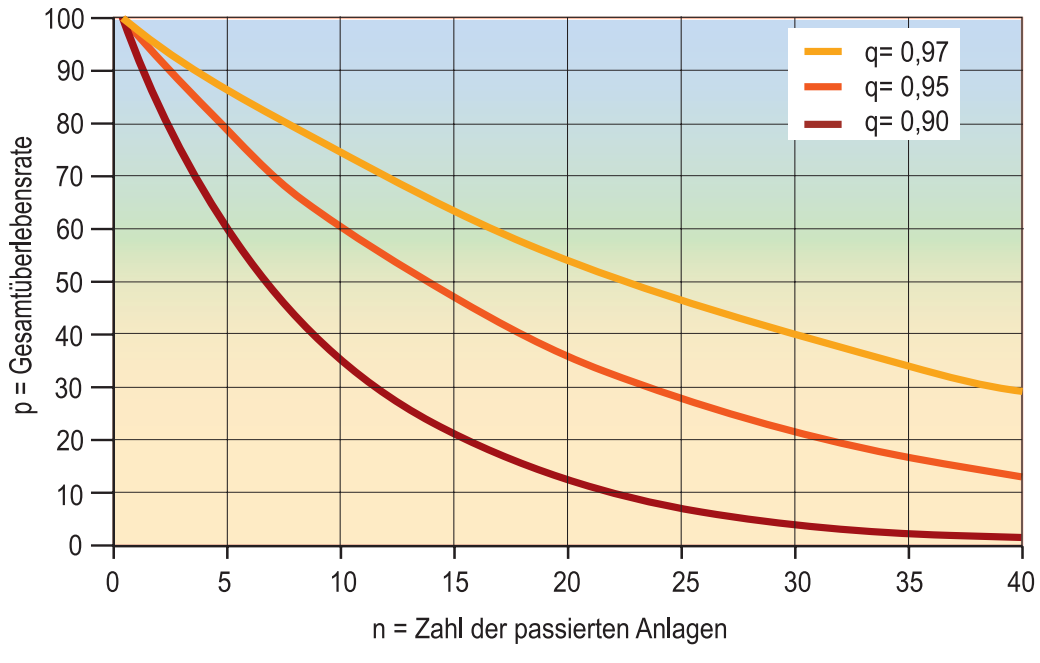
Auch in den Staubereichen ist durch die veränderte Artenzusammensetzung mit einem erhöhten Prädationsdruck zu rechnen.

Gesamtüberlebensrate in vielfach gestauten Gewässern

Die Schadensraten bei abwandernden Fischen kumulieren sich in vielfach gestauten Gewässern mit Wasserkraftnutzung, da sich die Überlebensraten von über die gesamte Staukette abwandernden Fischen multiplizieren. Dies kann beispielhaft verdeutlicht werden, wenn man gleiche Überlebensraten q an jeder von n Staustufen annimmt. Dann ergibt sich die Gesamtüberlebensrate p aus der Beziehung:

$p = q^n$ (Abb. 7.14).

Abb. 7.14: Gesamtüberlebensrate p abwandernder Fische in vielfach gestauten Gewässern



7.3 Auswirkungen des Aufstaus auf die Lebensgemeinschaften in und an Fließgewässern

In Stauräumen wird das Fließgewässer in Bezug auf eine Vielzahl von Parametern verändert. Das Ausmaß dieser Veränderungen ist abhängig von der Größe und der Betriebsweise des Querbauwerks sowie vom jeweiligen Gewässertyp bzw. der Fließgewässerregion.

7.3.1 Hydromorphologische Veränderungen

- Die Querschnittsvergrößerung im Stauraum bewirkt eine Reduktion der Fließgeschwindigkeit und damit eine Abnahme der Transportkraft der fließenden Welle. Infolge dessen findet eine sukzessive Ablagerung von feinerem Geschiebe, Sand und Schlamm statt. Auf diese Weise wird das kleinräumige Mosaik unterschiedlicher Substrate und die daraus resultierende Vielgestaltigkeit der Mikro- und Mesohabitate an der Gewässersohle uniformiert.
- Der geänderte Geschiebehaushalt kann zu Veränderungen des Gewässerbettes im Unterwasser von Staustufen (z.B. Eintiefungen) führen.
- Bei geschiebereichen Flüssen sind regelmäßige Stauraumspülungen notwendig, um die Verlandung des Stauraumes zu verhindern.

Abb. 7.15: Wehr in der Ruhr bei abgesenktem Stau mit Geschiebeablagerung im Stauraum



Abb. 7.17: In kleinen Stauräumen tritt eine nicht vollständige Verlandung ein, die teilweise durch Hochwasser gespült wird. Im Bild ist die Verlandung vor dem Wehr bei abgesenkten Stau sichtbar.



Abb. 7.16: Sandablagerungen im Stauraum vor einem Turbinenrechen (sichtbar nach Absenken des Staus)



- Große Stauräume haben eine regulierende Funktion auf den Abfluss im unterhalb liegenden Gewässerabschnitt. Die reduzierte Abflussdynamik kann – auch im Zusammenhang mit dem geringeren Sedimenttransport – zur Überformung des Gewässers beitragen.

7.3.2 Chemisch-physikalische Veränderungen

- In großen Stauräumen erhöht sich die Temperatur oberflächennaher Wasserschichten. Rhithrale Arten, die an niedrige Wassertemperaturen gebunden sind, verlieren ihren Lebensraum.
- In eutrophen Gewässern können in Staubereichen starke pH-Wert-Schwankungen in Abhängigkeit von der Phytoplanktonbildung auftreten.
- Sowohl die Erwärmung des Wasserkörpers als auch die steigenden pH-Werte im Staubereich entfalten eine erhebliche Fernwirkung bezüglich der unterhalb gelegenen Fließstrecken, in denen sich die physikalisch-chemischen Wasserparameter erst allmählich wieder normalisieren.
- Auch im Falle von Talsperren, bei denen der Abfluss aus dem kalten Tiefenwasser erfolgt, wird das Temperaturregime der unterhalb gelegenen Fließstrecke nachhaltig verändert. Bei eutrophierten Gewässern bewirkt die Abgabe sauerstoffarmen, hypolimnischen Wassers darüber hinaus Sauerstoffdefizite in den unterhalb des Stauraumes gelegenen Gewässerabschnitten.
- Die durch Aufstau bewirkte Reduktion des Turbulenzgrades verringert den Gasaustausch zwischen Atmosphäre und Wasserkörper. Infolge dessen sinkt in Stauhaltungen mit dem Sauerstoffgehalt auch die Selbstreinigungskraft. In Kombination mit der Sauerstoffzehrung durch den Abbau sedimentierter Schlämme können in belasteten Gewässern akute Sauerstoffmangelsituationen auftreten, im Extremfall ist der Stauraum nicht mehr besiedelbar, es ereignen sich akute oder schleichendes Fischsterben.
- Auch die Mobilisierung sauerstoffzehrender Schlämme bei Hochwasser kann vor allem in stark belasteten Gewässern akute Sauerstoffdefizite bewirken, die im Extremfall ein Absterben der aquatischen Fauna verursachen.

Abb. 7.18: Stau im Flachland



Abb. 7.19: Phytoplanktonbildung in einem Stauraum des Flachlandes



Abb. 7.20: Am Grundablass von Talsperren (links) wird kaltes Tiefenwasser entnommen (Bevertalsperre)



7.3.3 Auswirkungen des Aufstaus auf die aquatische Fauna und Flora

Die beschriebene Reduktion der Fließgeschwindigkeit und der Dynamik des Gewässers und der dadurch bedingten reduzierten Umlagerung des Substrates sowie die Überlagerung mit Feinsedimenten, ergeben erhebliche Veränderungen des aquatischen Lebensraums:

- Die Lebensräume wirbelloser Organismen und bodenorientierter Fischarten sowie die Reproduktionsareale kieslaichender Fischarten werden beeinträchtigt oder gehen verloren.
- Rheophile Fische, deren Ausrichtung in der Strömung durch Fließgeschwindigkeiten von mindestens 0,2 m/s ausgelöst wird, meiden schwach durchströmte Stauräume.
- Durch ausgedehnte Stauräume mit Feinsedimentablagerungen und ggf. sogar Sauerstoffdefiziten im sohlennahen Bereich werden Gegenstromwanderungen von Wirbellosen massiv behindert.
- Als Folge gehen Artenvielfalt und Besiedlungsdichte zurück und die Besiedlung entspricht nicht mehr der jeweiligen Fließgewässerregion.
- Je nach Umfang der Überformung werden auch die Lebensräume der unterhalb gelegenen Gewässerabschnitte verändert.

Auch die Wasserpflanzengesellschaft der submersen, emersen und amphibischen Lebensräume in und entlang von Stauräumen zeigt gegenüber ungestauten Fließgewässern charakteristische Veränderung. Einerseits wird durch die geringe Strömung und die Ablagerung von Feinsubstraten die Ansiedlung von

Abb. 7.21: Unterschiedliche Artenzusammensetzung in freifließenden und aufgestauten Gewässerstrecken

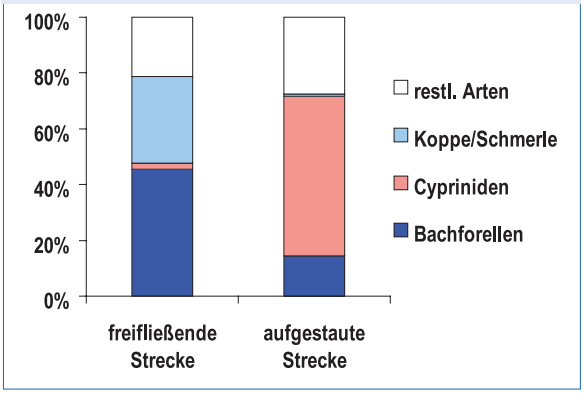


Abb. 7.22: Vorkommen von Bachforellen-Brütlingen in freifließenden und aufgestauten Gewässerstrecken

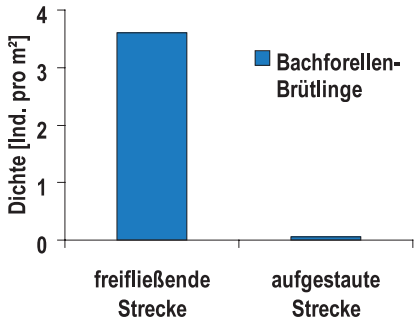


Abb. 7.23: Das Eis macht die Reduzierung der Fließgeschwindigkeit im Stauraum sichtbar



Abb. 7.24: Fehlende Strömungsvarianz in Staustrecken



Wasserpflanzen gefördert, doch sind andererseits die Standortbedingungen zumeist sehr instabil, da die Pflanzen den während Hochwässern auftretenden Fließgeschwindigkeiten nichts entgegensetzen können und aus dem Untergrund herausgerissen und verdriftet werden. Zudem verringert sich mit zunehmender Wassertiefe der Lichteinfall auf den Gewässerboden. Dies reduziert den Grundaufwuchs, der vor allem aus niederen Pflanzen, wie beispielweise fädigen Algen besteht. Diese sind eine in der Nahrungskette wichtige Nahrungsbasis für wirbellose Organismen, aber auch z.B. für die auf die Beweidung dieser Flora spezialisierte Fischart Nase (Chondrostoma nasus).

7.3.4 Beispiel: Die Auswirkungen des Aufstaus auf Fischartengemeinschaften der Barbenregion

Die Fischartengemeinschaft der Barbenregion nordrhein-westfälischer Fließgewässer setzt sich natürlicherweise aus ca. 30 Arten zusammen, die unterschiedliche Ansprüche an die Strömungsverhältnisse ihres Lebensraumes stellen. Hierbei unterscheidet man folgende gewässerökologischen Gilden:

- Rheophile Arten (z.B. Barbe, Nase, Hasel) sind an Fließstrecken mit hoher Strömungsgeschwindigkeit und hochturbulenter Strömungscharakteristik gebunden und können folglich nur solche Gewässerabschnitte besiedeln, in denen sie derartige Verhältnisse vorfinden.
- Indifferente Arten (z.B. Plötze, Barsch, Aal, Hecht), die keine Bindung an spezielle Strömungsverhältnisse erkennen lassen, besiedeln gleichermaßen fließende wie stehende Gewässer.
- Oligorheophile Arten (z.B. Gründling und Rapfen) vermitteln zwischen diesen beiden gewässerökologischen Gilden. Sie zeigen zwar eine deutliche Präferenz für strömungsgeprägte Lebensräume, sind aber weniger streng daran gebunden.
- Limnophile Arten (z.B. Rotfeder, Schleie, Karausche, Karpfen) schließlich meiden die Strömung. Ihren Lebensraum bilden stehende Gewässer in der Aue, die permanent oder temporär mit dem Fließgewässer in Verbindung stehen. Das Fließgewässer nutzen diese Arten weniger als Lebensraum, sondern primär als Wanderweg.

Die generelle Strömungspräferenz ist nicht zwangsläufig identisch mit den Anforderungen einer Art an die Strömungsverhältnisse am Laichplatz. So nutzen z.B. die indifferenten Arten Hasel und Rapfen auch Bereiche mit reduzierter Fließgeschwindigkeit als Nahrungsbiotop, zur Fortpflanzung aber sind sie an strömungsgeprägte Flussabschnitte gebunden. Karpfen und Hecht, ebenfalls indifferente Arten, sind zur Fortpflanzung auf Stillwasserbereiche angewiesen. Insofern ist es erforderlich, unabhängig von der generellen Strömungspräferenz auch die Anforderungen an die Strömungsverhältnisse am Laichplatz zu betrachten:

- **Rheopare Arten** (z.B. Barbe, Flussneunauge, Meernaunauge, Maifisch, Nase), typischerweise Kieslaicher, können sich nur dann fortpflanzen, wenn ihnen durchströmte Laichplätze zur Verfügung stehen.
- **Limnopare Arten** (z.B. Rotfeder, Schleie, Karausche, Karpfen) hingegen sind zur Reproduktion auf die stehenden Wasserkörper von Altarmen und Altwässern angewiesen.
- **Eurypare Arten** (z.B. Döbel, Quappe, Aland, Kaulbarsch) schließlich stellen keine spezifischen Anforderungen an ihren Laichplatz; sie können ebenso in der Strömung wie auch in Stillwasserbereichen ablaichen.

Abb. 7.25: Nase



Der künstliche Aufstau von Gewässern führt zu einer starken Veränderung der Strömungsverhältnisse. Neben einer Vielzahl indirekter Effekte lässt sich deshalb in Stauräumen vor allem eine Anpassung des Artenspektrums an die veränderten Strömungsbedingungen feststellen, indem rheopare Arten ihre Reproduktionsmöglichkeiten verlieren und rheophile Arten generell derartige Bereiche meiden. Je ausgedehnter der Stauraum und je stärker die Veränderung gegenüber den natürlichen Strömungsbedingungen, um so stärker sind diese Effekte des Aufstaus ausgeprägt. Massive Effekte treten spätestens bei einer Unterschreitung der rheoaktiven Strömung auf, bei der Fische anfangen, ihre Körperachse parallel zum Strömungsvektor auszurichten. Diese liegt je nach Art bei ca. 0,2 bis 0,3 m/s.

Abb. 7.26: Staubereich mit erheblich reduzierter Fließgeschwindigkeit



Abb. 7.27: Uferbereich der gestauten Erft an der Erprather Mühle mit weitgehend konstantem Wasserspiegel



Abb. 7.28: Typisches Fließbild der Barbenregion (Wupper)



In ausgedehnten Stauräumen innerhalb der Barbenregion nordrhein-westfälischer Gewässer sind folgende Auswirkungen des Aufstaus zu erwarten:

- Sämtliche anadromen Arten (Fluss- und Meerneunauge, Maifisch, Stör etc.) verlieren ihre Reproduktionsmöglichkeiten ebenso vollständig wie ihre Jungfischbiotope. Die Bestände dieser Arten erlöschen folglich infolge des Verlustes potentieller Reproduktionsmöglichkeiten. Auch ein Aufbau von Populationen im Rahmen von Wiederansiedlungsprogrammen ist nicht möglich.
- Ein vergleichbarer Effekt tritt bei potamodromen Arten ein, die während ihres vollständigen Lebenszyklus an strömungsgeprägte Lebensräume gebunden sind, also bei den rheophilen und rheoparen Arten wie Barbe, Äsche, Nase und Schneider.
- Andere Arten wie Döbel, Hasel und Rapfen verlieren zwar größtenteils oder vollständig ihre Reproduktionsgebiete, die älteren Entwicklungsstadien aber können die Stauräume durchaus als Nahrungsbiotop nutzen, sofern Zuwanderungsmöglichkeiten aus benachbarten, ungestauten Gewässerabschnitten bestehen.
- Arten ohne spezielle Anpassung an die Strömungsverhältnisse können zwar grundsätzlich Aufstaubereiche ebenso wie Fließstrecken besiedeln, doch werden ihre Bestände durch indirekte Effekte (z.B. Sauerstoffzehrung) reduziert.
- Insgesamt führt der Aufstau somit zu einer quantitativen Reduzierung der Besiedlungsdichte sowie zu einer starken Verarmung der Artenvielfalt, von der insbesondere anspruchsvolle, gefährdete Arten betroffen sind.

7.3.5 Auswirkungen auf die Aue

Im Staubereich wird der Wasserspiegel des Gewässers und der Grundwasserspiegel angehoben. Je nach Bau- und Betriebsweise des Wehrs wird die Dynamik der Wasserspiegelschwankungen erheblich oder völlig eingeschränkt. Dadurch werden Erosions- und Umlagerungsprozesse reduziert. Häufig fehlen Hochwasser bedingte Überflutungen der Aue, während in Niedrigwasserperioden keine trocken fallenden Bereiche wie Kies- oder Sandbänke auftreten.

Dies ist mit gravierenden Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung und die Dominanzverhältnisse der Ufer- und Auenvegetation sowie der terrestrischen Fauna verbunden.

7.4 Auswirkungen von Ausleitungen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften

Ausleitungsstrecken an Wasserkraftanlagen sind durch ein massiv verändertes Abflussregime gekennzeichnet: In den Zeiten, in denen der Abfluss im Gewässer weitgehend zur Energiegewinnung genutzt wird, verbleibt im Mutterbett lediglich der Mindestabfluss, falls dieser überhaupt festgelegt ist bzw. abgegeben wird. Da Wasserkraftanlagen häufig auf den Mittleren Abfluss ausgelegt sind, herrschen diese reduzierten Abflussverhältnisse in Abhängigkeit vom hydrologischen Charakter des Gewässers an ca. 250 bis 280 Tagen pro Jahr. Allerdings ist dies kein zusammenhängender Zeitraum, da immer wieder Abflussspitzen auftreten, bei denen die Ausleitungsstrecke stärker durchströmt wird. In jedem Fall resultiert jedoch eine erheblich größere Spreizung der Abflüsse gegenüber dem natürlichen Regime. Die Auswirkungen von Ausleitungen auf den Lebensraum im Mutterbett hängen sehr stark ab von ihrem absoluten und zeitlichen Ausmaß bzw. vom verbleibenden Mindestabfluss, von der Struktur des Mutterbettes sowie dem Fließgewässertyp und der -region.

7.4.1 Hydromorphologische Veränderungen

- Die Verringerung des Gesamtabflusses führt zu einer Reduktion der Fließgeschwindigkeit und der Schleppkraft. Es besteht eine Tendenz zur Ablagerung von Feinsedimenten in Zeiten geringer Wasserführung.
- In Abhängigkeit vom Mindestabfluss ist die Wassertiefe reduziert, wodurch auch die Strömungsdiversität verändert wird.
- Da sich die permanent benetzte Querschnittsfläche verringert, kommt es zu einer quantitativen Reduktion des Lebensraumes und zu einer Abnahme der Vielfältigkeit der Habitatausprägungen.

Abb. 7.29 u. 7.30: Äschenregion: Fließbild und Kies geprägte Sohle





7.4.2 Chemisch-physikalische Veränderungen

- Temperaturerhöhungen im Sommer und verstärkte Grundeisbildung im Winter machen ausgeleitete Gewässerstrecken zu Extremlebensräumen.
- Wenn ein Gewässer Abwasserbelastungen und / oder hohe Nährstofffrachten aufweist, treten Eutrophierungserscheinungen in Ausleitungsstrecken verstärkt auf. Tagsüber entstehen Sauerstoffübersättigungen durch pflanzliche Primärproduzenten, während der Nacht hingegen Sauerstoffdefizite. Diese Änderung der chemisch-physikalischen Verhältnisse hat eine quantitative Abnahme des Makrozoobenthos sowie eine Verringerung der Artenzahl und Diversität zur Folge.

7.4.3 Auswirkungen auf die aquatische Fauna und Flora

- Generell ist mit einer Verarmung der aquatischen Fauna und Flora zu rechnen.
- Die geringe Wassertiefe und die reduzierten Geschwindigkeiten schränken die Besiedelbarkeit von Mutterbetten durch größere Fische ein. Der Alters- und Populationsaufbau der Fischfauna wird nachhaltig gestört.
- Insbesondere rheophile Organismen sind oft nicht in der Lage, sich derartigen Veränderungen des Lebensraumes anzupassen.
- Infolge der vielfältigen Veränderungen der Lebensbedingungen im Mutterbett wird das Nährtierangebot in Ausleitungsstrecken reduziert, woraus eine Abnahme des Fischbestandes resultiert.
- Selbst bei Vorhandensein optimal konstruierter Fischwege an Ausleitungswehren ist die Durchwanderbarkeit von Mutterbetten infolge reduzierter Wassertiefen oftmals stark eingeschränkt, so dass die Fischaufstiegsanlagen ihrer Funktion nicht im erforderlichen Umfang gerecht werden.
- Hinzu kommt die Problematik der konkurrierenden Leitströmungen an der Mündung des Unterwasserkanals in das Mutterbett: Fische folgen der Hauptströmung und werden dadurch in den Zeiten mit reduziertem Abfluss im Mutterbett in den Unterwasserkanal der Wasserkraftanlage geleitet. Falls dort keine Fischaufstiegsanlage installiert ist, bedeutet dies eine Sackgassenwirkung. Daraus resultiert zumindest ein Zeit- und Energieverlust für die Durchwanderung des Wasserkraftstandortes. Die zeitliche Dauer dieser Sackgassenwirkung hängt vom Abflussverhalten des Gewässers, dem Ausbaudurchfluss der Wasserkraftanlage und dem Mindestabfluss ab. Die Auffindbarkeit einer Fischaufstiegsanlage am Ausleitungswehr kann an bis zu 280 Tagen im Jahr erheblich erschwert oder unmöglich sein.
- Aus der reduzierten Wasserspiegellage in ausgeleiteten Mutterbetten resultiert oftmals eine Unpassierbarkeit einmündender Zuflüsse. Damit wird die laterale Vernetzung zwischen Haupt- und Nebengewässer unterbunden.
- In der Aue sinkt der Grundwasserspiegel durch den niedrigen Wasserspiegel in den Ausleitungsstrecken. Weiterhin werden aufgrund der geringen Wasserführung offene vegetationsfreie Standorte permanent von krautiger Vegetation bewachsen; auf diesen Pionierstandorten besteht eine verstärkte Tendenz zur Verbuschung.

Abb. 7.31: Ausleitungsstrecke in der Ruhr ohne Mindestabfluss (Arnsberg)



8 Die gewässerökologische Bewertung von Querbauwerken im Fluss-System

Die Zielvorgaben der EG-WRRL korrespondieren mit einem an der Naturnähe bzw. einem idealtypischen Leitbild orientierten Bewertungsverfahren. Das für Fließgewässer anzustrebende Entwicklungsziel ist dabei der „gute ökologische Zustand", der in Anhang V der EG-WRRL wie folgt definiert wird:

„Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps zeigen geringe, anthropogene Verzerrungen an, weichen aber nur geringfügig von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen."

Die biologischen Qualitätskomponenten sind:

- Phytoplankton
- Makrophyten und Phytobenthos
- Benthische wirbellose Fauna
- Fischfauna.

Für die hydromorphologischen Qualitätskomponenten

- Wasserhaushalt,
- Durchgängigkeit und
- Morphologie

werden für den guten ökologischen Zustand gefordert: „Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können."

Die Beurteilung der gewässerökologischen Auswirkungen von Querbauwerken und Wassernutzungsanlagen auf Flusssysteme orientiert sich an diesem Wertmaßstab. Sie muss Auskunft darüber geben, welche Mindestanforderungen an die Gestaltung und den Betrieb von Querbauwerken und Wasserkraftanlagen zu stellen sind, damit die Erreichung eines guten ökologischen Zustandes für das Gewässer nicht verhindert wird.

Mindestforderungen des Bewertungssystemes

1. Das Gewässer muss, orientiert an den Bedingungen der jeweiligen Fließgewässerzone von der Mündung zur Quelle, durchwanderbar sein und zwar sowohl in Bezug
   - ▷ auf die Aufwanderung als auch
   - ▷ auf die Abwanderung.

2. Die für eine stabile Reproduktion der relevanten Artengruppen erforderlichen Lebensräume dürfen höchstens geringfügig beeinträchtigt sein, und zwar sowohl
   - ▷ durch Aufstau als auch
   - ▷ durch Ausleitung.

Eine Aussage darüber, welches Ausmaß an Lebensraumverlusten innerhalb eines Gewässers vor dem Hintergrund der Zielvorgabe „guter ökologischer Zustand" noch hinnehmbar ist, kann derzeit nicht exakt gemacht werden. Um dennoch eine Bewertung von Querbauwerken und Wassernutzungsanlagen vornehmen zu können, wird in dem Bewertungsverfahren ein Orientierungswert angesetzt. Der derzeitige Stand der fachlichen Diskussion über den zulässigen Lebensraumverlust in Gewässern lässt nur die Festlegung von Orientierungswerten, nicht jedoch von Grenzwerten zu.

Der nach dem Orientierungswert zulässige Lebensraumverlust gilt für zwei Ebenen:

- **Lokal:** Zwischen zwei Querbauwerken soll zur Vermeidung von Stauketten, die eine zusammenhängen-

de Überformung im Gewässer bedeuten, ein Mindestmaß an freier Fließstrecke gewährleistet sein. Dieses wird durch den Orientierungswert bestimmt.

- **Im Gewässer:** Der Anteil aller Stau- und Ausleitungsstrecken innerhalb einer Fließgewässerzone wird auf den Orientierungswert begrenzt. Dieser Anteil der veränderten Strecken beschreibt den Einfluss von Querbauwerken und Wasserkraftanlagen auf die Lebensräume von Gewässersystemen oder Einzugsgebieten summarisch.

Den unterschiedlichen natürlichen Habitatqualitäten innerhalb eines Gewässers wird dadurch Rechnung getragen, dass die Längenermittlungen und Berechnungen innerhalb eines Gewässersystems sich stets auf Fließstrecken aus der gleichen Fließgewässerzonierung beziehen. Die Beurteilung, ob ein guter ökologischer Zustand erreicht werden kann, erfolgt auf der Maßstabsebene von Gewässersystemen. Diese Bewertung kann keine detaillierte Prüfung eines Standortes, z.B. innerhalb eines Genehmigungsverfahrens vorwegnehmen oder ersetzen.

Orientierungswert für maximalen Lebensraumverlust

Als Orientierungswert wurde aus der sprachlichen Interpretation des Begriffs „geringfügig verändert“ ein maximal 25 %iger Lebensraumverlust durch Ausleitung und Aufstau innerhalb einer Fließgewässerzone eines Gewässers bzw. Einzugsgebietes festgelegt. Diese Interpretation kann bei weiter fortschreitender Entwicklung der Bewertungsverfahren nach der EG-WRRL ggf. angepasst werden.

Die Bewertung eines Standortes oder eines Fließgewässers erfolgt entsprechend den Bewertungsstufen der EG-WRRL.

Bewertungsstufen entsprechend EG-WRRL

Bewertungs-stufe	Ökologische Qualität	Bedeutung
A	Sehr guter Zustand	Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten entsprechen denen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Typ einhergehen, und zeigen keine oder nur geringfügige Verzerrungen an.
B	Guter Zustand	Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps zeigen geringe, anthropogene Verzerrungen an, weichen aber nur geringfügig von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen.
C	Mäßiger Zustand	Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten weichen mäßig von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen. Die Werte geben Hinweise auf mäßige, anthropogene Verzerrungen und weisen signifikant stärkere Störungen auf, als dies unter den Bedingungen des guten ökologischen Zustands der Fall ist.
D	Unbefriedigender Zustand	Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Oberflächengewässertyps weisen stärkere Veränderungen auf und die Biozönosen weichen erheblich von denen ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen.
E	Schlechter Zustand	Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Oberflächengewässertyps weisen erhebliche Veränderungen auf und große Teile der Biozönosen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen, fehlen.

8.1 Grundlagen des Bewertungssystems

Für das Bewertungssystem wurden die Qualitätskomponenten der EG-WRRL (Anhang V) „Fische“ und „benthische wirbellose Fauna“ als fachliche Basis ausgewählt:

- Als obligat aquatische Organismen unterliegen Fische und viele Makrozoobenthos-Organismen unmittelbar den Lebensbedingungen im aquatischen Milieu und damit den direkt auf die Fließgewässer einwirkenden anthropogenen Einflüssen.
- Anhand historischer Quellen sowie auf der Grundlage der biologischen Fließgewässerzonierung lassen sich die typische Artengemeinschaften der beiden Organismengruppen vergleichsweise zuverlässig beschreiben. Mit Fischartenkatastern wie z.B. LAFKAT der LÖBF (MUNLV 2001a) besteht ferner die Möglichkeit, einen Abgleich zwischen der potenziell natürlichen und der aktuellen Fischfauna in Nordrhein-Westfalen vorzunehmen.
- Über die stromaufwärts gerichteten Migrationen der Fischfauna liegen artspezifisch differenzierte Erkenntnisse vor. So lassen sich Aspekte zur linearen Durchgängigkeit, d.h. Kontinuität der Flüsse bzw. deren Unterbrechung durch Querbauwerke sowie die Anforderungen von Rundmäulern und Fischen an Aufstiegsanlagen sehr präzise beantworten. Ergänzung findet dies durch Erkenntnisse über die Gegenstromwanderungen aquatischer Wirbelloser, die Hinweise für die Gestaltung von Fischaufstiegsanlagen geben (ADAM 1996).
- Verschiebungen dieser Lebensgemeinschaften hinsichtlich der Zusammensetzung z.B. von Ernährungs- und/oder Strömungstypen belegen die Einflüsse von Aufstau und Ausleitung.
- Schädigungen bei der flussabwärts gerichteten Passage von Stauanlagen und Wasserkraftwerken sowie an sonstigen Wasserentnahmeeinrichtungen ohne ausreichende Schutzmaßnahmen treten bei Fischen in beträchtlichem Ausmaß auf und sind durch zahlreiche Untersuchungen dokumentiert (u.a. ATV-DVWK 2004).

Fließgewässerzonierung

Als Grundlage für das Bewertungssystem wurde die Fließgewässerzonierung (vgl. Kap. 2.6) gewählt, die das von anthropogenen Einflüssen weitgehend unbeeinträchtigte Artenspektrum definiert. (DVWK 1996).

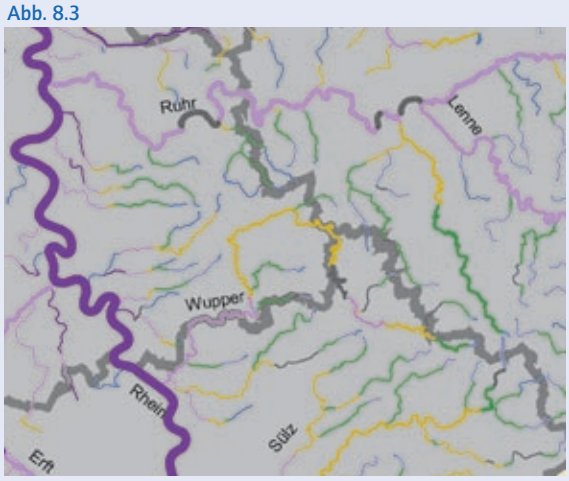
Abb. 8.1



Abb. 8.2



Abb. 8.3

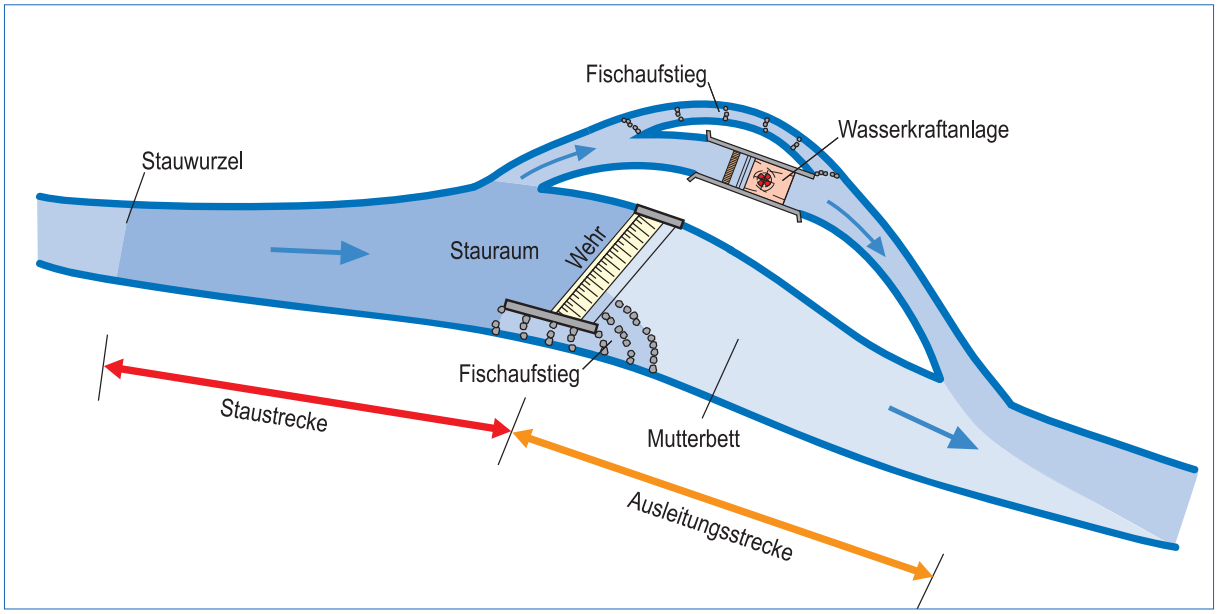


Definition des „Standortes“

Als „Standort“ wird der gesamte von einem Querbauwerk, einer Wasserkraft- oder einer sonstigen Wassernutzungsanlage beeinflusste Gewässerbereich definiert. Er reicht von der Stauwurzel bis zur Mündung eines eventuell vorhandenen Unterwasserkanals.

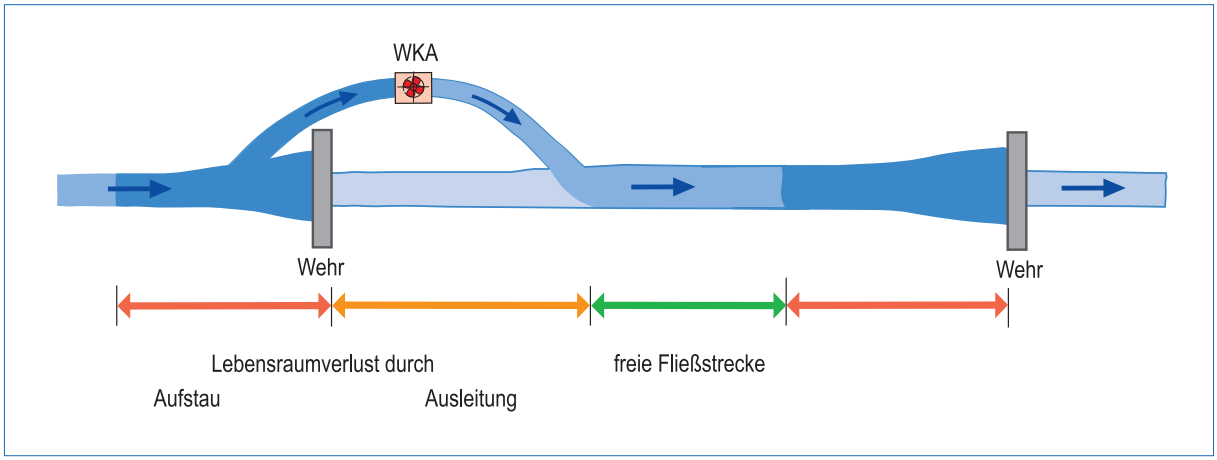
Alle Standorte werden hinsichtlich ihres Einflusses auf die lineare Durchgängigkeit sowohl für auf- als auch abwandernde Organismen bewertet. Dies schließt die Beurteilung der Wirksamkeit von Fischauf- sowie Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen ein. Darüber hinaus sind die Lebensraumverluste zu ermitteln und zu beurteilen, die durch Ausleitung und Aufstau insbesondere für rheophile Arten entstehen. Die Bewertung erfolgt mit Hilfe einer fünfstufigen Skala, die in Anlehnung an die Darstellung der saprobiellen Gewässergüte farbig unterlegt ist.

Abb. 8.4



Definition der Abschnitte mit Lebensraumverlust

Abb. 8.5



8.2 Einzelparameter für die Bewertung der Durchgängigkeit

Die Durchgängigkeit ist grundsätzlich für die potenziell natürliche Fischfauna des jeweiligen Gewässerabschnitts zu gewährleisten. In Nordrhein-Westfalen werden für einzelne Gewässerabschnitte Zielarten als eine Teilmenge der potenziell natürlichen Fischfauna festgelegt (vgl. Kap. 2.7 und 11.4). Daher erfolgt die Bewertung der Durchgängigkeit für die nordrhein-westfälischen Gewässer bezogen auf diese Zielarten.

8.2.1 Aufwanderung

Es müssen folgende Parameter untersucht werden:

- Passierbarkeit eines Querbauwerks
  (Kann das Wehr selbst passiert werden?).
- Auffindbarkeit eines Fischweges (Kann ein eventuell vorhandener Fischweg von den Fischen aufgefunden werden?).
- Passierbarkeit eines Fischweges (Kann ein eventuell vorhandener Fischweg passiert werden?).

Die flussaufwärts gerichtete Wanderung ist nur sichergestellt, wenn mindestens ein Wanderkorridor existiert, der nach den in diesem Handbuch formulierten Grundsätzen passierbar ist. Die detaillierten Definitionen finden sich in den Tab. 8.2 und 8.3.

8.2.2 Abwanderung und Fischschutz

Die Abwanderung von Fischen ist dann gewährleistet, wenn ein funktionsfähiger Abwanderweg zur Verfügung steht und wenn abwandernde Fische nicht an einer Wassernutzungsanlage geschädigt werden. Daher werden an einem Standort mit Wasserentnahme bzw. -nutzung vier Faktoren untersucht:

- Anteil des ausgeleiteten Wassers im Verhältnis zum Gesamtabfluss des Gewässers
  (Mit welcher Wahrscheinlichkeit gelangen abwandernde Fische in Betriebskanäle bzw. an Wassernutzungsanlagen oder wandern sie eher über das Querbauwerk ab?).
- Vorhandensein einer Abwandereinrichtung
  (Können Fische, die nicht über das Querbauwerk abwandern, einen Wanderkorridor zum Unterwasser finden und schadlos nutzen?).
- Schädigungsgrad bei der Passage des Querbauwerks
  (Wie hoch ist das Verletzungsrisiko bei der Passage des Wehrrückens und beim Aufprall im Unterwasser?).
- Schädigungsgrad durch ein Wasserkraftwerk oder ein Wasserentnahmebauwerk
  (Welche Schädigungsraten weisen diese Anlagen für Fische auf, die sie als Wanderkorridor nutzen?).

Der komplexe Zusammenhang dieser vier Faktoren wird in den Tab. 8.4 bis 8.6 dargestellt.

Abb. 8.6: Bewertung der Aufwanderung: Die Funktionsfähigkeit von Fischaufstiegsanlagen wird an Hand der Kriterien in den Tab. 8.2 und 8.3 untersucht, für deren Formulierung die Ergebnisse von Funktionskontrollen genutzt wurden.



Abb. 8.7: Fischaufstiegsanlage am Wehr

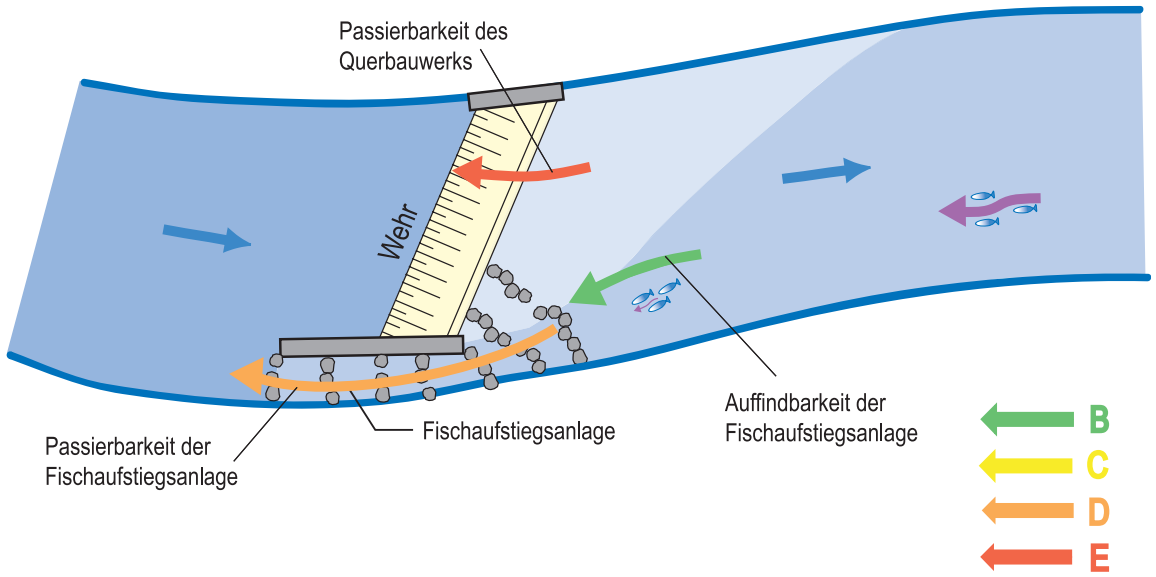
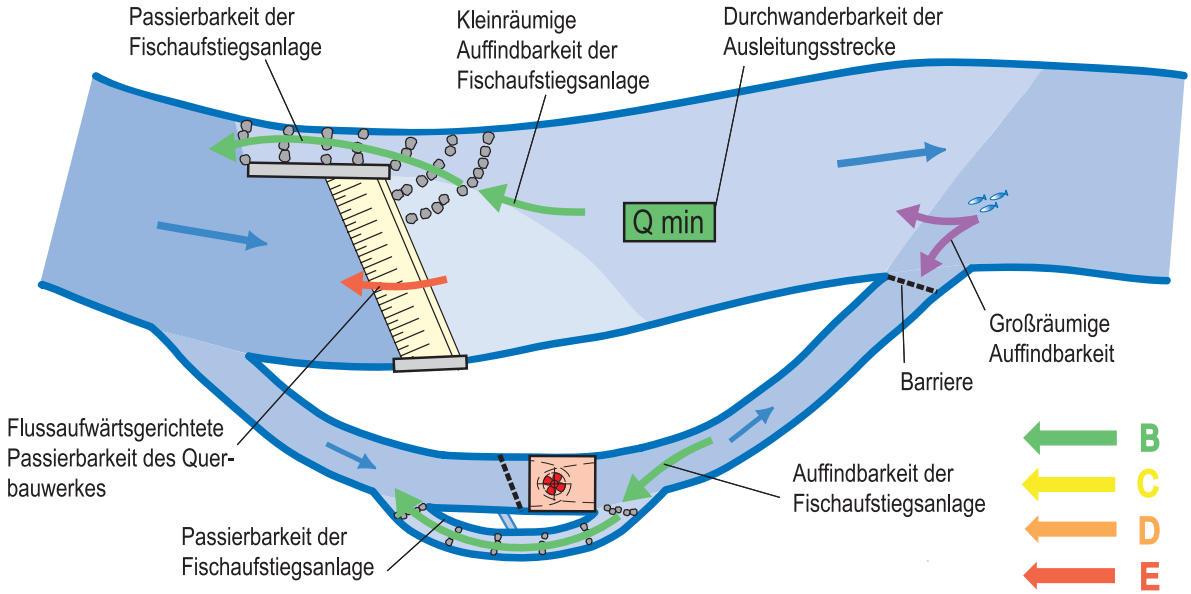


Abb. 8.8: Fischaufstiegsanlagen an einem Ausleitungskraftwerk



Auffindbarkeit einer Fischaufstiegsanlage

Tab. 8.2

Bewertungs-stufe	Fisch-ökologische Definition	Technische Kriterien für Fischaufstiegsanlage am Querbauwerk oder Ausleitungskraftwerk	Technische Kriterien für Fischaufstiegsanlage am Flusskraftwerk
A	Unbeeinträchtigte Aufwanderung	Es ist kein Querbauwerk vorhanden	
B	Die Auffindbarkeit einer Fischaufstiegs-anlage ist nicht oder nur geringfü-gig beeinträchtigt: Die Hauptströmung führt alle aufwan-dernden Fische an mindestens 300 Tagen (DVWK 1996) im Jahr zum Standort einer Fisch-aufstiegsanlage.	Fischaufstiegsanlage am Querbauwerk und/oder am Kraftwerk mit Positi-onierung nach Kap. 10.3. Möglichst Aufstiegsanlage an Querbauwerk und Ausleitungskraftwerk. Eine alleinige Fischaufstiegsanlage am Querbauwerk ist großräumig auffindbar durch Mindestabfluss nach Kap. 13.3, der die Durchwanderbarkeit der Auslei-tungsstrecke gewährleistet. Keine Sackgassenwirkung des Unter-wasserkanals 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 Unter-wasserständen nicht beeinträchtigt. Die groß- und die kleinräumige Auffindbar-keit ist sichergestellt.
C	Die Auffindbarkeit der Fischaufstiegs-anlage ist mäßig beeinträchtigt oder nur an mehr als 240 Tagen sicherge-stellt.	Fischaufstiegsanlage am Querbauwerk, deren Positionierung und Leitströmung von Anforderungen nach Kap. 10.3 abweicht **ODER** Die großräumige Auffindbarkeit ist ein-geschränkt durch Mindestabfluss gemäß Stufe C in Tab. 8.9. Keine Sackgassenwirkung des Unter-wasserkanals des Kraftwerkes oder dort Barriere gegen das Einschwimmen von Fischen.	Fischaufstiegsanlage uferseitig neben dem Wasserkraftwerk. Positionierung und Leitströmung weichen von Stand der Technik (Kap. 10.3) ab.
D	Durch falsche Positionierung ist die Auffindbarkeit der Fischaufstiegs-anlage erheblich beeinträchtigt.	Fischaufstiegsanlage am Querbauwerk. Einstieg weit unterhalb, keine wahr-nehmbare Leitströmung **ODER** Positionierung wie Stufe B, aber Min-destabfluss in Ausleitungsstrecke wie Stufe C in Tab. 8.9. Sackgassenwirkung des Unterwasser-kanals möglich.	Fischaufstiegsanlage am Ufer, das dem Kraftwerk gegenüberliegt. Positionierung entspricht ansonsten den Kriterien in Stufe B.
E	Fischaufstiegs-anlage ist nicht auffindbar.	Eine Aufstiegsanlage ist nicht sicher auffindbar, da vollkommen falsch positioniert **UND/ODER** bei Positionierung am Ausleitungswehr entspricht der Mindestabfluss nur Bewertungsstufe D oder E gemäß Tab. 8.9.	

Passierbarkeit einer Fischaufstiegsanlage oder eines Querbauwerkes

Tab. 8.3

Bewertungs-stufe	Fisch-ökologische Definition	Technische Kriterien	
		Querbauwerk	Fischaufstiegsanlage
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. Tab. 10.2 und 10.3) 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 Grenzwerte nach Tab. 10.2 mäßig überschreiten.	Mäßige Abweichungen von den Grenzwerten nach Tab. 10.2 uns 10.3 bezüglich Strömungsgeschwindigkeit, spezifische Leistung, Dimensionen etc..
D	Der Standort ist nur von erheblich eingeschränktem Arten- und Größenspektrum passierbar	Das Querbauwerk ist so steil und hoch, dass auch bei höherem Rückstau die hydraulischen Grenzwerte nach Tab. 10.2 erheblich überschritten werden.	Starke Abweichungen von den Grenzwerten nach Tab. 10.2 und 10.3..
E	Der Standort ist auch bei Hochwasser nicht passierbar.	Das Querbauwerk wird bei Hochwasser nicht überstaut und die hydraulischen Grenzwerte nach Tab. 10.2 werden immer gravierend überschritten.	Gravierende Abweichungen von den Grenzwerten nach Tab. 10.2 und 10.3..

Auffindbarkeit und grundsätzliche Passierbarkeit von Wanderkorridoren für die flussabwärtsgerichtete Wanderung

Tab. 8.4

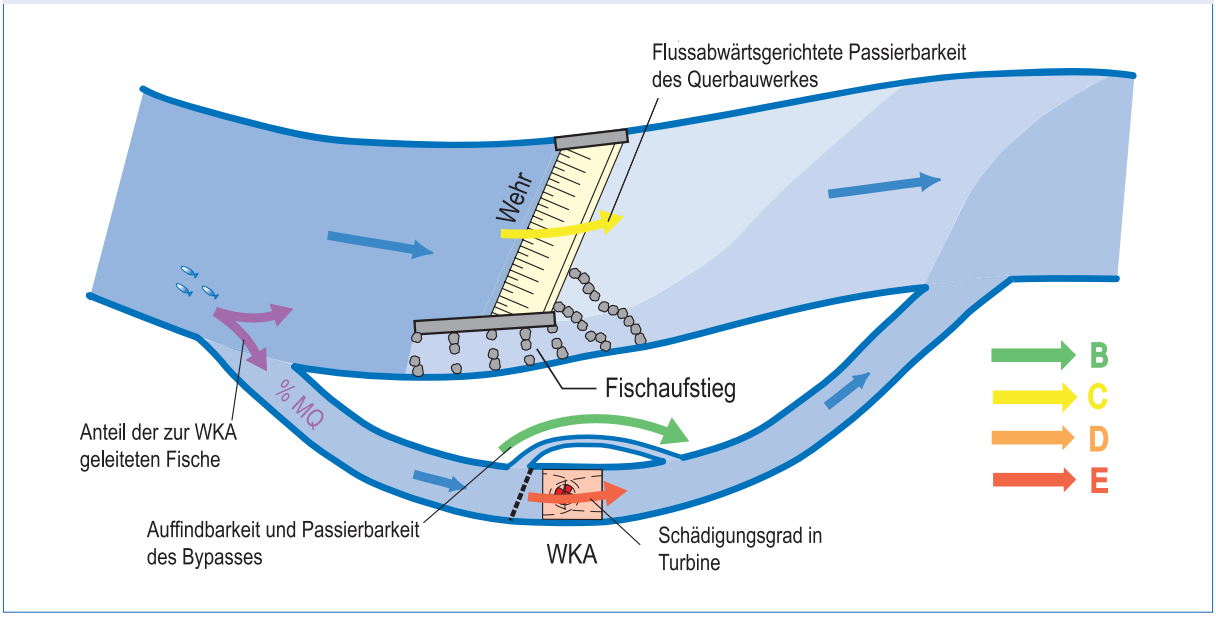
Bewertungs-stufe	Fisch-ökologische Definition	Technische Kriterien	
		Wanderkorridor am oder über Querbauwerk	Bypass am Wasserkraftwerk bzw. Entnahmebauwerk oder an Talsperre
A	Unbeeinträchtigte Abwanderung.	Es findet keine Ausleitung statt.	Keine Wasserkraftnutzung oder Wasserentnahme.
B	Die Auffindbarkeit von Abwander-korridoren ist nur geringfügig beein-trächtigt.	Lediglich geringfügige Ausleitung von Wasser (maximal 25 % MQ), so dass die meisten Fische über das Querbau-werk abwandern. Passierbarkeit der Ausleitungsstrecke durch Mindestabfluss gemäß Stufe B in Tab. 8.9 oder höher gewährleistet.	Abstiegsanlage an der Nutzungseinrich-tung, entsprechend Kap. 12.5.
C	Die Auffindbarkeit von Abwander-korridoren ist mäßig beeinträchtigt.	Ausleitung von bis zu 50 % MQ, so dass nur ein mäßiger Anteil der Fische über das Querbauwerk geleitet wird. Min-destabfluss in Ausleitungsstrecke mindestens wie Stufe C in Tab. 8.9.	Abstiegsanlage an der Nutzungseinrich-tung, deren Positionierung und Abfluss von den Kriterien nach Kap. 12.5 mäßig abweichen.
D	Die Auffindbarkeit von Abwander-korridoren ist erheb-lich beeinträchtigt.	Wasserausleitung bis 100 % MQ.	Abstiegsanlage an der Nutzungseinrich-tung, deren Positionierung und Abfluss von den Kriterien nach Kap. 12.5 erheb-lich abweichen.
E	Abwanderkorridore sind nicht vorhan-den oder nicht auffindbar.	Wasserausleitung über 100 % MQ .	Keine oder unwirksame Abstiegsanlage an der Nutzungseinrichtung oder Ab-stiegsanlage nur in sehr geringem Maß auffindbar.

Schädigungsgrad abwandernder Fische bei der Passage von Querbauwerken

Tab. 8.5

Bewertungs-stufe	Fisch-ökologische Definition	Technische Kriterien
A	Keine Schädigung abwandernder Fische.	Es ist kein Querbaubauwerk vorhanden.
B	Abwandernde Fische werden nur geringfügig geschä-digt.	Absturzhöhe des Querbauwerkes geringer als 10 m **UND** ausreichendes Wasserpolster (mindestens 1/4 der Fallhöhe) im Unterwasser; keine Toskörper oder andere Strukturen, die abwandernde Fische gefährden.
C	Abwandernde Fische werden mäßig geschädigt.	Die Absturzhöhe des Querbauwerkes beträgt 10 bis 15 m **UND/ ODER** unzureichendes Wasserpolster (weniger als 1/4 der Fallhöhe) im Unterwasser, um Schädigungen abwandernder Fische zuverlässig zu verhindern bzw. Toskörper oder andere Strukturen, die eine mäßige Schädigungsrate bewirken.
D	Abwandernde Fische werden erheblich geschädigt.	Die Absturzhöhe des Querbauwerkes beträgt 15 bis 20 m **UND/ ODER** unzureichendes Wasserpolster (wesentlich weniger als 1/4 der Fallhöhe) im Un-terwasser, um Schädigungen abwandernder Fische zuverlässig zu verhindern bzw. Toskörper oder andere Strukturen, die eine erhebliche Schädigungsrate bewirken.
E	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.

Abb. 8.9: Abwanderung von Fischen an einem Ausleitungskraftwerk



Schädigungsgrad abwandernder Fische durch Wasserkraftwerke und Wasserentnahmebauwerke

Tab. 8.6

Bewertungs-stufe	Fisch-ökologische Definition	Technische Kriterien	
		Wasserkraft	Wasserentnahme
A	Keine Schädigung abwandernder Fische.	Keine Wasserkraftnutzung.	Keine Wasserentnahme.
B	Abwandernde Fische werden nur geringfügig geschädigt. Die Populationen der diadromen und potamodromen Zielarten werden nicht gefährdet.	Mechanische Barriere vor Wasserkraftanlage mit Anströmgeschwindigkeit $v_a \leq 0{,}5$ m/s und lichter Stabweite d_R ≤ 10 mm bei anadromen Zielarten ≤ 15 mm bei katadromen Zielarten ≤ 20 mm bei potamodromen Zielarten [1)] **ODER** Wirksames Betriebsmanagement **ODER** Wasserkraftnutzung mit langsam drehendem Wasserrad, Wasserkraftschnecke oder vergleichbaren Maschinen mit geringer Schädigungsrate.	Fast vollständige Rückleitung des Wassers in das Gewässer; nur geringfügige physikalisch/chemische Veränderung des Wassers **ODER** mechanische Barriere vor der Wasserentnahme wie nebenstehend beschrieben.
C	Abwandernde Fische werden mäßig geschädigt. Die Populationen der diadromen und potamodromen Zielarten werden gefährdet.	Mechanische Barriere vor Wasserkraftanlage mit Kaplan- oder Francis-Turbine mit großem Laufraddurchmesser und mäßiger Schädigungsrate, $v_a \leq 0{,}7$ m/s und d_R entsprechend Stufe B **ODER** $v_a \leq 0{,}5$ m/s und d_R ≤ 15 mm bei anadromen Zielarten ≤ 20 mm bei katadromen Zielarten ≤ 25 mm bei potamodromen Zielarten **ODER** Mäßig wirksames Betriebsmanagement.	Fast vollständige Rückleitung des Wassers in das Gewässer; mäßige physikalisch/chemische Veränderung des Wassers **ODER** mechanische Barriere vor der Wasserentnahme wie nebenstehend beschrieben.
D	Abwandernde Fische werden erheblich geschädigt. Die Populationen der diadromen und potamodromen Zielarten werden erheblich gefährdet.	Mechanische Barriere vor Wasserkraftanlage mit Kaplan- oder Francisturbine mit kleinem Laufraddurchmesser und erheblicher Schädigungsrate, $v_a \leq 1{,}0$ m/s und d_R entsprechend Stufe C **ODER** $v_a \leq 0{,}7$ m/s und d_R ≤ 20 mm bei anadromen Zielarten ≤ 20 mm bei katadromen Zielarten ≤ 40 mm bei potamodromen Zielarten **ODER** Schlecht wirksames Betriebsmanagement.	Nur geringfügige Rückleitung des entnommenen Wassers in das Gewässer, erhebliche physikalisch/chemische Veränderung des Wassers **ODER** mechanische Barriere vor der Wasserentnahme wie nebenstehend beschrieben.
E	Abwandernde Fische werden sehr stark geschädigt. Die Populationen der diadromen und potamodromen Zielarten können nicht überleben.	Keine wirksamen Fischschutzeinrichtungen vor der Wasserkraftanlage, kein bzw. kein wirksames Betriebsmanagement **UND** Wasserkraftnutzung mit Francis-Spiral-, Durchström- oder Peltonturbine, mit sehr hoher Schädigungsrate.	Keine Rückleitung des entnommenen Wassers in das Gewässer **ODER** es bestehen keine wirksamen Fischschutzanlagen.

1) Bei potamodromen Zielarten, deren Population gefährdet ist, richtet sich die lichte Stabweite nach den Anforderungen dieser Arten.

8.3 Bewertung der Durchgängigkeit eines Standortes

Für ein Gewässer ist von entscheidender Bedeutung, dass jeder Standort, d.h. der gesamte von einem Querbauwerk und einer Wasserkraftanlage beeinflusste Gewässerbereich, sowohl flussaufwärts als auch flussabwärts nachhaltig passierbar ist. Diese Passierbarkeit wird durch Zusammenfassung der Einzelparameter der Tab. 8.2 bis 8.6 bewertet. Die Durchgängigkeit eines Standortes ist nur dann nicht mehr als geringfügig beeinträchtigt, wenn alle entsprechenden Parameter in Tab. 8.2 bis 8.6 mindestens die Bewertungsstufe B erfüllen. So entspricht ein Standort mit einer Ausleitungsstrecke nur dann dem guten ökologischen Zustand, wenn

- eine Fischaufstiegsanlage am Querbauwerk passierbar ist (hydraulisch-geometrische Auslegung) und
- großräumig über die Ausleitungsstrecke erreicht werden kann (Durchwanderbarkeit der Ausleitungsstrecke) und
- kleinräumig auffindbar ist (Positionierung)

(jeweils entsprechend in Stufe B in Tab. 8.2 bzw. 8.3).

und

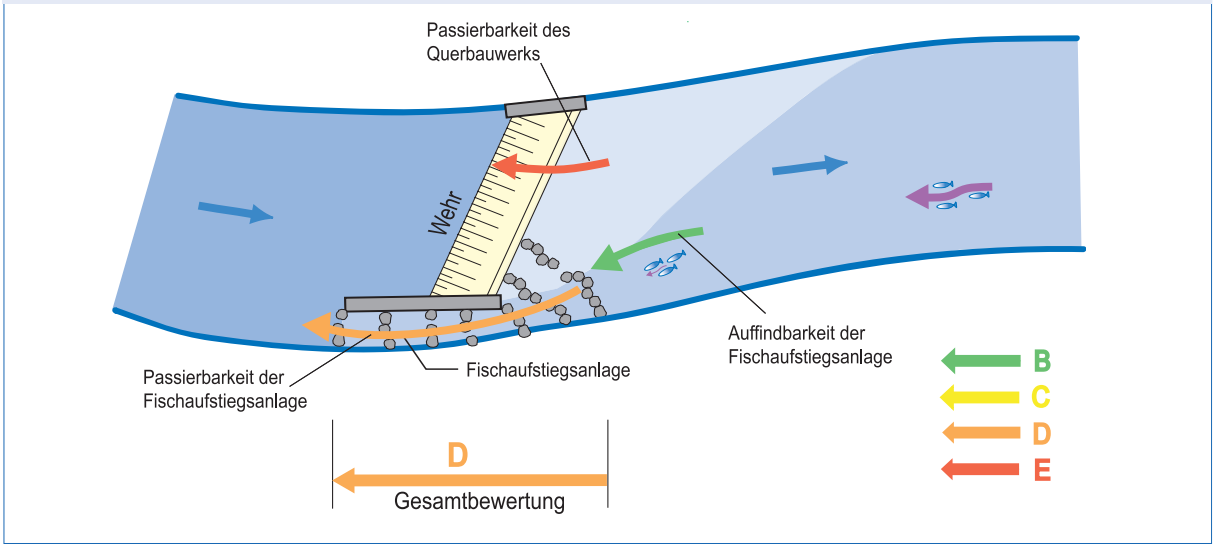
- abwandernde Fische mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht in den Betriebskanal gelangen (Ausmaß der Ausleitung) und
- eine gefahrlose Passage des Querbauwerkes möglich ist (Schädigungsgrad) oder
- bei größerem Maß der Ausleitung der Schädigungsgrad an der Wasserkraftanlage gering ist und
- ein Abwanderkorridor zur Verfügung steht, der auffindbar und passierbar ist.

(jeweils entsprechend in Stufe B in Tab. 8.4 bis. 8.6).

Tab. 8.7 fasst die Bewertung des Standortes hinsichtlich der Durchgängigkeit zusammen.

Für die Gesamtbewertung eines Standortes in einer Stufe müssen immer mindestens beide jeweiligen Bedingungen eingehalten werden. Sie richtet sich also ggf. nach der auftretenden schlechteren Bewertungsstufe für die Auf- und die Abwärtspassierbarkeit.

Abb. 8.10: Bewertung der flussaufwärts gerichteten Durchgängigkeit eines Standortes ohne Ausleitung durch Zusammenfassung der Einzelparameter (Tab. 8.7)

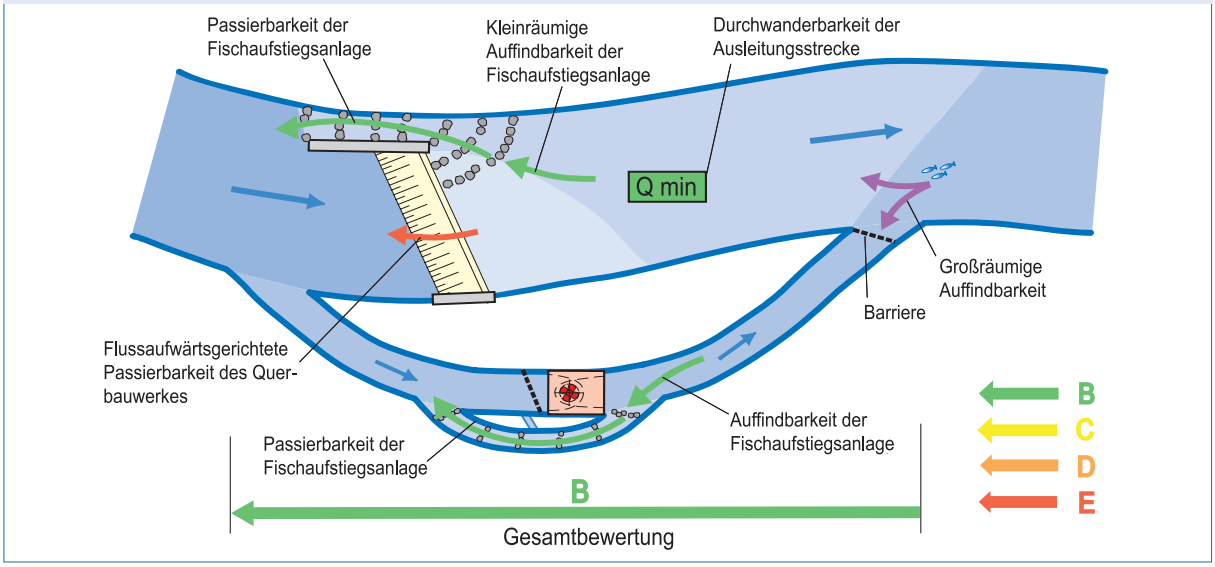


Gesamtbewertung der Durchgängigkeit eines Standortes

Tab. 8.7

Bewertungs-stufe	flussaufwärts	flussabwärts
A	Es ist kein Querbauwerk vorhanden.	
B	Die aufsteigenden Fische finden an mindestens 300 Tagen im Jahr zuverlässig einen passierbaren Wanderkorridor ins Oberwasser.	Abwandernde Fische finden zuverlässig einen passierbaren Wanderkorridor ins Unterwasser **UND** unterliegen bei der Passage der Gesamtanlage keinem oder nur einem geringen Schädigungsrisiko.
C	Die Auffindbarkeit und/oder Passierbarkeit des Wanderkorridors ist für einzelne Arten mäßig beeinträchtigt **UND/ODER** an mindestens 240 Tagen im Jahr gegeben.	Die Auffindbarkeit und die Passierbarkeit des Wanderkorridors ins Unterwasser ist mäßig beeinträchtigt **UND/ODER** abwandernde Fische unterliegen bei der Überwindung der Gesamtanlage nur einem mäßigen Schädigungsrisiko.
D	Die Auffindbarkeit und/oder Passierbarkeit des Wanderkorridors ist erheblich beeinträchtigt.	Die Auffindbarkeit und die Passierbarkeit des Wanderkorridors ins Unterwasser ist erheblich beeinträchtigt **UND/ODER** abwandernde Fische unterliegen bei der Überwindung der Gesamtanlage einem erheblichen Schädigungsrisiko.
E	Der Standort ist flussaufwärts unpassierbar.	Es besteht kein passierbarer Wanderkorridor ins Unterwasser **UND/ODER** abwandernde Fische unterliegen bei der Überwindung der Gesamtanlage einem sehr starken Schädigungsrisiko.

Abb. 8.11: Zusammenfassende Bewertung der flussaufwärts gerichteten Durchgängigkeit eines Standortes mit Ausleitung (Tab. 8.7)



8.4 Einzelparameter für die Bewertung des Lebensraumverlustes

8.4.1 Lebensraumverlust durch Aufstau

Abb. 8.12: Lebensraumverlust durch Aufstau in Relation zur stromaufwärts anschließenden freien Fließstrecke (Tab. 8.8)

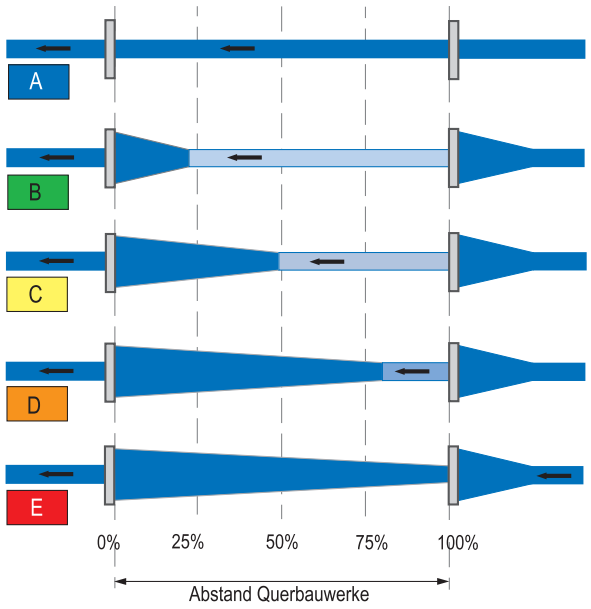


Abb. 8.13: Hennetalsperre



Abb. 8.14: Auch in kleinen Gewässern verändert der Aufstau den aquatischen Lebensraum tiefgreifend



Lebensraumverlust durch Aufstau

Tab. 8.8

Bewertungs-stufe	Fischökologische Definition	Technische Kriterien
A	Ein Lebensraumverlust infolge Aufstau ist nicht zu verzeichnen.	Es findet kein Aufstau statt.
B	Der weitaus größte Teil der oberhalb an das Wehr anschließenden Gewässerstrecke bis zum nächsten Staubauwerk ist für rheophile Arten besiedelbar.	Maximal 25 % der Gewässerlänge vom Wehr bis zur nächsten oberhalb gelegenen Stauanlage bzw. bis zum Zusammenfluss von Turbinenunter-graben und Mutterbett ist gestaut.
C	Mindestens 50 % der oberhalb anschließenden Gewässerstrecke ist für rheophile Arten besiedelbar.	Maximal 50 % der Gewässerlänge bis zum oberhalb gelegenen Wehr bzw. bis zum Zusammenfluss von Turbinenuntergraben und Mutterbett ist gestaut.
D	Deutlich weniger als 50 % der oberhalb anschließenden Gewässerstrecke ist für rheophile Arten besiedelbar.	Mehr als 50 % der Gewässerlänge bis zum oberhalb gelegenen Wehr bzw. bis zum Zusammenfluss von Turbinenuntergraben und Mutterbett ist gestaut.
E	Es ist ein 100 % iger Lebensraumverlust für rheophile Arten zu verzeichnen.	Die Stauwurzel reicht bis zum oberhalb gelegenen Wehr bzw. bis zum Zusammenfluss von Turbinenuntergraben und Mutterbett.

8.4.2 Lebensraumverlust durch Ausleitung

Folgende Parameter werden unabhängig voneinander untersucht:

- Der Grad der Schädigung des Lebensraums infolge von Ausleitung wird durch Betrachtung des Mindestabflusses bewertet (Abb. 8.15, vgl. Kap. 13).
- Es wird das Verhältnis der Länge der Ausleitungsstrecke zur Länge der freien Fließstrecke zwischen dem Querbauwerk und der stromab befindlichen Stauwurzel bestimmt (Abb. 8.16).

Abb. 8.15: Schädigung des Lebensraums in Ausleitungsstrecken durch unterschiedliche Mindestabflüsse (Tab. 8.9)

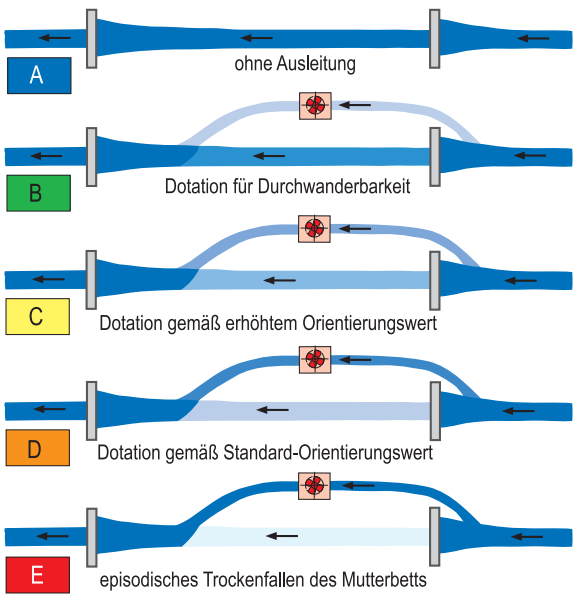
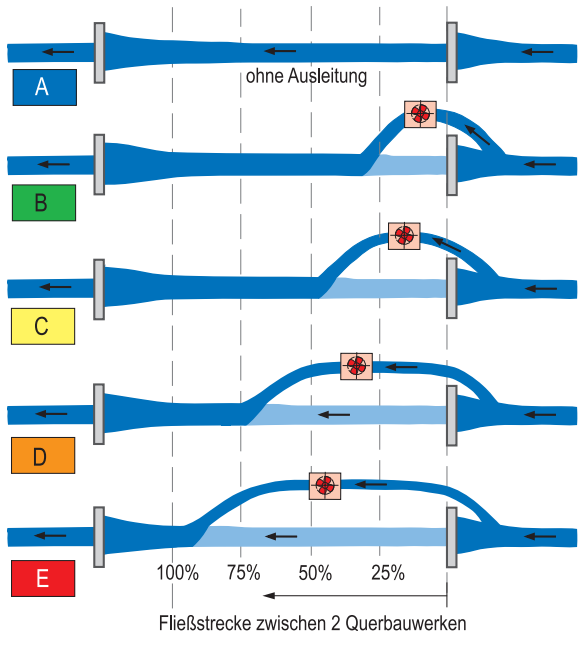


Abb. 8.16: Relative Länge der Ausleitungsstrecke als Maß für die Ausdehnung der Schädigung des Lebensraums (Tab. 8.10)



Lebensraumverlust in der Ausleitungsstrecke (Mutterbett)

Tab. 8.9

Bewertungs-stufe	Fischökologische Definition	Technische Kriterien
A	Kein Lebensraumverlust infolge Ausleitung.	Es findet keine Ausleitung statt.
B	Die Besiedlung unterscheidet sich nur geringfügig von derjenigen der nicht von Ausleitung oder Aufstau betroffenen Gewässerabschnitte.	Der Mindestabfluss in der Ausleitung entspricht Tab. 13.3.
C	Die Wirbellosenfauna weicht in Arten-zusammensetzung und Abundanz geringfügig von der Besiedlung unbeeinflusster Gewässerstrecken ab. Die Fischfauna ist hinsichtlich des Altersaufbaus und der Artenzusammensetzung mäßig geschädigt.	Der Mindestabfluss ist nur an der Wirbellosen-fauna orientiert und basiert auf dem erhöhten Orientierungswert nach Tab. 13.1.
D	Die aquatische Biozönose ist erheblich geschädigt, insbesondere spezialisierte Fließgewässerarten sind nicht im Mutterbett vertreten.	Der Mindestabfluss ist nur an der Wirbellosenfau-na orientiert und basiert auf dem Standard-Orien-tierungswert nach Tab. 13.1.
E	Die gesamte Gewässerbiozönose ist sehr stark geschädigt.	Das Mutterbett ist nicht oder nur geringfügig durchflossen, wenn der Abfluss im Gewässer gleich oder kleiner als der Ausbaudurchfluss der Wasser-kraftanlage ist.

Ausmaß des Lebensraumverlustes durch Ausleitung

Tab. 8.10

Bewertungs-stufe	Fischökologische Definition	Technische Kriterien
A	Ein Lebensraumverlust infolge Ausleitung ist nicht zu verzeichnen.	Es findet keine Ausleitung statt.
B	Der größte Teil der unterhalb anschließenden Gewässerstrecke ist uneingeschränkt besiedelbar.	Maximal 25 % der Gewässerlänge vom Aus-leitungswehr bis zur Stauwurzel des unterhalb anschließenden Aufstaus ist von der Ausleitung betroffen.
C	Mindestens 50 % der unterhalb anschließenden Gewässerstrecke ist uneingeschränkt besiedelbar.	Maximal 50 % der Gewässerlänge bis zur Stau-wurzel des unterhalb anschließenden Aufstaus ist von der Ausleitung betroffen.
D	Weniger als 50 % der unterhalb anschließenden Gewässerstrecke ist uneingeschränkt besiedelbar.	Mehr als 50 % der Gewässerlänge bis zur Stau-wurzel des unterhalb anschließenden Aufstaus ist von der Ausleitung betroffen.
E	Es ist ein vollständiger Lebensraumverlust für rheophile Arten zu verzeichnen.	Die Ausleitung reicht bis zur Stauwurzel des unterhalb anschließenden Wehres.

8.5 Bewertungskriterien für Flussgebiete mit Querbauwerken

Die Bewertung von Flussgebieten erfolgt nur hinsichtlich der Gesamtwirkungen aller Stau- und Wassernutzungsanlagen auf die Gewässerökologie. Sie stellt keine umfassende gewässerökologische Bewertung dar, sondern zeigt vielmehr den limitierenden Einfluss der untersuchten Parameter für die Erreichung des „guten ökologischen Zustands“ entsprechend der EG-WRRL.

Die Bewertung erfolgt prinzipiell auf der Grundlage der gleichen Kriterien, die für die Bewertung der Einzelstandorte relevant sind. Im Gegensatz zur Standortuntersuchung wird bei der flusseinzugsgebietsbezogenen Betrachtung des Lebensraumverlustes jedoch nicht nach den Ursachen Aufstau und Ausleitung differenziert, sondern diese werden summarisch betrachtet.

Abb. 8.17: Strukturell überformte und minimal durchflossene Ausleitungsstrecken sind Wanderhindernisse und massiv geschädigte Lebensräume



Der Einfluss von Querbauwerken auf ein Einzugsgebiet wird dann als geringfügig bezeichnet, wenn die beiden folgenden grundsätzlichen Forderungen erfüllt sind:

▷ Durchgängigkeit

Die flussaufwärts- und abwärts gerichtete Durchgängigkeit muss an jedem Einzelstandort gegeben sein. Sie ist unabdingbar sowohl für das Erreichen des guten gewässerökologischen Zustandes als auch für die bestmögliche Entwicklung des gewässerökologischen Potenzials im Fall von schwerwiegend veränderten Wasserkörpern. Zusätzlich ist sicherzustellen, dass im Flussgebiet die Gesamtschädigung der abwandernden diadromen und potamodromen Zielarten den Erhalt dauerhaft überlebensfähiger Populationen nicht gefährdet.

▷ Lebensraumverlust durch Aufstau und Ausleitung

Aus der sprachlichen Interpretation des Begriffs „geringfügig verändert“ wurde für NRW ein maximal zulässiger 25 %iger Lebensraumverlust abgeleitet. Entsprechend müssen mindestens 75 % der Länge jeder Fließgewässerzone frei fließend sein. Es ist zusätzlich anzustreben, dass zwischen Einzelstandorten die freie Fließstrecke mindestens 75 % der Gewässerlänge zwischen den Anlagen nicht unterschreitet.

Auf der Basis des Orientierungswertes „maximal 25 %iger Lebensraumverlust“ werden in Tab. 8.11 die zulässigen Beeinträchtigungen für ein Einzugsgebiet formuliert, die als Basis der Bewertung dienen.

Fischökologische Anforderungen an Fließgewässer

Tab. 8.11

Fischökologischer Aspekt	Anforderung
Aufwanderung	Es muss die Gesamtdurchgängigkeit des Gewässers von der Mündung bis zur Quelle insoweit gegeben sein, wie sie in nicht anthropogen überformtem Zustand vorhanden war. Dies gewährleistet, dass insbesondere anadrome Arten in der Lage sind, zuverlässig ihre Laichbiotope zu erreichen. Es bleibt einer Einzelfallentscheidung überlassen, ob auf die Durchgängigkeit von Talsperren verzichtet werden kann, insbesondere wenn durch sie nur kleine Teile des Einzugsgebietes vom Flusssystem isoliert werden. An jedem Einzelstandort sind Fischaufstiegsanlagen erforderlich, die dem Stand der Technik entsprechen, d.h. es muss Bewertungsstufe B der Standortbewertung erreicht werden.
Abwanderung	An jedem Einzelstandort ist die Schädigung von Fischen soweit zu verhindern und die ungefährdete Abwanderung soweit zu gewährleisten, dass Populationen der jeweiligen diadromen und potamodromen Zielarten nicht gefährdet werden. Das Entwicklungsziel entspricht Bewertungsstufe B der Standortbewertung. Die Durchgängigkeit des Flussgebietes muss in dem Sinne gewährleistet sein, dass die Gesamtheit der Wanderstadien einer jeden diadromen Art infolge aller Querbauwerke und Wasserkraftanlagen insgesamt maximal zu 25 % geschädigt wird.
Lebensraumverlust durch Aufstau und Ausleitung	In jeder Fließgewässerzone des Flusssystems ist ein weder durch Aufstau noch durch Ausleitung beeinträchtigter Streckenanteil von mindestens 75 % sicherzustellen. Zusätzlich soll die Gewässerstrecke zwischen einem Querbauwerk und der nächsten stromabwärts liegenden Stauwurzel zu 75 % frei fließend sein. Unter dieser Voraussetzung sowie bei gleichzeitiger Gewährleistung der linearen Durchgängigkeit entsprechend der o.a. Kriterien kann es zulässig sein, wenn die Ausdehnung eines Aufstaubereiches und/oder Mutterbettes am Einzelstandort die Grenzwerte gemäß Bewertungsstufe B überschreitet. Darüber hinaus kann auch eine Einschränkung der Besiedelbarkeit des Mutterbettes von Ausleitungsstrecken hingenommen werden, allerdings muss die Dotation des Mutterbettes mindestens dem mit Tab. 13.2 ermittelten Wert entsprechen.

9 Ergebnisse der Bewertung von Querbauwerken im Flusssystem

Die im Querbauwerke-Informationssystem enthaltenen Standorte müssen gewässerökologisch bewertet werden, um ihren Einfluss auf den Gewässerzustand zu beurteilen und erforderliche Sanierungsmaßnahmen benennen zu können. Die Bewertung erfolgte auf der Basis des erarbeiteten Bewertungssystems für alle Standorte von Querbauwerken mit einem Einzugsgebiet von ≥ 20 km^2.

Die beiden maßgebenden Parameter sind:

- Die Passierbarkeit des Standortes bei der auf- und abwärts gerichteten Wanderung von Fischen und Wirbellosen.
- Der Lebensraumverlust für die aquatische Fauna, der durch den Aufstau des Gewässers an einem Querbauwerk und ggf. durch die Ausleitung eines Abflussanteils im Mutterbett verursacht wird. Die Länge der Gewässerstrecken, in denen ein Lebensraumverlust besteht, werden pro Fließgewässerzone summiert und in Relation zu deren Gesamtlänge betrachtet.

Darüber hinaus wurden Kurzgutachten zur energetischen Nutzung für solche Standorte erstellt, die aufgrund ihrer Fallhöhe und ihres Abflusses als in weiten Grenzen ökonomisch nutzbar erschienen.

Abb. 9.1: Bauwerke dieser Art sind unzweifelhaft nicht passierbar

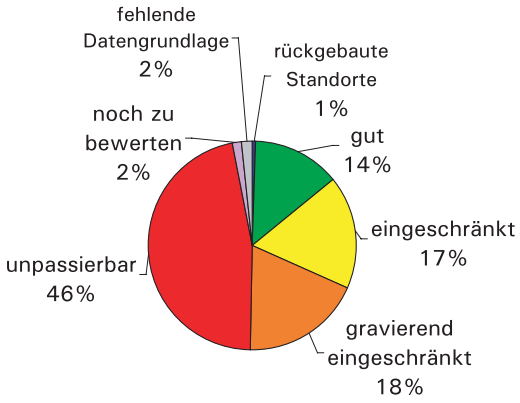


9.1 Ergebnisse der gewässerökologischen Bewertung im rechtsrheinischen Bergland

9.1.1 Aufwärts gerichtete Passierbarkeit von Standorten

Tab. 9.1 zeigt, dass lediglich ca. 32 % der Querbauwerke im rechtsrheinischen Bergland eine gute bzw. eingeschränkte aufwärts gerichtete Passierbarkeit aufweisen, wobei „eingeschränkt“ bedeutet, dass diese Wanderhindernisse nur temporär und/oder nur artselektiv passierbar sind (Bewertungsstufe B bis C). An diesen 370 mehr oder weniger passierbaren Standorten sind lediglich 103 Fischaufstiegsanlagen (davon 5 an WKA) installiert. Die Passierbarkeit der übrigen Standorte ist durch niedrige Absturzhöhen und z.B. durch einen schlechten baulichen Zustand eines Wehrs bedingt.

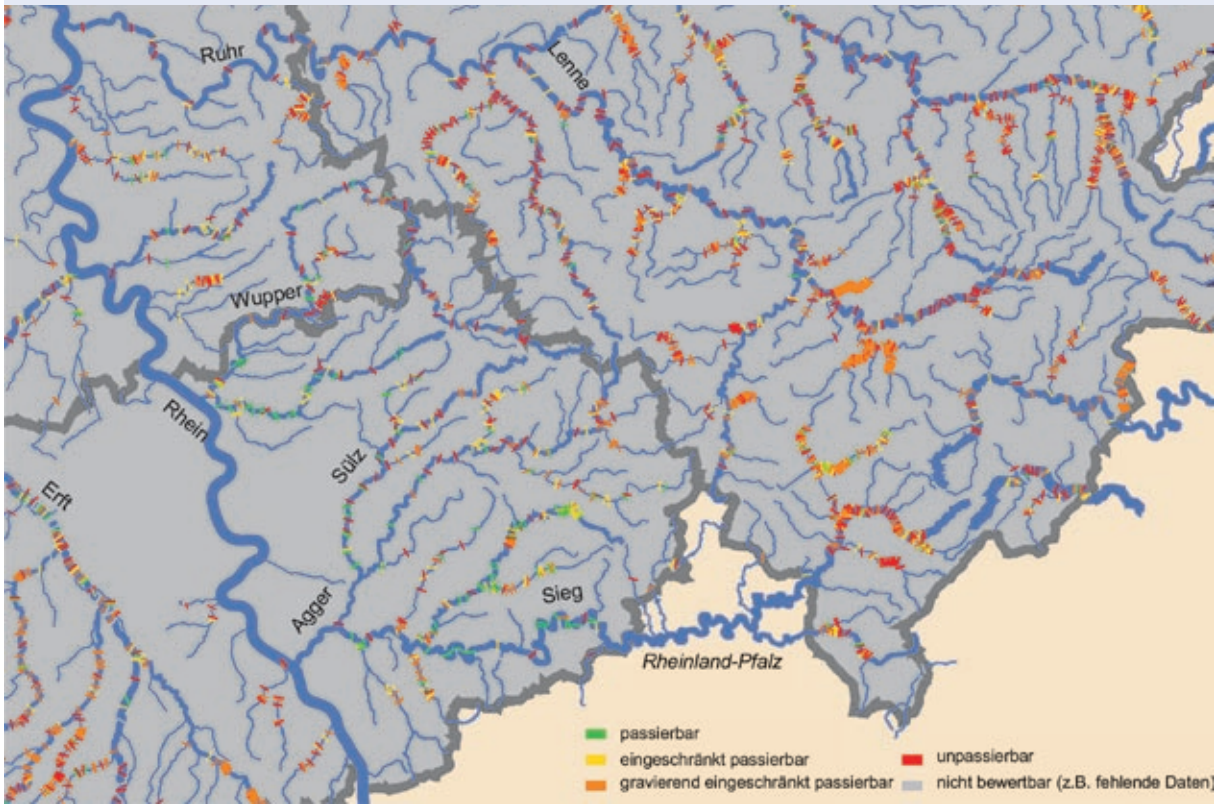
Flussaufwärts gerichtete Durchgängigkeit im rechtsrheinischen Bergland



Tab. 9.1: Bewertung der aufwärts gerichteten Passierbarkeit von 1.192 Standorten von Querbauwerken im rechtsrheinischen Bergland (AE ≥ 20 km², Δh ≥ 0,20 m)

Passier-barkeit-stufe	Frühere Standorte, rückgebaut	gut	einge-schränkt	gravierend einge-schränkt	nicht passierbar	Noch zu bewerten	Fehlende Daten-grundlage	Summe
	A	B	C	D	E			
Anzahl Standorte	8	161	209	221	555	18	20	**1192**

Abb. 9.2: Aufwärts gerichtete Passierbarkeit von Standorten von Querbauwerken im rechtsrheinischen Bergland (Einzugsgebiete von Ruhr, Wupper, Sieg, Eder und Lahn), Stand 10/2004 (ohne Bewertung der rheinland-pfälzischen Sieg)



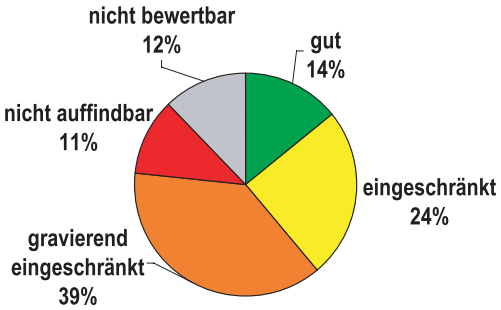
9.1.2 Passierbarkeit und Auffindbarkeit von Fischaufstiegsanlagen

Fischaufstiegsanlagen wurden entsprechend Tab. 9.2 differenziert bewertet. Damit kann die aufwärts gerichtete Passierbarkeit der 98 an Wehren im rechtsrheinischen Bergland ermittelten Fischaufstiegsanlagen näher aufgeschlüsselt werden. Demnach ist der Anteil der gut passierbaren Anlagen geringer als 24 %. Gut auffindbar sind lediglich 14 %. Diese Zahlen belegen die Notwendigkeit erheblicher Verbesserungen bei der Planung und dem Bau von Fischaufstiegsanlagen.

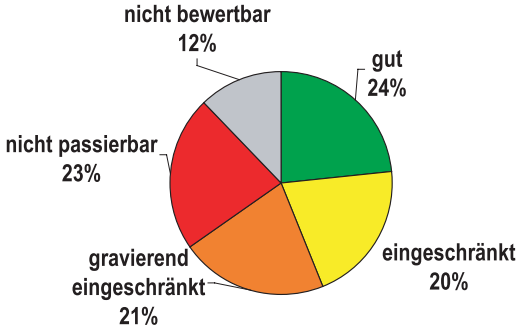
Abb. 9.3: Alter Beckenpass, der wegen zu kleiner Dimensionierung nicht passierbar ist



Auffindbarkeit der FAA



Passierbarkeit der FAA



Tab. 9.2: Bewertung der aufwärts gerichteten Passierbarkeit der 98 Fischaufstiegsanlagen (ohne die 5 FAA an WKA) mit AE ≥ 20 km² im rechtsrheinischen Bergland

Bewertungs-stufe	gut	einge-schränkt	gravierend einge-schränkt	Funktions-untauglich bzw nicht auffindbar	nicht bewertbar	Summe
	B	C	D	E	X	
Anzahl FAA bzgl. Passierbarkeit	23	20	21	22	12	**98**
Anzahl FAA bzgl. Auffindbarkeit	14	24	37	11	12	**98**

9.1.3 Flussabwärts gerichtete Passierbarkeit von Wasserkraftanlagen

Die flussabwärts gerichtete Passierbarkeit und ein ausreichender Fischschutz sind nach den Kriterien des Bewertungssystems heute nur an sehr wenigen Wasserkraftanlagen gegeben, da die bestehenden Anlagen bisher nicht unter diesem Gesichtspunkt gebaut worden sind. Lediglich 14 der 155 in Betrieb befindlichen WKA wurden mit Stufe B für den Grad der Schädigung und die Auffindbarkeit eines Wanderkorridors bewertet.

Allerdings konnten für viele Wasserkraftanlagen keine ausreichenden Daten zum lichten Stababstand des Rechens und zur Anströmgeschwindigkeit ermittelt werden.

9.1.4 Durchgängigkeit eines Gewässers

Durch Zusammenfassung der Bewertung der flussauf- und -abwärts gerichteten Passierbarkeit der Einzelstandorte kann die Durchgängigkeit eines Gewässers oder eines Flusseinzugsgebietes dargestellt werden. Damit wird ersichtlich, bis zu welchem Querbauwerk das Gewässer ungehindert an das Hauptgewässer angeschlossen ist. Bei den meisten Gewässern in NRW sind die so erschlossenen Wanderwege bisher sehr kurz. Dies kann nur durch Maßnahmen entsprechend Kap. 10 bis 13 verbessert werden.

9.1.5 Lebensraumverluste im rechtsrheinischen Bergland

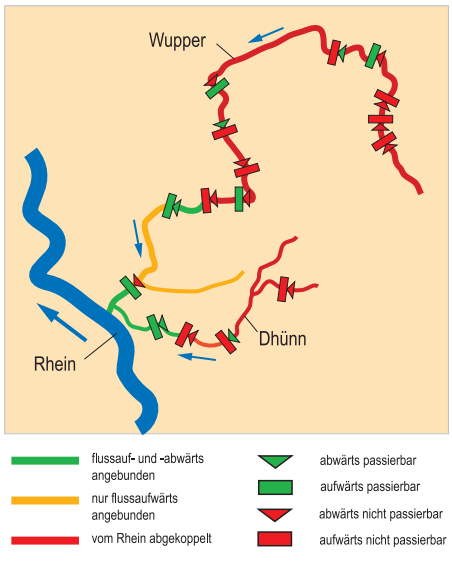
Neben der Durchgängigkeit fließt der durch Stau- und Ausleitungsstrecken bedingte Lebensraumverlust in die gewässerökologische Bewertung von Querbauwerken ein (vgl. Tab. 8.8 bis Tab. 8.10). In Abb. 9.6 sind die Stau- und Ausleitungsstrecken des rechtsrheinischen Berglandes dargestellt.

In den Tab. 9.3 bis 9.5 sind die Ergebnisse der Untersuchungen zu den Lebensraumverlusten in den einzelnen Fließgewässerzonen exemplarisch für das rechtsrheinische Bergland zusammengefasst.

Die Untersuchung des rechtsrheinischen Berglandes belegt den massiven Einfluss der Querbauwerke auf die Gewässerökologie:

- An Sieg, Wupper und Ruhr bestehen 1.192 hinsichtlich der Durchgängigkeit wirksame Querbauwerke mit einem Einzugsgebiet ≥ 20 km². Ca. 70 % dieser Standorte sind nicht passierbar. Diese Querbauwerke müssen zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes zurückgebaut oder durchgängig gestaltet werden.
- Die Querbauwerke in diesen Einzugsgebieten bewirken teilweise einen erheblichen Lebensraumverlust, der grundsätzlich reduziert werden muss. Setzt man das Kriterium des maximal zulässigen 25 %igen Lebensraumverlustes pro Fließgewässerzone an, so besteht im Siegeinzugsgebiet kein Handlungsbedarf. Im Wuppereinzugsgebiet ist das Kriterium in der Äschen- und der Barbenregion überschritten. Die entsprechenden Regionen des Ruhreinzugsgebietes zeigen die starke Überformung dieses vielfach gestauten Gewässers.

Abb. 9.4: Aktuelle Durchgängigkeit des Wuppersystems für diadrome Arten, die in den Rhein abwandern bzw. von dort aufwandern müssen



Lebensraumverluste in den Fließgewässern des rechtsrheinischen Berglandes

Tab. 9.3: Lebensraumverluste LV im Siegeinzugsgebiet (nur NRW), Stand Januar 2003

Fließgewässer-zone (FLZ)	Länge FLZ [km] (L_{FLZ}) [km]	Staustrecken (LV_{St}) [km]	Ausleitungs-strecken (LV_{Ausl}) [km]	Lebensraumverlust LV	
				$LV_{gesamt} = LV_{St} + LV_{Ausl}$ [km]	$LV_{\%} = LV_{gesamt} / L_{FLZ} * 100$ %
Obere Forellenregion	14	2	0	2	14 %
Untere Forellenregion	178	17	0	17	10 %
Äschenregion	158	18	8	26	16 %
Barbenregion	112	10	2	12	11 %

Tab. 9.4: Lebensraumverluste LV im Wuppereinzugsgebiet, Stand Januar 2003

Fließgewässer-zone (FLZ)	Länge FLZ [km] (L_{FLZ}) [km]	Staustrecken (LV_{St}) [km]	Ausleitungs-strecken (LV_{Ausl}) [km]	Lebensraumverlust LV	
				$LV_{gesamt} = LV_{St} + LV_{Ausl}$ [km]	$LV_{\%} = LV_{gesamt} / L_{FLZ} * 100$ %
Untere Forellenregion	30	6	0	6	20 %
Äschenregion	90	21	6	27	30 %
Barbenregion	52	13	2	15	29 %

Tab. 9.5: Lebensraumverluste LV im Ruhr-Einzugsgebiet, Stand Januar 2003

Fließgewässer-zone (FLZ)	Länge FLZ [km] (L_{FLZ}) [km]	Staustrecken (LV_{St}) [km]	Ausleitungs-strecken (LV_{Ausl}) [km]	Lebensraumverlust LV	
				$LV_{gesamt} = LV_{St} + LV_{Ausl}$ [km]	$LV_{\%} = LV_{gesamt} / L_{FLZ} * 100$ %
Obere Forellenregion	31	1	6	7	23 %
Untere Forellenregion	389	46	12	58	15 %
Äschenregion	223	43	13	56	25 %
Barbenregion	250	108	7	115	46 %

Lebensraumverluste in den Fließgewässern des rechtsrheinischen Berglandes

Abb. 9.5: Lebensraumverluste in den Einzugsgebieten (≥ 20 km²) von Sieg, Wupper und Ruhr

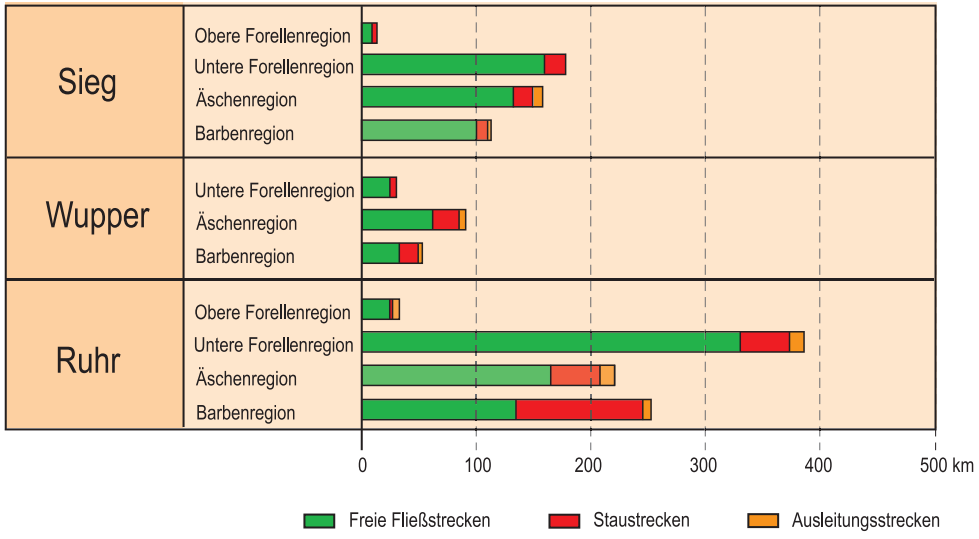
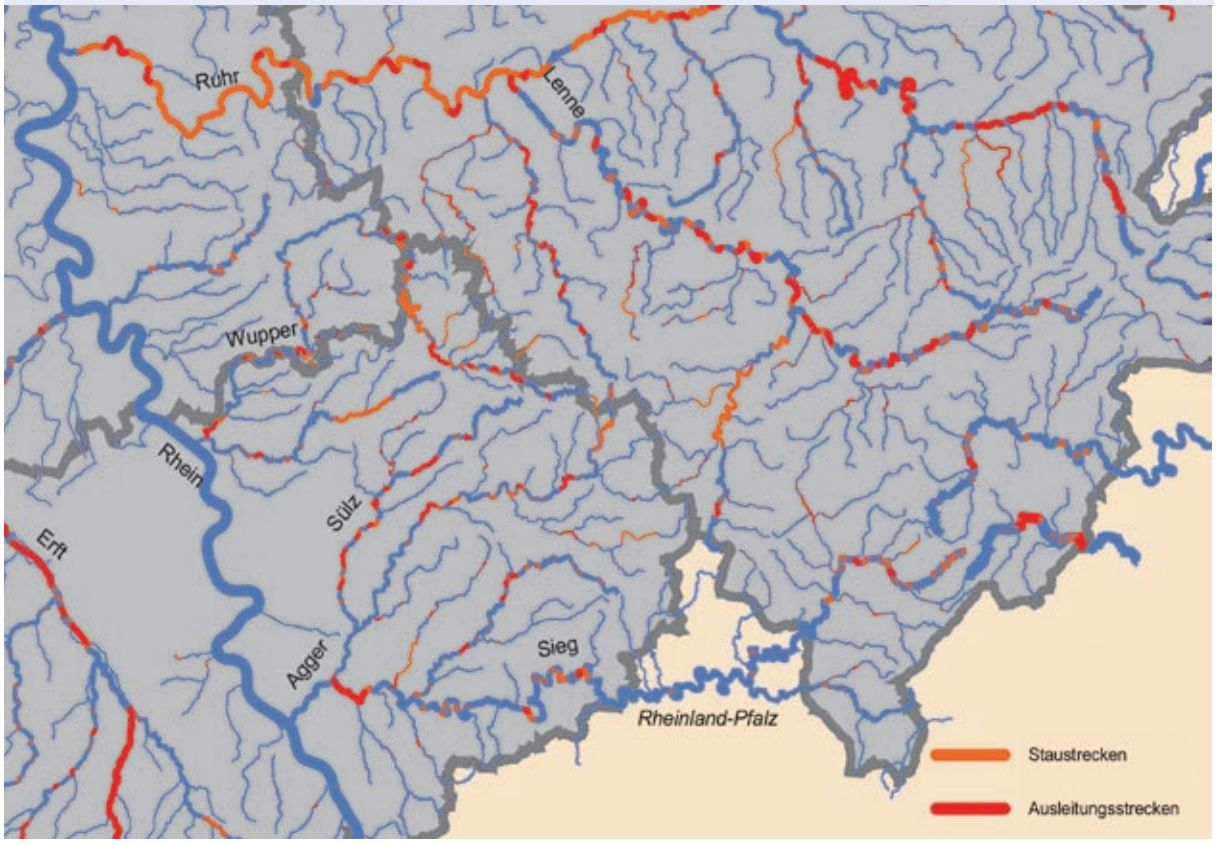


Abb. 9.6: Stau- und Ausleitungsstrecken, rechtsrheinisches Bergland



9.2 Ergebnisse der energetischen Bewertung des rechtsrheinischen Berglandes

Innerhalb der Studie „Querbauwerke und nachhaltige Wasserkraftnutzung in NRW“ wurde das Wasserkraftpotential an bestehenden Stauanlagen in NRW ermittelt.

Dazu wurde als erster Arbeitsschritt das zur Zeit nicht genutzte Technisch-ökonomische Rohpotenzial bestimmt. Dieses ist definiert durch:

- technische Verfügbarkeit
  (Ausreichende Höhe von Abfluss und Fallhöhe an einem Querbauwerk)
  und
- ökonomische Machbarkeit.

Es ist kleiner als das häufig genannte „Technische Wasserkraft-Potenzial“, bei dem ökonomische Überlegungen nicht berücksichtigt werden. Als grundsätzlich ökonomisch machbar gelten die Standorte, bei denen das Verhältnis der zu erwartenden Jahresroheinnahmen zu den Investitionskosten (Renditefaktor k) besser ist als 1:35.

Tab. 9.6: Technisch-ökonomisches Wasserkraftpotenzial im rechtsrheinischen Bergland von NRW: Anzahl der nicht aktiven Wasserkraftstandorte mit zu erwartendem Renditefaktor

Anzahl der Standorte des **Technischen Potenzials**	378
Technisch-ökonomisches Rohpotenzial (Renditefaktor k >1 : 35)	
▶ Standorte	178
▶ Gesamtleistung	9.400 kW
Nicht ökonomisch nutzbare Standorte (Renditefaktor k <1 : 35)	200

Der zweite Arbeitsschritt ermittelte mit Kurzgutachten für jeden der Standorte des Technisch-ökonomischen Rohpotenzials, ob eine Wasserkraftanlage tatsächlich realisiert werden kann und welche Wirtschaftlichkeit zu erwarten ist. Ergebnis ist das Technisch-ökonomische Potenzial. Die technisch-ökonomische Beurteilung eines Standorts variiert sehr stark in Abhängigkeit z.B. von:

- Gewässer/Abfluss-Typ
- nutzbarer Fallhöhe
- Bauart der WKA
  (Wehr- oder Ausleitungskraftwerk)
- ggf. vorhandenen baulichen und sonstigen Einrichtungen
- ggf. vorhandenen Restriktionen
  (z.B. Gebäude, Flächen, Nutzungen)
- Kosten der erforderlichen gewässerökologischen Anpassungsmaßnahmen.

Als Resultat dieser unterschiedlichen Bedingungen ergibt sich im Vergleich der Standorte eine unterschiedliche Wirtschaftlichkeit. Diese wurde innerhalb der Studie durch eine Klassifizierung in die Stufen A bis D (Tab. 9.7) dargestellt, wobei folgende Aspekte nicht berücksichtigt werden konnten:

- mögliche Eigenleistungen des Betreibers, die Kosten reduzieren,
- geringe Erwartungen des Betreibers hinsichtlich der Verzinsung von Eigenkapital,
- steuerliche Aspekte,
- sonstige Motive wie Traditionspflege, kombinierte Nutzung mit anderen Wirtschaftsgütern (z.B. Mühlenrestaurant, Demonstrationsanlagen etc.).

Die Klassifizierung soll eine Orientierung durch den Vergleich von Standorten ermöglichen. Sie beinhaltet keine Aussage zur absoluten Wirtschaftlichkeit einer Wasserkraftanlage.

Es ist darauf hinzuweisen, dass es sowohl einer gesellschaftlich/politischen als auch einer jeweils privaten Entscheidung bedarf, welche Klasse noch als ausbauwürdig betrachtet wird. Die Einteilung der potenziell ausbaufähigen Wasserkraftstandorte in ökonomische Klassen ist weniger als Entscheidungskriterium für einen Einzelstandort, sondern als landesweite Information über die ökonomische Güte des Wasserkraftpotenzials sinnvoll.

Tab. 9.7: Wirtschaftliche Klassifizierung von reaktivierbaren Wasserkraftstandorten

	Charakterisierung (Vergleich der Standorte untereinander)	**typ. spez. Investitions-kosten EUR/kW**	**typ. spez. Gestehungs-kosten Cent/kWh**
Stufe A	► hoher Anteil bestehender Substanz ► günstige Hydrologie **Reaktivierung mit niedrigen Kosten**	2.500 - 5.000	< 8,5
Stufe B	► durchschnittlicher Anteil bestehender Substanz ► keine zusätzlichen Erschwernisse **durchschnittliche Reaktivierung einer Wasserkraftanlage**	5.000 – 7.500	8,5 11
Stufe C	► mäßiger Anteil bestehender Substanz ► erschwerte Randbedingungen ► mäßiges bis schlechtes Potenzial **Neubau einer Wasserkraftanlage bei bestehenden wesentlichen Teilen, z.B. Wehr**	7.500 – 12.500	11 17,5
Stufe D	► geringer Anteil bestehender Substanz **weitgehender Neubau einer Wasserkraftanlage**	> 12.500	> 17,5

In einem dritten Arbeitsschritt wurde die ökologische Machbarkeit untersucht, so dass schließlich das Technisch-ökonomisch-ökologische Wasserkraftpotenzial vorliegt, das in NRW unter den Bedingungen der EG-WRRL noch ausgebaut werden kann.

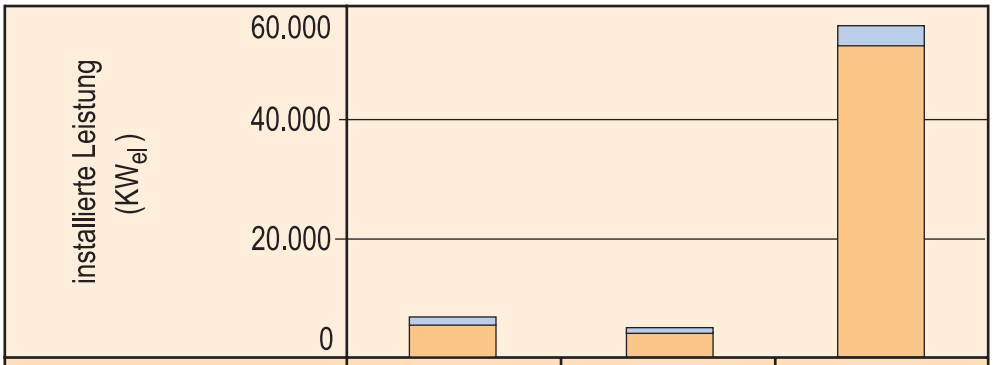
In den Abb. 9.7 und 9.8 sind die Ergebnisse der Untersuchung zusammengestellt. Danach kann im rechtsrheinischen Bergland in Einzugsgebieten größer 20 km² ohne Berücksichtigung der Talsperren eine zusätzliche Kraftwerkskapazität von ca. 3,3 MW ausgebaut werden. Dies entspricht etwa 5,2 % der heute in Laufwasserkraftwerken installierten Leistung. Das Ausbaupotenzial beinhaltet diejenigen Standorte, die

- die Wirtschaftlichkeitsstufe A bis D unter der Voraussetzung einer ökologischen Anpassung entsprechend der in diesem Handbuch formulierten Anforderungen erfüllen,
- an bestehenden Querbauwerken realisiert werden können, die nicht zur Verminderung des Lebensraumverlustes unter 25% der Länge der jeweiligen Fließgewässerzone zurückgebaut werden müssen.

Das Technisch-ökonomisch-ökologische Wasserkraftpotenzial beinhaltet auch die Standorte an Vorranggewässerabschnitten entsprechend Kap. 11.5, jedoch mit erhöhten Abforderungen an Maßnahmen zum Fischschutz und Fischabstieg.

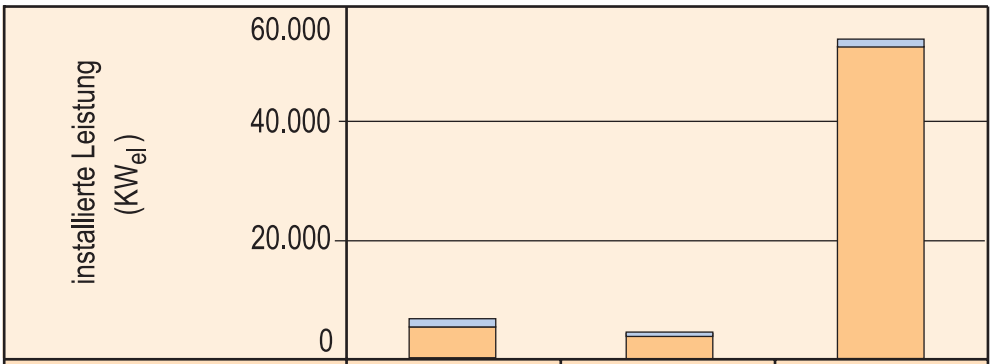
Technisch-ökonomisches ökologisches Wasserkraftpotenzial im rechtsrheinischen Bergland von NRW

Abb. 9.7: Vorhandene Wasserkraftnutzung und Technisch-ökonomisches Wasserkraftpotenzial im rechtsrheinischen Bergland (ohne Berücksichtigung des 25%-Kriteriums)



Gewässersystem	Sieg	Wupper	Ruhr
reaktivierbare Standorte	19	9	56
zusätzliches Potential (kW)	1.543 (28,2%)	735 (17,5%)	3.500 (6,6%)
vorhandene WKA	18	15	82
vorhandene Ausbauleistung (kW)	5.479	4.212	53.507

Abb. 9.8: Vorhandene Wasserkraftnutzung und Technisch-ökonomisch-ökologisches Wasserkraftpotenzial im rechtsrheinischen Bergland (mit Berücksichtigung des 25%-Kriteriums)



Gewässersystem	Sieg	Wupper	Ruhr
reaktivierbare Standorte	19	4	34
zusätzliches Potential (kW)	1.543 (28,2%)	295 (7%)	1.450 (2,7%)
vorhandene WKA	18	15	82
vorhandene Ausbauleistung (kW)	5.479	4.212	53.507

10 Fischaufstiegsanlagen

Die Durchgängigkeit eines durch ein Querbauwerk beeinflussten Gewässerabschnitts kann entweder durch dessen Rückbau oder durch Errichtung einer Fischaufstiegsanlage wiederhergestellt werden, die die flussaufwärts gerichtete Wanderung der aquatischen Organismen gewährleistet. Es müssen diejenigen Standorte umgestaltet werden, die nicht entsprechend den in Kap. 8 dargestellten Kriterien mindestens gemäß Bewertungsstufe B als durchgängig eingestuft werden. Grundsätzlich ist die flussaufwärts gerichtete Durchgängigkeit an allen Wanderhindernissen, die ursprünglich passierbar waren, wiederherzustellen. Fischaufstiegsanlagen sind so zu gestalten, dass sie als Wanderkorridor für die Zielarten und für Makrozoobenthos dienen können.

Zielarten für Fischaufstiegsanlagen

Die Zielarten sind alle Arten der potenziell natürlichen Fischfauna des jeweiligen Gewässers, falls nicht im Rahmen der Bewirtschaftung eine Teilmenge der potenziell natürlichen Fischfauna als Zielarten festgelegt wurden.

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 (s. Kap. 8.1).

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.

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

Abb. 10.1: Umgehungsgerinne Hadamar (Hessen) mit gut auffindbarem Einstieg am schräg im Gewässer angeordneten Wehr



(Q_{30} bis Q_{330}) 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.

Die nachfolgenden Ausführungen gelten für die 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 in Kap. 13 behandelt wird.

Abb. 10.2: Rückbau eines Stauwehres im Brölunterlauf bei Hennef Müschmühle



10.1 Rückbau von Querbauwerken

Grundsätzlich ist im Sinn einer ökologischen Gewässersanierung bei jedem Querbauwerk zu prüfen, ob es entfernt oder zumindest teilweise rückgebaut werden kann. Nur dann ist die Entwicklung der betreffenden Gewässerstrecke entsprechend dem jeweiligen Gewässertyp möglich. 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 hydro-

morphologische 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?

Das Querbauwerke-Informationssystem NRW gibt auf der Basis der durchgeführten gewässerökologischen und energetischen Bewertungen Hinweise, welche Querbauwerke nach vorläufiger Einschätzung beseitigt werden können und an welchen Wehren aus gutachterlicher Sicht eine künftige Wasserkraftnutzung möglich/sinnvoll ist. Diese Hinweise können und sollen kein ordnungsgemäßes Verfahren ersetzen.

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 (vgl. Kap. 3) 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 ist, 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. sind zu beachten.

Abb. 10.3: 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.



10.2 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,
- Die spezifische Leistung, die in den Wasserkörper eingetragen und die entweder dort abgebaut (Energiedissipation) oder weitergeleitet wird. Die spezifische Leistung ist ein Maß für die Turbulenz im Wasserkörper.

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 flussaufwärts 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
- spezifische Leistung

entscheidende Bedeutung bei der Auslegung und bei der Beurteilung von Fischaufstiegsanlagen zu. Die

Abb. 10.4: Fischaufstiegsanlage mit niedriger spezifischer Leistung



Abb. 10.5: Fischaufstiegsanlage mit zu hoher spezifischer Leistung



Abb. 10.6: Auch Kleinfische müssen Fischaufstiegsanlagen passieren können ....



Abb. 10.7: ....nicht nur leistungsstarke diadrome Arten



spezifische Leistung hat sich als Kennwert für die Beurteilung des Verhaltens von Fischen in Fischpässen bewährt (vgl. LARINIER 1992d).

10.2.1 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).

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. 10.2 (S. 138) dargestellten hydraulischen Grenzwerte für Fischaufstiegsanlagen basieren auf den hier beschriebenen Zusammenhängen.

Abb. 10.8: Vertical-Slot-Pass mit niedriger spezifischer Leistung



Abb. 10.9: Schwimmleistung von Fischen: Geschwindigkeit in Körperlängen pro Sekunde

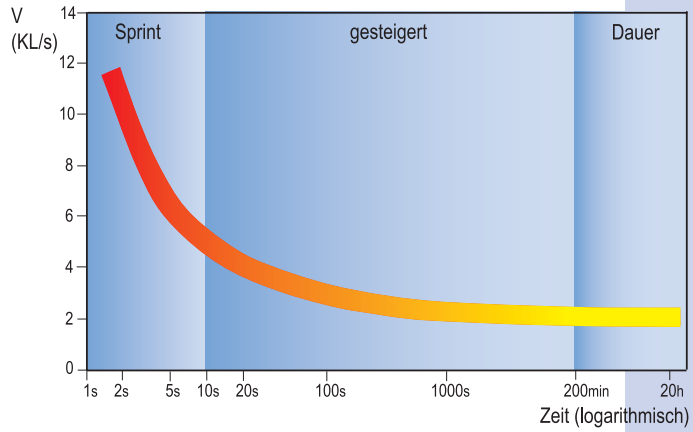




Abb. 10.10: Abgeschätzte spezifische Leistung in der Rur (Mess-Strecke 1) in W/m³



Abb. 10.11: Abgeschätzte spezifische Leistung in der Rur (Mess-Strecke 2) in W/m³

10.2.2 Fließgewässerzonierung und Leistungsvermögen der Fische

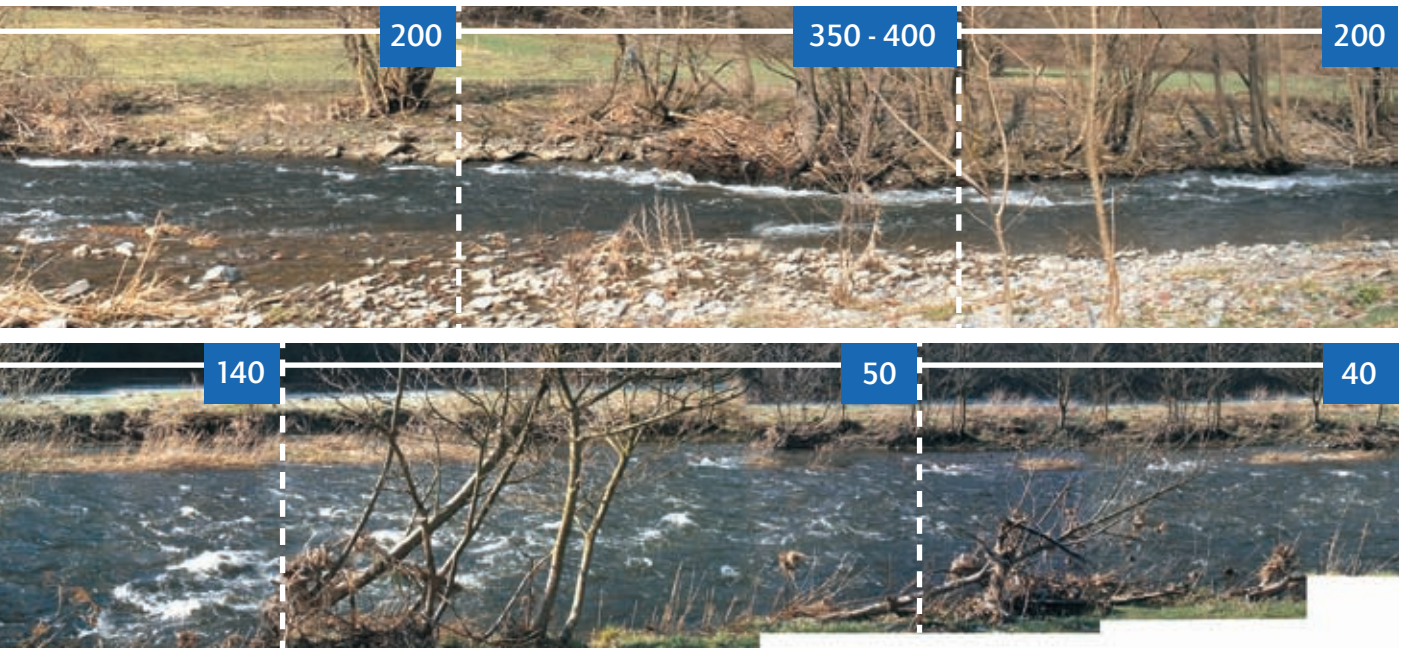
Bezüglich der zulässigen Geschwindigkeiten und der zulässigen spezifischen Leistung in Fischpässen kann auch die Betrachtung natürlicher Gewässer zusätzliche Anhaltspunkte liefern. Die Werte der natürlichen spezifischen Leistung können überschläglich für typische Gewässerabschnitte einer Fließgewässerzone berechnet werden. Tab. 10.1 veranschaulicht die abgeschätzten spezifischen Leistungen für größere Abschnitte von Fließgewässern.

Eine detaillierte Untersuchung wurde in der Äschenregion der Rur unterhalb von Monschau vorgenommen (INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE 2004b). Das Sohlengefälle variierte für sehr kurze Abschnitte zwischen 1:360 und 1:25. Entsprechend lagen die spezifischen Leistungen bei Mittlerem Abfluss zwischen 40 und 200 W/m³. Im steilsten Abschnitt (einem vermutlich natürlichen Absturz mit einem Sohlengefälle von 1:10) wurden sogar 350 - 400 W/m³ erreicht. Für die in Tab. 10.1 charakterisierten längeren Abschnitte wurden die dort angegebenen Werte bestätigt.

Auch die spezifischen Leistungen in natürlichen Gewässern liefern Hinweise für die hydraulische Auslegung von Fischaufstiegsanlagen, die die gleiche Tendenz wie die oben geschilderten Versuchsergebnisse aufweisen. Es liegen jedoch bisher nur wenige Aussa-

Tab. 10.1: Abgeschätzte mittlere spezifische Leistung je Fließgewässerzone

Fließgewässerzone	maximales mittleres Gefälle		spezifische Leistung
Obere Forellenregion	5 %	1:20	150–400 W/m³
Untere Forellenregion	1,5 %	1:66	100–150 W/m³
Äschenregion	0,75 %	1:133	50–100 W/m³
Barbenregion	0,3 %	1:300	10–50 W/m³



gen 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 Kap. 10.6 werden dazu Ansätze vorgestellt.

10.2.3 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. 10.12: Natürliche Kiesstruktur als Vorbild für Sohlenrauigkeit



10.3 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.

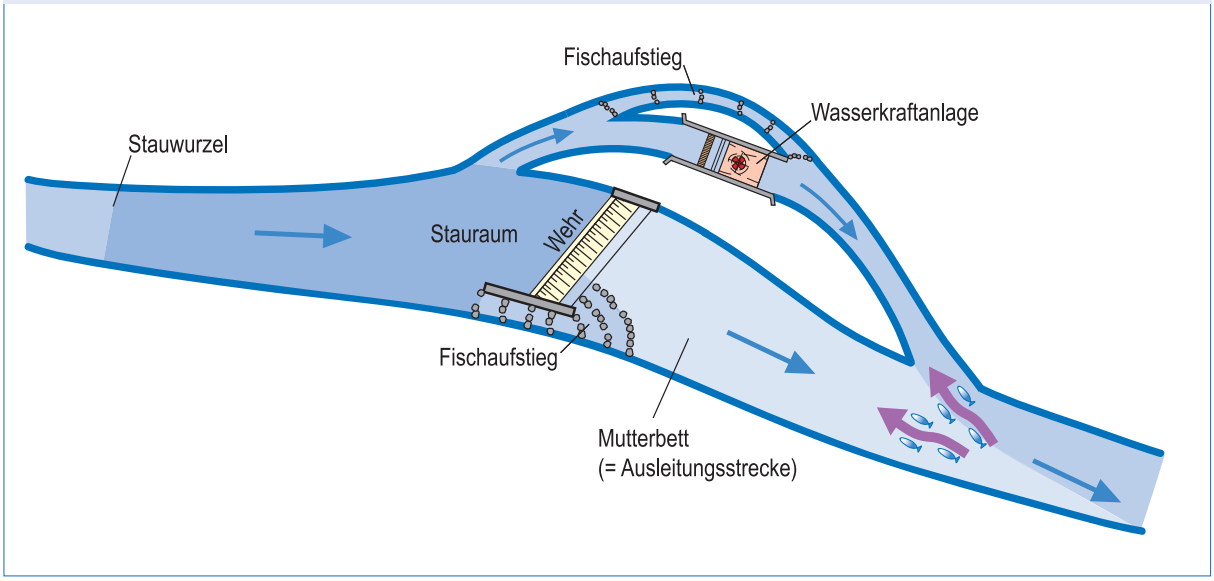
Die aufwärts gerichtete Wanderung von Fischen orientiert sich an der Hauptströmung im Gewässer. Sie findet häufig in deren Rand- bzw. Uferbereichen statt. Dieser Orientierungsmechanismus trifft vor allem auf die rheophilen Arten zu, die als diadrome oder potamodrome Arten auf die Wanderung zwischen unterschiedlichen 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.

10.3.1 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 Fischaufstiegsan-

Abb. 10.13: Ausleitungskraftwerk mit der Konkurrenzsituation Unterwasserkanal/Mutterbett



lage 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 (vgl. Kap. 7.4). 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 im Jahr zu fordernden Betriebszeit gegeben.

Abb. 10.14: Künstlicher Sohlenabsturz als Fischbarriere in einem Unterwasserkanal



Richtlinien für die großräumige Anordnung von Fischaufstiegsanlagen

- Mindestens ein Fischaufstieg muss dort platziert werden, wohin die Hauptströmung die aufstiegswilligen Fische leitet. Der Einstieg ist entsprechend Kap. 10.3.2 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/Jahr erreicht werden kann.
- Wenn durch die zeitliche Verteilung des Abflusses zwischen zwei oder mehreren Gewässerarmen keine eindeutige Sicherstellung des Aufstiegs an 300 Tagen im Jahr 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 technisch/betrieblichen 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 erfolgt diese Betrachtung in Kap. 13. 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.

Beispiele zur großräumigen Auffindbarkeit

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 m^3/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 im Auftrag des Landes Rheinland-Pfalz 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 Schiffs-Schleuse ebenfalls eine Reuse installiert. Alle Reusen wurden dreimal täglich geleert und die Fische nach Art und Größe bestimmt (INGENIEURBÜRO FLOECKS-MÜHLE 1997).

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 (Abb. 10.18). 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 (vgl. ADAM et al. 1999b, SCHWEVERS & ADAM 1997b).

Abb. 10.15: Schleuse und WKA Lahnstein



Abb. 10.16: Lageplan

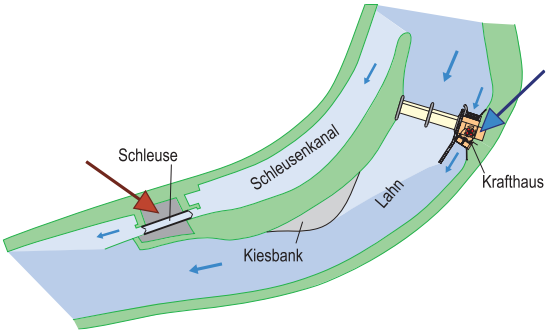
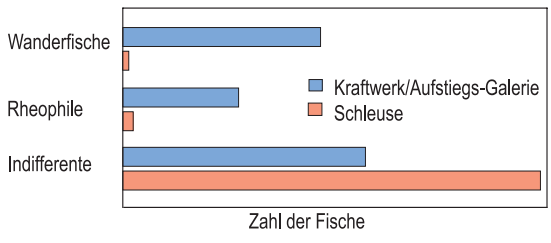


Abb. 10.17: WKA Lahnstein



Abb. 10.18: Auffindbarkeit von WKA und Schleuse



Beispiele zur großräumigen Auffindbarkeit

Wehr Buisdorf/Sieg

Das Wehr Buisdorf ist mit einer großzügigen Fischrampe ausgerüstet, die unterhalb des Wehrs angeordnet ist (Abb. 10.21). Wegen des daraus resultierenden großen Abstandes zwischen dem Einstieg und dem Wehr ist bei überströmtem Wehr durch die nicht eindeutige großräumige Leitströmung mit einer beeinträchtigten Auffindbarkeit der Rampe zu rechnen.

Die Ergebnisse der oberhalb der Rampe platzierten Fang- und Kontrollstation (Abb. 10.20) bestätigen diese Vermutung in der Tendenz:

- Bei niedrigem Abfluss in der Sieg wird die Rampe gut aufgefunden, da das Wehr kaum überströmt ist und von dort keine Leitwirkung ausgeht.
- Bei mittleren Abflüssen ist die Leitströmung nicht eindeutig auf die Rampe orientiert und die Auffindbarkeit verschlechtert sich. In dieser Situation wurden Lachse beobachtet, die versuchen, das Wehr zu überspringen (Abb. 10.19). Sie hatten weder den Einstieg in die Rampe noch die seitliche Anrampung gefunden.
- Bei hohem Abfluss wandert der Tosbereich des Wehrs in Richtung Unterwasser (neben den Einstieg der Rampe) und die Auffindbarkeit der Rampe verbessert sich wieder.

Abb. 10.19: Springender Lachs am Wehr Buisdorf, der die Fischrampe offensichtlich nicht gefunden hat



Abb. 10.20: Reuse der Fang- und Kontrollstation



Abb. 10.21: Wehr und Fischrampe Buisdorf



10.3.2 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.

Abb. 10.22: Nicht auffindbarer Fischpass: unzureichende Leitströmung, Einstieg zu weit unterhalb des Wehrs



Richtlinien für die Anordnung des Einstiegs von Fischaufstiegsanlagen

- 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 Leitströ-

mung 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 biologischen Grenzwerte (Tab. 10.2) hydraulisch überlastet werden kann. Die korrekte höhenmäßige Anordnung des Einstiegs ist ggf. durch eine Wasserspiegellagenberechnung nachzuweisen.

10.3.3 Anordnung des Ausstiegs

Der oberwasserseitige Ausstieg einer Fischaufstiegsanlage wird häufig in den Staubereich 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.

Minimalforderungen für die Anordnung des Ausstiegs

- 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.

Abb. 10.23: WKA Hamm Uentrop mit schlecht auffindbarem Einstieg in das Umgehungsgerinne (zu weit unterhalb der WKA)



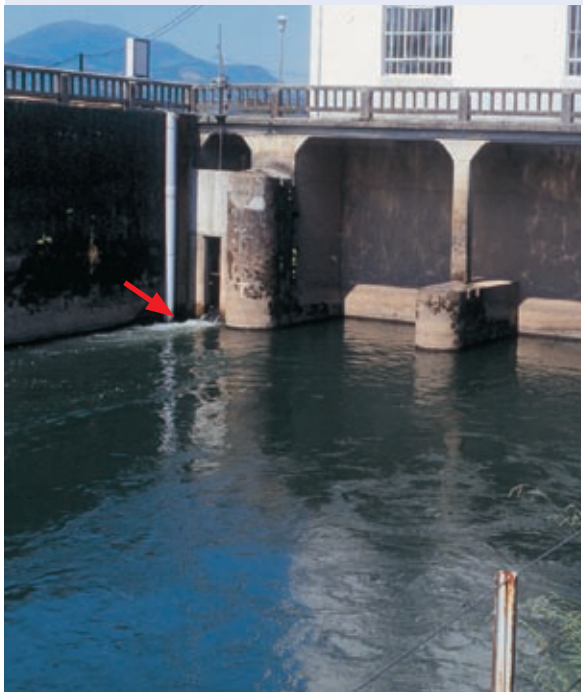
10.3.4 Größe der Fischaufstiegsanlage im Vergleich zum Gewässer

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. Unabhängig von der erforderlichen Leitwirkung ergeben sich auch aus Tab. 10.3 Forderungen an die Größe der Fischaufstiegsanlage.
- 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. 10.2 genannten hydraulischen Grenzwerte sind Maximalwerte für Anlagen in den jeweiligen Fließgewässerzonen.
- Die geometrischen Dimensionen in Tab. 10.3 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 Fischaufstieganlage bestehen Vorteile hinsichtlich der Auffindbarkeit. Dies gilt auch für „Restwasser-Turbinen“, mit denen der Mindestabfluss in Ausleitungsstrecken energetisch genutzt wird.

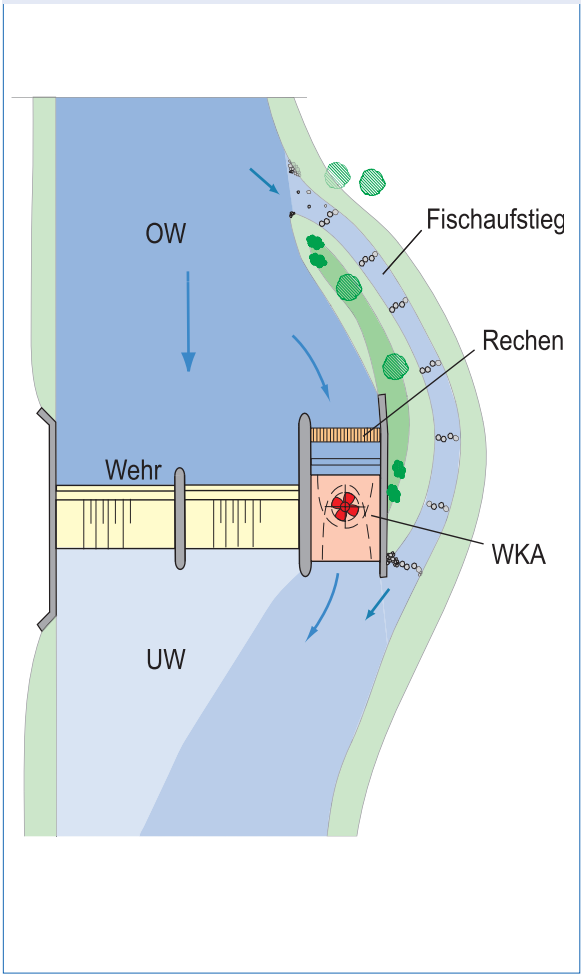
Abb. 10.24: Unterwasseransicht des französischen Wasserkraftwerks Halsôu. Rechtsufrig ist der Einstieg in den Fischpass und die Leitströmung zu erkennen (Pfeil).



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.

Abb. 10.25: Anordnung des Fischaufstiegs an einem Flusskraftwerk



10.3.5 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. 10.26: Ausbreitung der Leitströmung der Turbine im Gewässer (WKA Obermaubach/Rur)



▷ 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.

In beiden Fällen verbleibt entsprechend Kap. 13 ein unterschiedlich hoher Mindestabfluss in der Ausleitungsstrecke.

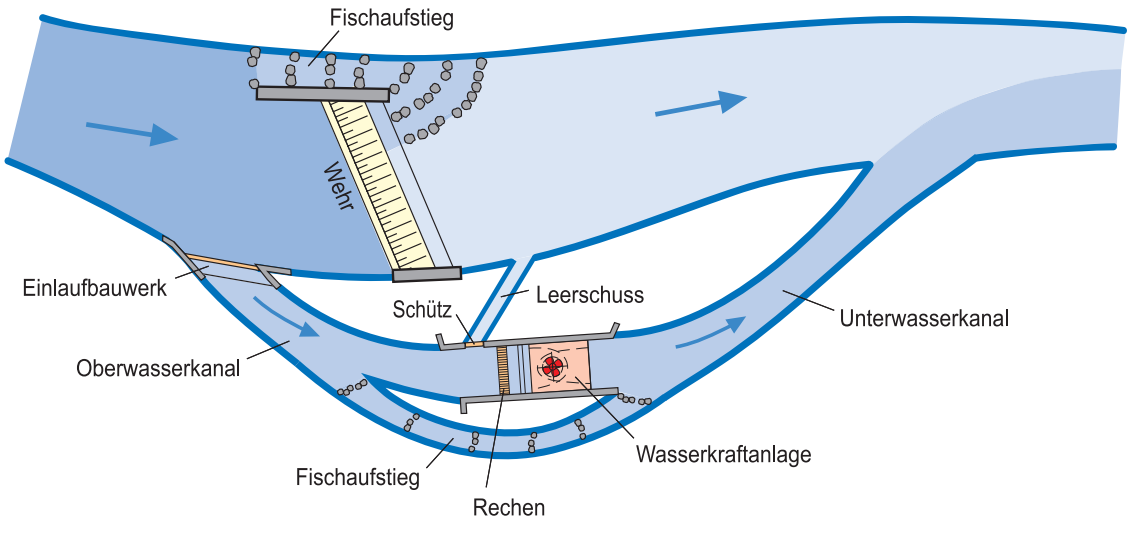
Abb. 10.27: Mündung eins Unterwasserkanals (rechts) ohne eindeutig wirkende Leitströmung



Abb. 10.28: 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.



Abb. 10.29: Ausleitungskraftwerk mit zwei Fischaufstiegsanlagen



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.

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. 10.30: Anordnung des Einstiegs am Prallhang

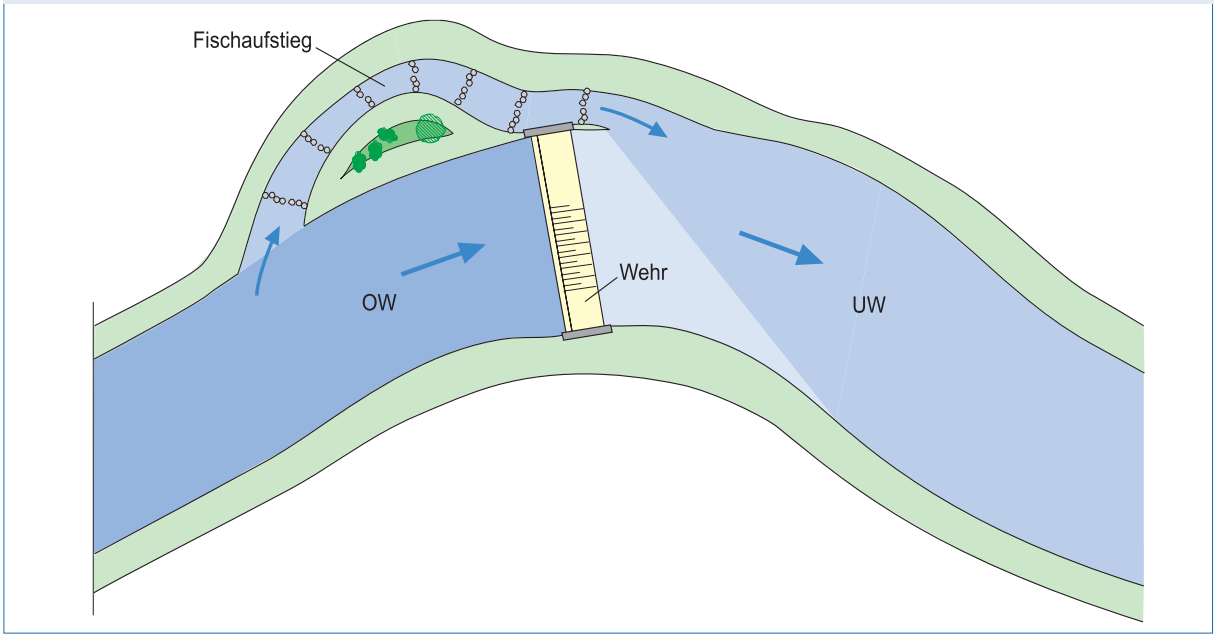
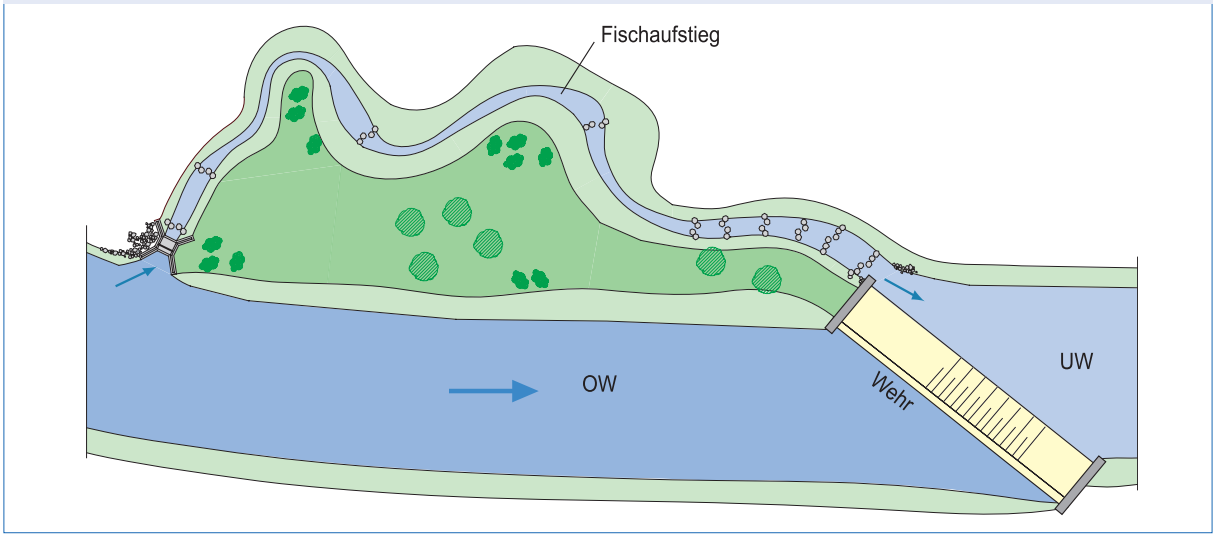


Abb. 10.31: Anordnung des Einstiegs an einem schrägen Wehr



▷ 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. 10.32: Oben: Fischaufstiegsanlage Wuppertal-Barmen mit Einstieg unmittelbar neben dem Tosbereich der Wehrklappe. Grafik unten: 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.



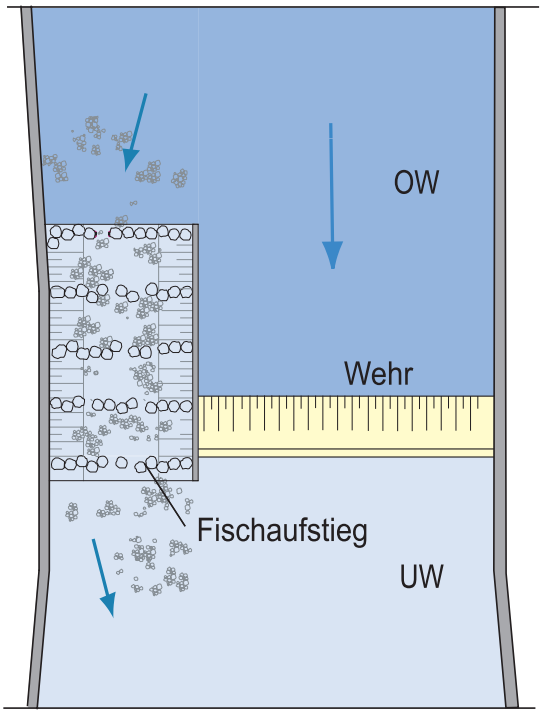


Abb. 10.33: Fischaufstiegsanlage am Wehr Beckinghausen (Lippe): Anordnung des Einstiegs am Ende des turbulenten Bereichs



10.4 Naturgemäße Fischaufstiegsanlagen

10.4.1 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. Bei Fortbestand eines Staubereichs wird von allen genannten Fischaufstiegsanlagen 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. 10.3.4).

Abb. 10.35: Umgehungsgerinne Beckinghausen (Lippe) ein Jahr nach seiner Inbetriebnahme



Abb. 10.34: Umgehungsgerinne am Elbbach (Hessen). Der Einstieg befindet sich unmittelbar neben dem Wehr



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 ingenieurbiologische 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 (siehe Kap. 10.4.3) oder eine geeignete Anordnung von Störsteinen eingesetzt werden, wobei für letztere die Aussagen über Rampen (Kap. 10.4.2) relevant sind.

10.4.2 Rampen

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

Abb. 10.36: Nicht passierbare Sohlengleite



Fisch-Rampen

Speziell für den Fischaufstieg ausgelegte Strukturen („Fisch-Rampen“) entsprechen nicht dieser Terminologie. Sie werden innerhalb dieses Handbuchs vereinfacht als Rampen bezeichnet, auch wenn sie in Bezug auf ihre hydraulische Funktion wesentlich von den Bautypen nach DIN 4047 abweichen, wie die folgenden Überlegungen zeigen.

Die Fließgeschwindigkeit über derartigen Strukturen hängt vom Gefälle und der Rauigkeit ab. Vertikal zur Sohle stellt sich ein ausgeprägtes Geschwindigkeitsprofil mit niedrigen Werten im Bereich der Rauigkeit ein. Je nach Höhe der Geschwindigkeit, der Wassertiefe und der geometrischen Verhältnisse des Wanderkorridors können aquatische Organismen Rampen und Gleiten stromaufwärts passieren. Da diese Bauweisen zudem vorteilhaft über die gesamte Gewässerbreite gebaut werden können und einen geringen Wartungsaufwand bei Geschiebe- und Geschwemmseltrieb aufweisen, wurden sie bald als naturnaher Fischaufstieg favorisiert, zumal eine gute Einbindung in das Landschaftsbild (insbesondere im Hoch- und Mittelgebirge) möglich ist.

Rampen und Gleiten wurden zunächst in Gebirgsbächen, also in den Forellenregionen gebaut. Das physiologische Leistungsvermögen der dortigen Fischarten ist hoch, so dass sie z.T. auch Rampen überwinden können, deren Gefälle 1:20 übersteigt. Werden Fischrampen in den weiter unterhalb liegenden Fließgewässerzonen eingesetzt, ist eine hydraulische Anpassung an die Leistungsfähigkeit der Zielarten notwendig.

Entsprechend ihrer ursprünglichen Funktion als Sohlensicherung werden Rampen und Gleiten in der Literatur (z.B. LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 2000) und in der Praxis häufig in Hinblick auf ihre Standsicherheit untersucht und bemessen, weniger jedoch nach den für eine Fischaufstiegsanlage geltenden geometrischen und hydraulischen Anforderungen.

Bereits in DVWK (1996) wurde ausgeführt: „Mit den in der Regel zur Anwendung kommenden Rampenneigungen zwischen 1:20 und 1:30 lassen sich trotz einer rauen Sohle die zulässigen Fließgeschwindigkeiten nicht einhalten. Deshalb sind Fischrampen mit zusätzlichen Abflusshindernissen zu versehen, welche die Fließgeschwindigkeit mindern und gleichzeitig die Wassertiefe erhöhen sollen.“ Als solche können Störsteine und Steinriegel eingesetzt werden.

In DVWK (1996) wird als mittlere Wassertiefe 30 bis 40 cm gefordert. Dies erscheint aus heutiger Sicht für die Anwendung in der Forellenregion ausreichend, kann aber nicht für die Äschen-, Barben- oder gar Brachsenregion gelten. Entsprechend den grundsätzlichen Überlegungen in Kap. 10.3 und 10.6 wird in diesem Handbuch eine Orientierung an den dort für beckenartige Strukturen geforderten Wassertiefen empfohlen. Das gilt umso mehr, wenn auch für Rampen die zulässige spezifische Leistung betrachtet wird, denn für die Überwindbarkeit von Fischaufstiegsanlagen ist – unabhängig von der jeweiligen Konstruktionsweise – ausschließlich die Leistungsfähigkeit des Fisches maßgeblich.

Eine Überprüfung von typischen Rampen mit den in DVWK (1996) dargestellten Berechnungsmethoden zeigt, dass es selbst bei massiven Rauigkeiten (d.h. bei großen und eng stehenden Störsteinen) nur bedingt möglich ist, akzeptable Fließgeschwindigkeiten und -tiefen bei einem Gefälle größer 1:30 zu erreichen.

Die untersuchten Beispiele zeigen, dass die lichten Abstände der Störsteine großen Fischen z.B. der Barben- oder Äschenregion, wenig Bewegungsmöglichkeiten lassen und keine Ruhezonen bieten. Damit wird deutlich, dass Rampen nur mit wesentlich kleineren Gefällen und/oder beckenartigen Strukturen an die jeweilige Fischfauna angepasst werden können. Daher werden in diesem Handbuch auch für Rampen die gleichen geometrischen und hydraulischen Grenzwerte (vgl. Kap. 10.6) wie für Beckenpässe vorgegeben, die außer in der Forellenregion Gefälle von ca. 1:40 oder darunter erfordern. Sehr flache Rampen können hinsichtlich des Gefälles in die Morphologie des Gewässers übergehen. Je mehr sich dadurch den natürlichen Strukturen und Wassertiefen ähnliche Verhältnisse einstellen, desto weniger müssen diese durch Becken und Querriegel erzeugt werden. In diesem Übergangsbereich können daher vor allem die geometrischen Parameter den gewässertypischen Verhältnissen angepasst werden. Allerdings sind die hydraulischen Grenzwerte auch hier einzuhalten. Insbesondere der spezifische Energieeintrag ist ein wichtiges Auslegungskriterium.

Abb. 10.37: Fischrampe Hüsten/Ruhr bei Niedrigwasserabfluss. Die Störsteine sind nur bei sehr hohem Abfluss hydraulisch wirksam.



Abb. 10.38: Bei engen Steinabständen ist die Passierbarkeit von Rampen für größere Fische eingeschränkt

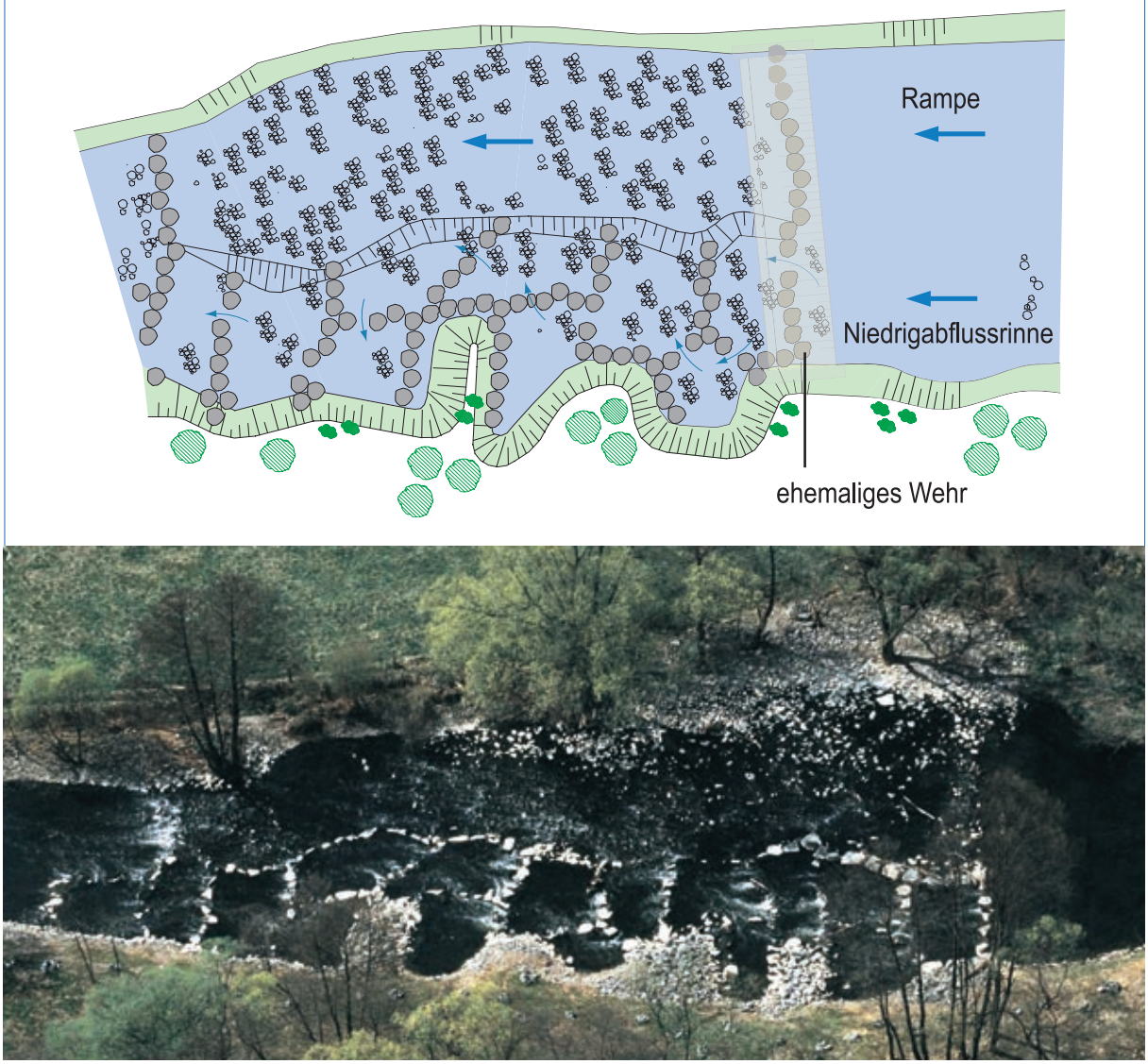


Niedrigabflussrinne

Auch Rampen müssen im Abflussbereich Q_{30} bis Q_{330} funktionsfähig sein. Dies ist jedoch in der Regel ohne eine Niedrigwasserrinne innerhalb der Rampe nicht möglich, da sich sonst bei kleinen Abflüssen nur eine sehr geringe Fließtiefe einstellen würde. Die Niedrigwasserrinne muss dabei meist als Raugerinne-Beckenpass ausgeführt werden. Äußerst wichtig ist jedoch das hydraulische Verhalten der gesamten Rampe über den gesamten Abflussbereich:

- Bei Q_{30} arbeitet die Niedrigabflussrinne korrekt entsprechend ihrer Auslegung
- Bei steigendem Abfluss kann diese Rinne hydraulisch überlastet werden (Geschwindigkeit, Absturzhöhe, Energiedissipation), so dass sie nicht mehr passierbar ist. Gleichzeitig ist häufig die Fließtiefe auf der übrigen Rampe für den Fischaufstieg noch nicht ausreichend, so dass die gesamte Anlage unpassierbar wird.
- Die Problematik besteht verschärft an Ausleitungswehren mit einem sehr geringen Mindestabfluss.

Abb. 10.39: Vollrampe am Wehr der Kammfabrik, Elbbach (Hessen) mit Niedrigabflussrinne



Dem kann nur durch eine äußerst sorgfältige hydraulische Auslegung beider Elemente (Rampe und Niedrigabflussrinne) für den Abflussbereich Q_{30} bis Q_{330} begegnet werden.

Als Alternative bieten sich über die gesamte Rampe reichende Beckenstrukturen an. Aber auch hier besteht eine ähnliche hydraulische Schwierigkeit bei der Beherrschung unterschiedlicher Abflüsse und daher ist eine sorgfältige hydraulische Berechnung ebenfalls notwendig.

▷ Gestaltung der Rampensohle

An ausgeführten Rampen wurde beobachtet, dass Teilflächen bei zurückgehendem Abfluss trocken fallen und dabei im Bereich der Tiefstellen Gumpen entstehen, in denen Fische gefangen sind und schließlich verenden. Es ist daher darauf zu achten, dass die Rampensohle zur Niedrigwasserrinne geneigt ist.

▷ Anordnung von Rampen

Rampen eignen sich gut, um Wehre mit niedrigen bis mittleren Absturzhöhen durch unterwasserseitige Anschüttung passierbar zu machen. Solange die Rampe sich über die ganze Gewässerbreite erstreckt und die Niedrigwasserrinne so integriert ist, dass keine Sackgassenwirkung entstehen kann, bestehen keinerlei Probleme mit der Auffindbarkeit. Bei teilbreiten Rampen unterhalb des Wehrs können aufstiegswillige Fische jedoch in Zeiten, in denen nicht der gesamte Abfluss über die Rampe geleitet wird, an dieser vorbei bis zum Tosbecken des Wehrs schwimmen. Diese Gefahr ist bei senkrecht zur Fließrichtung stehenden Wehren erheblich größer als bei schrägen Anordnungen. Vielfach wurde versucht, diese Sackgasse durch eine seitliche Verschneidung (vgl. Wehr Buisdorf, Abb. 10.21) aufzuheben. Diese hat jedoch häufig ein größeres Gefälle als die Rampe und der Fischaufstieg ist daher nicht für alle Zielarten gewährleistet. Wird eine solche Konstruktion gewählt, so ist die Passierbarkeit der Verschneidung hydraulisch für Q_{30} bis Q_{330} nachzuweisen.

Eine Alternative stellt die in Abb. 10.32 und Abb. 10.43 vorgestellte Verschiebung der Rampe in den Staubereich mittels einer Trennwand dar.

Abb. 10.40: Rampe nach weitgehendem Rückbau eines Wehrs in der Forellenregion



Abb. 10.41: Rampe mit Niedrigabflussrinne am Elbbach (Hessen)



10.4.3 Raugerinne-Beckenpass

Der Raugerinne-Beckenpass kann auch als die naturgemäße Ausführung des technischen Beckenpasses mit Schlitzöffnungen verstanden werden.

Die Becken werden durch Riegel aus großen, schlanken Bruchsteinen gebildet, die in einer geschütteten Sohle oder in Beton verankert sind. Sie können versetzt eingebaut werden, um ein möglichst vielfältiges Strömungsbild zu erzielen. Zwischen den Steinen bleiben Öffnungen, die durchströmt werden. Mindestens eine Öffnung pro Riegel muss eine lichte Weite entsprechend Tab. 10.3 aufweisen. Wegen der Ungleichmäßigkeit der Natursteine ist jedoch aus hydraulischer Sicht eine Mindestöffnung von 20 cm zu empfehlen. Die Öffnungen sollten wegen der Verlegungsgefahr mit Treibgut möglichst groß gewählt werden. Tab. 10.3 empfiehlt daher für naturnahe Bauweisen höhere Werte. Eine Begrenzung des Abflusses kann ggf. durch Verminderung der Schlitzhöhen erreicht werden. Die Entscheidung ist u.a. in Hinblick auf die zu erwartende Geschwemmselführung zu treffen. Die Hauptöffnungen sind von Becken zu Becken versetzt anzuordnen, um einen hydraulischen Kurzschluss zu vermeiden und den Energieabbau in jedem Becken zu erzwingen.

Abb. 10.42: Tümpelpass mit sehr geringem Durchfluss. Die Funktionsfähigkeit hängt von den Abmessungen der durchströmten Öffnung zwischen den Becken ab. Die Passierbarkeit der unten gezeigten Engstelle ist fraglich.





Abb. 10.43: Raugerinne-Beckenpass Betzdorf (Sieg) im Betrieb (Q=500 l/s), rechts im Bau. Auch hier wurde der unterwasserseitige Einstieg möglichst 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.





Abb. 10.44: Umgehungsgerinne Harkortsee/Ruhr bei der Inbetriebnahme.



Abb. 10.45: Luftaufnahme Wehr Beckinghausen/Lippe mit Fischaufstiegsanlage bei höherer Wasserführung als in Abb. 10.33. Der Fischpass ist im Bereich des Einstiegs so gewendelt, dass die Ausströmung parallel zur Lippe erfolgt.



10.5 Technische Fischaufstiegsanlagen

10.5.1 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.

10.5.2 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 völlig 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. 10.2 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 besonders 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. 10.48).

Abb. 10.46: Beckenpass Mülheim-Raffelberg/Ruhr 1920



Abb. 10.47: Neuer Vertical-Slot-Pass Mülheim-Raffelberg



Abb. 10.48: Vertical-Slot-Pass in kompakter Ausführung mit versetzten Becken (Heiligenrode, Brandenburg)



Abb. 10.49: Vertical-Slot-Pass Stiftsmühle/Ruhr, spezifische Leistung p=80 W/m³



Abb. 10.50: Vertical-Slot-Pass am Kraftwerk Lixhe/Maas (Belgien). Abfluss im Pass ca. 2 m³/s. Im untersten Becken mündet ein Bypass zur Verstärkung der Leitströmung mit ca. 5 m³/s



10.5.3 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 einzubauen: 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.

10.5.4 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 topografischen Verhältnisse der Bau eines kontinuierlichen Fischpasses nicht möglich ist. Bei korrekter Positionierung und Detailgestaltung können Fischaufzüge und -schleusen (vgl. Abb. 10.52 bis 10.54) eine hohe Effektivität erreichen. Beide Bauarten können nicht mit einer rauen Sohle und einem entsprechendem Anschluss an das Gewässer ausgestattet werden.

Abb. 10.51: Denil-Pass am Kraftwerk Unkelmühle (Sieg) als Ergänzung zu der naturnahen Fischaufstieganlage am Wehr



Abb. 10.52: Fischaufzug in Frankreich



10.5.5 Neue Konstruktionstypen

Mit den bisher vorgestellten Fischpasstypen stehen funktionsfähige Konstruktionsweisen zur Verfügung, um wirksame Fischaufstiegsanlagen zu errichten. Dennoch darf die Entwicklung von Fischaufstiegsanlagen nicht als abgeschlossen betrachtet werden, vielmehr werden immer wieder neue Lösungsansätze und Ideen zur Optimierung konstruktiver Elemente gefunden.

So wurden in den letzten Jahren zwei neue Bauweisen vorgestellt und errichtet:

- Der Mäander®-Fischpass, der hydraulisch einem Vertical-Slot-Pass ähnelt und bei dem die Becken aus versetzt angeordneten, vorgefertigten Halbschalen bestehen (SPÄH 2000a).
- Der Bürstenfischpass, bei dem die Störsteine durch ca. 50 cm hohe Bürsten ersetzt werden (HASSINGER 2000), die auf z.B. vorhandene Bootsrutschen montiert werden können. Der Bootsverkehr ist weiterhin möglich.

Für beide Bauweisen wurden bisher keine eindeutigen Bewertungen vorgenommen. Grundsätzlich ist die Verbesserung des Standes der Technik für den Bau von Fischaufstiegsanlagen anzustreben. Bei allen neuen Bauweisen sollte folgendes Verfahren angewandt werden, um die Installation von untauglichen Anlagen zu vermeiden:

- Konstruktionen, die gravierende Abweichungen von den hydraulischen und geometrischen Vorgaben entsprechend den Tab. 10.2 und 10.3 aufweisen, müssen als untauglich verworfen werden. Ausnahmen sind nur zulässig, wenn ihre Funktionsfähigkeit für das relevante Artenspektrum in wissenschaftlich einwandfreien Laboruntersuchungen nachgewiesen wurde.
- Bei Konstruktionen mit nur geringfügigen Abweichungen von den Grenzwerten und bei neuen, im Labor erfolgreich geprüften Bauweisen ist die Realisierung einer Pilotanlage im Freiland anzustreben:
  - Bei Pilotanlagen neuer Bauweisen muss eine unabhängige, wissenschaftliche Überprüfung der Funktionsfähigkeit sichergestellt sein.
  - Es muss die Option bestehen, die Aufstiegsanlage bei einem unbefriedigenden Ergebnis der Pilotanlage durch einen bewährten Konstruktionstyp zu ersetzen.

Abb. 10.53: Fang- und Transportkorb eines Fischaufzugs

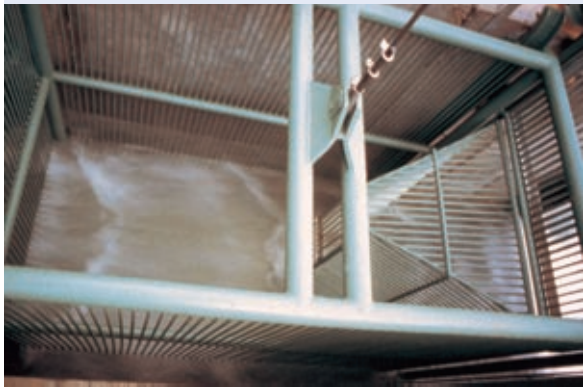


Abb. 10.54: Fischaufzug am Kraftwerk Tuiliere/Dordogne (Frankreich)



10.6 Hydraulische und geometrische Dimensionierung von Fischaufstiegsanlagen

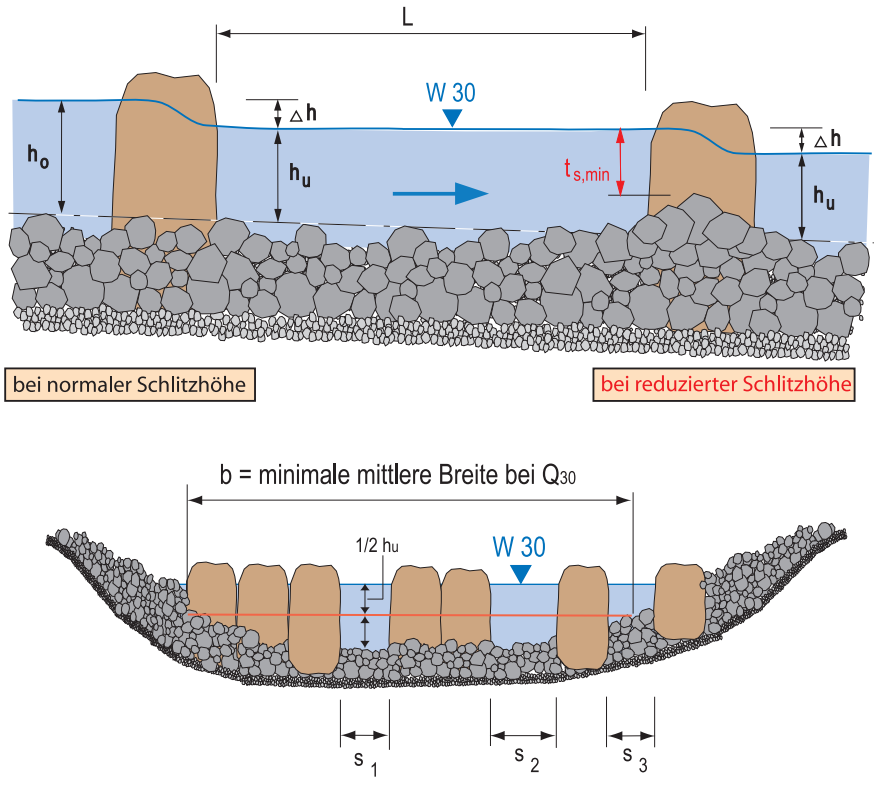
Die Dimensionierung der Anlagen richtet sich nach den für den jeweiligen Gewässerabschnitt festgelegten Zielarten. Fischaufstiegsanlagen sind in der Regel so anzulegen, dass die Funktionsfähigkeit an mindestens 300 Tagen pro Jahr gewährleistet ist, d.h. die hydraulischen und die geometrischen Grenzwerte müssen im Bereich von Q_{30} bis Q_{330} eingehalten werden.

In Kap. 10.2.2 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. 10.2 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 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

Abb. 10.55: Definition der geometrischen Kennwerte einer Fischaufstiegsanlage mit normaler und reduzierter Schlitzhöhe



(Leit-)Arten fehlen. Daher werden die geometrischen Grenzwerte in Tab. 10.3 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. 10.3 und der Mindestfließtiefe in Tab. 13.3. 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.

10.6.1 Raue Sohle

Grundsätzlich müssen Fischaufstiegsanlagen gleich welcher Bauart mit einer durchgehenden rauen 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 geschlossene 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. 10.57). 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. 10.56: Raue Sohle mit einem Raster aus mittelgroßen Steinen entsprechend Abb. 10.57



Abb. 10.57: Die fischbiologisch richtige Anordnung der Sohlen-Störsteine ist wichtig für die Passierbarkeit der Engstellen durch Kleinfische.

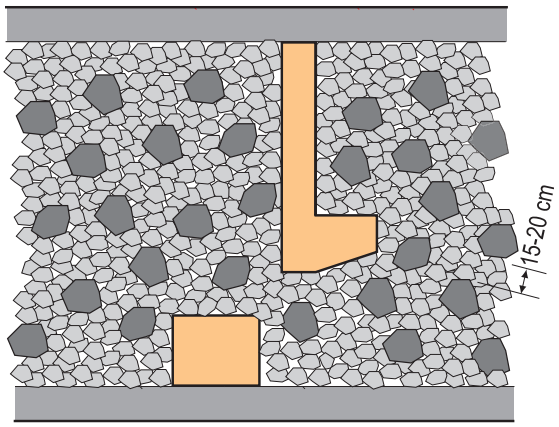
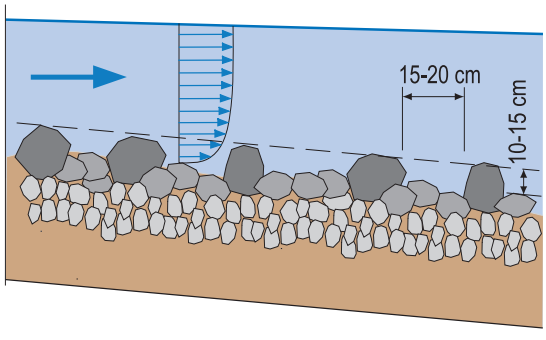


Abb. 10.58: Die Fließgeschwindigkeit wird im Bereich der Rauigkeit stark reduziert. Dadurch wird die Wanderung von Kleinfischen und Makrozoobenthos erleichtert.



Tab. 10.2 Hydraulische Grenzwerte

Hydraulische Grenzwerte für beckenartige Fischpässe sowie für die Wanderkorridore von Rampen und Umgehungsgerinnen

Fließ-gewässer-zone	Δh_{max} Rechnerischer max. Absturz (1)	v_B maximale mittlere Geschwindigkeit im Becken	v_{WK} maximale mittlere Geschwindigkeit im Wanderkorridor (2)	Leitströmung bei MQ		Max. Leistung pro Wasservolumen des Fischpasses (Becken, Wanderkorridor)		Max. Leistung pro Wasservolumen des Ruhebeckens
				v_{min}	v_{max}	p bei Q_{30}	p bei Q_{330}	
	[m]	[m/s]	[m/s]	[m/s]	[m/s]	[W/m³]	[W/m³]	[W/m³]
Epi-Rhithral	0,20	0,5	1,0	0,3	2,0	200	200	50
Meta-Rhithral	0,18	0,5	1,0	0,3	1,9	180	200	50
Hypo-Rhithral	0,15	0,5	0,9	0,3	1,7	150	200	50
Epi-Potamal	0,13	0,5	0,8	0,3	1,6	100	150	50
Meta-Potamal	0,10	0,5	0,7	0,3	1,4	80	100	50
Hypo-Potamal	0,09	0,5	0,6	0,3	1,3	60	80	50

(1) Die Fischaufstiegsanlage ist rechnerisch auf einen gleichmäßigen Absturz ≤ Δh_{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.

Die hydraulischen Grenzwerte orientieren sich an den Lebensraumbedingungen in den Fließgewässerzonen

Abb. 10.59: Untere Forellenregion



Abb. 10.60: Barbenregion



Tab. 10.3 Geometrische Grenzwerte

Geometrische Grenzwerte 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 (6)	
	min. Wassertiefe unterhalb Trennwand	min. Schlitzhöhe (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] (5)	s [m] (5)	[m³/s]	[m³/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 Mindest-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 Schlitzen auf $t_{s,\,min}$ verringert werden. Abgelöste Überfallstrahlen sind zu vermeiden (ggf. Δh reduzieren), h_u ist dennoch einzuhalten. Falls in diesen Fällen die Funktionsfähigkeit wegen eines zu geringen Betriebsabflusses selbst mit den 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 (<< 1:50) und Umgehungsgerinnen, die sich der Morphologie der natürlichen Gewässersohle annähern, gilt h_u als minimale Wassertiefe in den Gumpen und $t_{s,\,min}$ als minimale Wassertiefe über den Gleiten. Die max. spezifische Leistung pro m³ nach Tab. 10.2 ist immer einzuhalten.

(5) Bei konventionellen Beckenpässen ist die kleinste Abmessung für das Schlupfloch 0,2 x 0,2 m. Höhe und Breite des Schlupfloches sollten der Schlitzweite für naturnahe Bauweisen entsprechen.

(6) 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.

Die geometrischen Grenzwerte orientieren sich an der Größe der relevanten Fischarten am Standort

Abb. 10.61: Flussbarsch



Abb. 10.62: Maifisch



Erläuterungen zu Tab. 10.2 und 10.3

Max. Geschwindigkeit v_{max}

Diese tritt in den Engstellen auf und hängt nur von der Wasserspiegeldifferenz Δh ab.

Es gilt: $$v_{max} = \sqrt{2g \cdot \Delta h}$$

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. Daher sollten die Grenzwerte bei naturnahen Fischaufstiegsanlagen ca. 2 cm niedriger als bei technischen Fischaufstiegsanlagen angesetzt werden.

Auch bei Rampen dürfen die Gefällesprünge die Grenzwerte nicht überschreiten. Hier sind jedoch häufig mehrere Aufstiegskorridore gegeben. Es ist nachzuweisen, dass für jede Abflusssituation von Q_{30} bis Q_{330} zumindest ein Wanderkorridor existiert, in dem die hydraulischen Grenzwerte eingehalten werden und der somit fischpassierbar ist.

Mindestwassertiefe h_u

Die kleinste Wassertiefe im Becken, unmittelbar unterhalb der Trennwand zum oberhalb liegenden Becken; Abstand Wasserspiegel bei Q_{30} bis Oberkante der Rauhigkeit in der Sohle (vgl. Abb. 10.55).

Leitströmung im Austrittsquerschnitt

Die Leitströmung muss bei Q_{30} bis Q_{330} wahrnehmbar sein, also mindestens 0,3 m/s betragen. Sie sollte nicht größer sein als die maximale Geschwindigkeit v_{max} in den Engstellen. Wichtig ist die Wahrnehmbarkeit im Verhältnis zur Strömung des Gewässers.

Spezifische Leistung

Die spezifische Leistung wird berechnet durch:

$$p = Q \cdot g \cdot \rho \cdot \Delta h / V$$

Mit:

- **Q** = Abfluss im Becken bzw. dem untersuchten Abschnitt der Fischaufstiegsanlage
- **g** = Erdbeschleunigung (9,81 m/s²)
- **ρ** = spezifisches Gewicht
- **Δh** = Absturzhöhe von Becken zu Becken
- **V** = Netto-Wasservolumen im Becken (mittlere Wassertiefe h_m oberhalb der Rauigkeit x Nettobreite x Nettolänge)

Die Grenzwerte 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 spezifische Leistung von 100 W/m³ für zulässig hält.

Wichtig ist, dass unterschieden wird zwischen der spezifischen Leistung bei Q_{30} und bei Q_{330}. Der höhere Wert darf nur in der vergleichsweise kurzen Zeit mit hohem Abfluss erreicht werden. Dies ist rechnerisch nachzuweisen. Die auftretende Leistung muss im Becken des Fischpasses bzw. in jedem Abschnitt einer Fischrampe vollständig abgebaut werden (Energiedissipation). Nur dann ist die Eintrittsgeschwindigkeit gleich der Austrittsgeschwindigkeit.

Erläuterungen zu Tab. 10.2 und 10.3

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. 10.55 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. Wichtig ist bei der Dimensionierung des Beckenvolumens die Einhaltung des zulässigen Energieeintrags.

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 (3) zu Tab. 10.3). 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 im Jahr 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.

Rampen

Rampen müssen so ausgelegt werden, dass die in den Tab. 10.2 und 10.3 genannten Grenzwerte eingehalten und nachgewiesen werden können. Oft ist das nur bei Gefällen kleiner 1:40 möglich und/oder setzt in gewissem Sinn eine beckenartige Struktur voraus. Sehr flache Rampen (<< 1:50) können sich ggf. morphologisch und hydraulisch dem natürlichen Fließgewässer annähern. In diesem Fall sind die geometrischen Parameter tendenziell dem Gewässer anzupassen.

Die Tabellen enthalten bewusst kein zulässiges Gefälle für rampenartige Fischaufstiegsanlagen. Hydraulische Berechnungen zeigen, dass bei dieser Bauart in vielen Fällen die erforderliche Wassertiefe nicht erreicht wird und vergleichsweise hohe Fließgeschwindigkeiten auftreten. Deshalb wird explizit auf die genannten hydraulischen Grenzwerte verwiesen

Es ist der rechnerische Nachweis zu führen, dass für jede Abflusssituation Q_{30} bis Q_{330} mindestens ein Wanderkorridor mit Anbindung an den sich unterhalb und oberhalb anschließenden Wanderweg existiert, in dem die genannten hydraulischen und geometrischen Grenzwerte eingehalten werden.

Erläuterungen zu Tab. 10.2 und 10.3

Bei Rampen ist zur Prüfung des Energieeintrages die gesamte in die Rampe eingetragene Energie auf das gesamte Netto-Wasservolumen zu beziehen und die Einhaltung der Grenzwerte jeweils für Q_{30} und Q_{330} nachzuweisen.

$$p = Q \cdot g \cdot \rho \cdot h_{ges} / V_{ges}$$

Mit:

h_{ges} = Gesamthöhe der Rampe (Wasserspiegeldifferenz am Querbauwerk)

V_{ges} = Gesamt-Nettovolumen (Fließtiefe über der Sohlenrauigkeit x Breite abzüglich des Volumens der Störsteine)

▷ 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 qualifizierte örtliche Bauleitung und die Durchführung von Probeläufen mit Korrektur von abweichenden Bereichen erforderlich. Insbesondere bei naturnahen Bauweisen muss die Einhaltung der Grenzwerte entsprechend den Tab. 10.2 und 10.3 durch Messungen bei der Abnahme des Bauwerks nachgewiesen werden.

▷ Fremdwassereinspeisung

Manchmal werden Fischaufstiegsanlagen im Bereich der Mündung von Nebengewässern und der Einspeisung von Fremdwasser (z.B. Kläranlagenablauf) positioniert. Dabei ist zu bedenken, dass die chemische Qualität nicht zuletzt den Geruch/Geschmack des Wassers beeinflusst und die Temperatur des zufließenden Wassers von der des eigentlichen Gewässers stark abweichen kann. Durch beide Effekte ist eine Desorientierung der aufwandernden Fische zu befürchten. Daher sollte die Einspeisung von Fremdwasser möglichst vermieden werden. In jedem Fall aber ist ihre potenzielle Wirkung fischbiologisch sorgfältig zu untersuchen.

▷ 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.

▷ Ruhebecken

Wegen des begrenzten Leistungsvermögens der Fische sollten in Fischaufstiegsanlagen Ruhezonen und Ruhebecken vorgesehen werden. Je nach Bauart der Anlage können diese konstruktionsbedingt vorhanden sein (z.B. bei großzügig dimensionierten Fischrampen und Umgehungsgerinnen). Es wird empfohlen, Ruhezonen oder Ruhebecken jeweils nach maximal 2,0 m Höhendifferenz anzuordnen (DVWK 1996). Die maximal zulässige spezifische Leistung liegt nach Tab. 10.2 bei 50 W/m³.

▷ Funktionskontrolle/Abnahme

Die Erfahrung zeigt, dass eine umfassende Qualitätssicherung von Fischaufstiegsanlagen bereits während der Planungsphase unverzichtbar ist, um Fehlkonstruktionen zu vermeiden.

Erläuterungen zu Tab. 10.2 und 10.3

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.

▷ Qualifizierte Planung und Bauüberwachung

Die Planung von Fischaufstiegsanlagen verlangt:

- Berücksichtigung der fischbiologischen Grundlagen und Gegebenheiten am jeweiligen Standort.
- Beherrschung und Anwendung der planerischen Instrumente (insbesondere der hydraulischen Rechnungen).
- Erfahrung mit dem Bau und dem Betrieb derartiger Anlagen.

▷ Wartung der Anlagen

Es kann häufig nicht verhindert werden, dass Geschwemmsel in die Fischaufstiegsanlage gelangt und dort Schlitze und Öffnungen verlegt. Die Gefahr des Geschwemmseleintrags 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 Unterhaltspflicht rechtlich eindeutig geregelt werden.

▷ Qualitätssicherung

Angesichts der großen Zahl der Querbauwerke in NRW, 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.

Abb. 10.63: Funktionskontrolle an einer Fischrampe, mit Sperre und Kastenreuse (links)



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) Unterwasserstände (m NN)	OW30:	OW330:
	UW30:	UW330:
Maximales Gefälle für Auslegung der FAA (m)		
AUSLEGUNGS DER FISCHAUFSTIEGSANLAGE		
Standort der Fischaufstiegsanlage	☐ Wehr	☐ Betriebskanal
Aussage zur Wirkung der groß- und kleinräumigen Leitströmung		
Aussage zur Auffindbarkeit des Einstiegs		
Bauform		
Sohlengestaltung		
Schutz gegen Treibgut und Verlandung		
Vorkehrungen für Funktionskontrolle		
Rechnerischer max. Absturz zwischen zwei Becken Δh_{max} (m)		
Gesamtlänge (m)		
Sohlengefälle	1:	
Schlitzweite in Schwelle s (m)	Summe:	Hauptschlitz:
Schlitzhöhe t_s (m)		
Bei Rampen mit Störsteinen: lichter Abstand der Störsteine (m)	In x-Richtung:	In y-Richtung:
Störsteine/Schwellensteine (m)	Durchmesser:	Höhe über Sohle:
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)		
Rampe oder Umgehungsgerinne: Breite Wanderkorridor b (m)		
Kleinste Wassertiefe im Becken oder im 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)		
Leistung pro Netto-Wasservolumen des Beckens oder des Wanderkorridors (W/m^3)		
Leistung pro Netto-Wasservolumen in Ruhebecken (W/m^3)		
Standsicherheitsnachweis		

Künftige Entwicklung von Fischaufstiegsanlagen

Mit zunehmender Zahl von Fischaufstiegsanlagen steigt der Wartungsaufwand.

Der Bau von Fischpässen, die nicht oder nur in geringem Umfang verlanden bzw. durch Geschwemmsel blockiert werden, erhält daher eine wachsende Bedeutung für die Herstellung der Durchgängigkeit.

Gleichzeitig müssen die hydraulichen und geometrischen Grenzwerte beachtet werden.

Abb. 10.64: Verklausung einer Steinschwelle, wodurch die Wasserspiegeldifferenz ansteigt und der Aufstiegsquerschnitt verengt wird



Abb. 10.65: Fischrampe mit nicht überströmten Schwellen, an denen sich Geschwemmsel verfängt



Abb. 10.66: Ausreichende Wassertiefe bei der Rampe in Abb. 10.67



Abb. 10.67: Sehr flache Rampe mit überströmten Schwellen und geringerer Neigung zur Verklausung



11 Strategie für Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen in NRW

11.1 Abwanderpotential

Die Abwanderung von Fischen ist bei allen Entwicklungsstadien zu beobachten. Hierbei ist insbesondere die Drift von Larven und Jungfischen eine weit verbreitete und mengenmäßig beträchtliche Strategie der stromabwärts gerichteten Ausbreitung. Dies beruht einerseits darauf, dass die Schwimmleistung mit der Körperlänge des Fisches korreliert. Entsprechend sind frühe Entwicklungsstadien schon bei geringen Fließgeschwindigkeiten in Gefahr, abgedriftet zu werden. Andererseits setzt die Beibehaltung des Standortes auch die Fähigkeit voraus, sich in der Strömung zu orientieren. Grundsätzlich stehen Fischen hierbei verschiedene Mechanismen zur Verfügung (PAVLOV et al. 2002):

- Visuell wahrnehmbare Strukturen im Uferbereich oder am Gewässergrund dienen als Orientierungshilfe: Der Fisch schwimmt so schnell gegen die Strömung an, dass seine optische Wahrnehmung der Umwelt konstant bleibt.

Abb. 11.1: Abwandernde Lachssmolts vor einem Rechen (Laboruntersuchung)



- Bodenorientierte Fische können sich darüber hinaus anhand ihres Tastsinnes orientieren, indem sie ständig Kontakt zum Gewässergrund halten und so ihre Position kontrollieren.
- Im freien Wasserkörper schließlich können sich Fische mit Hilfe ihres im Seitenlinienorgan lokalisierten Strömungssinnes auch anhand von Strömungsgradienten orientieren.

Diese verschiedenen Orientierungsmechanismen entwickeln sich erst mit fortschreitendem Alter. Bei Fischbrut ist zunächst ausschließlich der optische Orientierungssinn entwickelt. Dieser versagt jedoch bei Dunkelheit, so dass die Verdriftung früher Jugendstadien vor allem während der Nachtstunden zu verzeichnen ist (PAVLOV et al. 2002). Ältere Fische sind demgegenüber wesentlich besser in der Lage, sich zu orientieren und der Verdriftung zu entziehen, so dass der Anteil abdriftender Exemplare in der Regel mit fortschreitendem Alter abnimmt. Dies verdeutlicht exemplarisch die Darstellung der Größenverteilung der aus dem russischen Ivan'kovskoe-Stausee abwandernden Fische in Abb. 11.2 (PAVLOV et al. 2002): Der bei weitem größte Anteil der Abwanderung entfällt auf Brut und Jungfische im ersten Lebensjahr, die eine Gesamtlänge von maximal 10 cm erreichen. Während auch zweijährige Fische mit einer Größe von 10 bis 20 cm noch in nennenswertem Umfang an der Abwanderung beteiligt sind, lassen sich ältere Fische nur in sehr geringer Anzahl nachweisen.

In Flussstauen ist der Anteil adulter Fische an der Abwanderung in der Regel höher, doch dominieren auch dort Jungfische das Abwandergeschehen (HOLZNER 2000a). Dies betrifft nicht nur potamodrome, sondern auch anadrome Arten, deren juvenile Wanderstadien meerwärts wandern. Eine Ausnahme hingegen bildet

der katadrome Aal, der als adultes Tier seine meerwärts gerichtete Laichwanderung unternimmt.

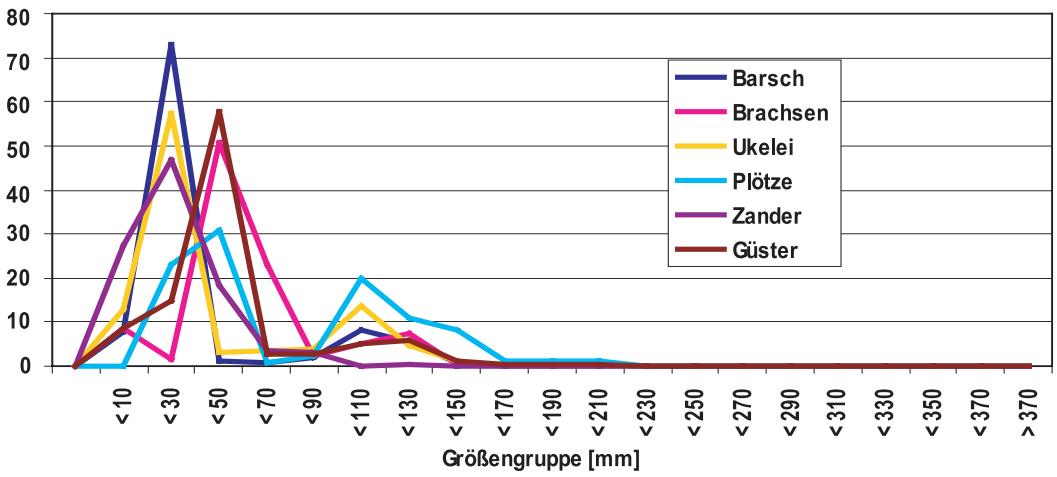
11.2 Schädigung abwandernder Fische

Bei der flussabwärts gerichteten Passage von Querbauwerken und Wasserkraftstandorten können Fische geschädigt werden durch:

- Wasserkraftmaschinen
- Rechenanlagen und mechanische Barrieren (vgl. Kap. 12)
- Große Absturzhöhen an Wehren und/oder zu geringe Wassertiefe im Unterwasser bzw. Störkörper
- Sekundäreffekte (z.B. zeitliche Verzögerungen bei der Abwanderung, Desorientierung oder staubedingt erhöhte Prädation).

Das Fehlen von Abstiegsanlagen und effizienten Schutzeinrichtungen gegen das Eindringen von Fischen in Wasserkraftmaschinen führt dazu, dass Fische die Wasserkraftmaschinen passieren und dabei in unterschiedlichen Prozentsätzen in verschiedener Weise geschädigt werden. Nach vorliegenden Untersuchungen (MONTEN 1985, RABEN 1957, BERG 1987, EICHER 1985, LARINIER & DARTIGUELONGUE 1989, HADDERINGH & BAKKER 1998, EPRI 1992) muss davon ausgegangen werden, dass jede Turbine in mehr oder weniger großem Umfang Schädigungen abwandernder Fische bewirkt, auch wenn dies ohne spezielle Kontrolluntersuchungen häufig unerkannt bleibt. An einigen Wasserkraftstandorten sind bereits in der Vergangenheit erhebliche Probleme mit abwandernden Aalen offensichtlich geworden, weil sich ein Teil der tödlich verletzten Exemplare an den Ufern im Unterwasser ansammelte (z.B. Main, Mosel und Kraftwerk Wahnhausen an der Fulda). Am Main wurden am Kraftwerk Dettelbach die Schäden an Fischen bei der Turbinenpassage untersucht. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen wurden in einem umfangreichen Bericht veröffentlicht (HOLZNER 1999).

Abb. 11.2: Größenverteilung der aus dem russischen Ivan'kovskoe-Stausee abwandernden Fische (nach Angaben von PAVLOV et al. 2002)



Die Schädigungsraten der die Turbine passierenden Fische sind abhängig von:

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

Die Zahl und die Artenzusammensetzung der ggf. in die Turbine eindringenden Fische ist wesentlich abhängig von Jahreszeit, Lebenszyklus der Fische und Abfluss im Gewässer bzw. Abflussanteil durch die Turbine sowie der vorgeschalteten Rechenanlage und den hydraulischen Bedingungen. Die unmittelbaren Mortalitäten können im Bereich von 5 bis 40 % liegen. In Einzelfällen treten auch höhere Schädigungsraten auf.

Die Schädigung von Fischen bei der Passage von Turbinen ist im Wesentlichen auf folgende Mechanismen zurückzuführen:

- Mechanische Verletzungen durch Kontakt mit festen oder beweglichen Maschinenteilen (Leit- und Laufschaufeln, Welle, Wandungen).
- Druckänderungen während der Passage der Turbine (technisch bedingt treten schnelle Druckänderungen auf, die zu direkten Schäden, Stress und Desorientierung führen können).
- Scherkräfte durch Geschwindigkeitsänderungen und turbulente Strömungen innerhalb der Turbine. Diese können direkte Verletzungen und/oder Schock und Stress bewirken.
- Kavitation (lokale Unterschreitung des Dampfdrucks in Bereichen hoher Geschwindigkeit; die entstehenden Dampfblasen kollabieren in kurzer Zeit und erzeugen dabei Stoßwellen).

Zur Vermeidung der Schädigung von Fischen an Wasserkraftanlagen und sonstigen Wasserentnahmebauwerken sind erforderlich:

- Wassernutzungsanlagen, die die Fische ungeschädigt passieren können oder
- Anlagen zum Schutz der Fische vor dem Eindringen in sie gefährdende Anlagen, kombiniert mit
- Anlagen zur Ermöglichung der flussabwärts gerichteten Wanderung.

Abb. 11.3: Fischverluste verschiedener Arten in Abhängigkeit von der Länge der Fische für Francis- und Kaplan-Turbinen (Ergebnisse von Laborversuchen mit Laufraddurchmesser ca. 0,60 m). Die Mortalitäten sind auch abhängig von der Baugröße der Turbinen (nach MONTEN 1985).

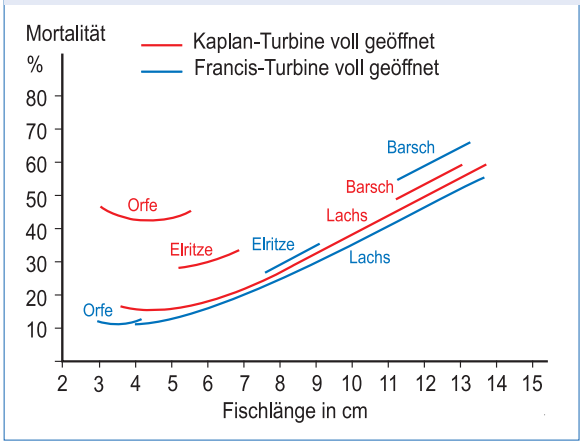


Abb. 11.4: Getötete Blankaale unterhalb einer Wasserkraftanlage



Abb. 11.5: Fraktur der Wirbelsäule eines Aals nach Passage der Turbine



11.3 Grundsätze für Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen in NRW

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.

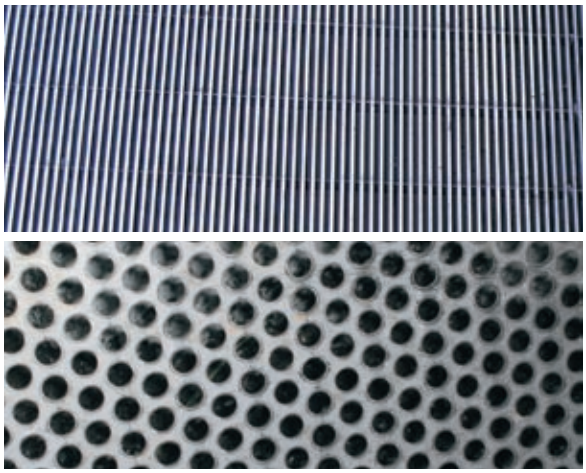
Grundlage der Studie „Querbauwerke und nachhaltige Wasserkraftnutzung in NRW“ ist die Betrachtung der Gewässerökologie insbesondere im Zusammenhang mit der EG-WRRL. Die Aspekte Tierschutz und Fischerei werden daher nicht vordringlich betrachtet. Der Maßstab für alle zu treffenden Maßnahmen sind vielmehr der Schutz und der Erhalt bzw. die Wiederherstellung aquatischer Populationen.

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 (Abb. 11.2). Um alle abwandernden Fische tatsächlich vor einem Eindringen in die Turbine zu schützen, wären folglich 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 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.

Weiterhin sind folgende Aspekte von elementarer Bedeutung:

- In einem Flussgebiet müssen die Auswirkungen aller Querbauwerke und Nutzungsanlagen (z.B. Wasserkraft) im Zusammenhang betrachtet werden. Isolierte, nur auf den einzelnen Standort bezogene, evtl. ordnungsrechtliche Maßnahmen sind wegen der Kettenwirkung der Schädigungen abwandernder Fische nicht zielführend.
- An vielfach gestauten Gewässern mit nicht rückbaubaren Querbauwerken und Nutzungsanlagen muss geprüft werden, ob der Schutz bestimmter Zielarten angesichts der zu erwartenden geringen Gesamtüberlebensrate überhaupt möglich ist oder ob ein derartiges Flussgebiet unter den heutigen Bedingungen überhaupt einen geeigneten Lebensraum für diese Fischpopulationen darstellt.
- Für die weitere Entwicklung der erforderlichen Techniken und auch für die Schaffung von sozialer Akzeptanz müssen Pilotanlagen realisiert werden. Eine Evaluation der technisch/wirtschaftlichen Auswirkungen und der Einflüsse auf die Fischpopulationen ist erforderlich. Dabei müssen auch alle anderen, vielfältigen anthropogenen Einflüsse auf das Fließgewässer im Zusammenhang betrachtet werden.

Abb. 11.6



11.4 Auswahl von Zielarten und -stadien für den Populationserhalt

Nach dem derzeitigen Stand der fachlichen Diskussion erscheint es bei Abwägung aller gewässerökologischen, technischen und ökonomischen Gesichtspunkte sinnvoll, für Fischschutz- und Abstiegseinrichtungen an Wasserkraftanlagen Zielarten zu definieren. Damit der gute ökologische Zustand entsprechend der EG-WRRL erreicht werden kann, müssen vor allem diejenigen Arten geschützt werden, deren gewässertypische Populationen durch Schäden bei der Turbinenpassage bzw. durch die Unterbrechung der flussabwärts gerichteten Wanderung gefährdet sind.

Für die Auswahl von Zielarten und -stadien unter dem Aspekt des Populationserhalts müssen diadrome und potamodrome Fischarten differenziert betrachtet werden.

11.4.1 Diadrome Arten

Die Wirkung von mangelndem Fischschutz auf diadrome Arten lässt sich eindeutig beschreiben:

- Sämtliche Fische einer Population wandern flussabwärts, denn nur so sind sie in der Lage, ihren Entwicklungszyklus zu schließen und sich an der Arterhaltung zu beteiligen.
- Die Wanderdistanz umfasst obligat den gesamten Weg zwischen den Aufwuchs- bzw. Nahrungshabitaten im Süßwasser und dem Meer.

Aus der Notwendigkeit, dass sämtliche Individuen der Population von den Aufwuchs- bzw. Nahrungshabitaten im Süßwasser bis ins Meer abwandern müssen, resultiert die besondere Gefährdung diadromer Arten durch wasserkraftbedingte Verluste, denn die Gesamtmortalität resultiert aus der Kumulation der Mortalitäten sämtlicher Einzelstandorte im Verlauf des Wanderweges (Abb. 7.14).

Die Gefährdung anadromer Arten

Entsprechend war die zunehmende Unterbrechung der Wanderwege eine der wesentlichen Ursachen für das Aussterben sämtlicher anadromer Arten in Nordrhein-Westfalen. Zwar sind Meerforelle, Fluss- und Meerneunauge seit Ende der 80er Jahre wieder im Rhein nachweisbar und die Bestände zeigen seither infolge der verbesserten Wasserqualität eine positive Entwicklungstendenz. Das Verbreitungsgebiet dieser Arten aber ist weiterhin durch unpassierbare Querbauwerke auf einen geringen Teil des ursprünglichen Areals beschränkt. Die heutige Präsenz des Lachses ist ausschließlich auf Wiederansiedlungsmaßnahmen in wenigen Gewässern zurückzuführen. Die übrigen anadromen Arten, mit Ausnahme des Stintes, sind in Nordrhein-Westfalen bis heute verschollen. Gemäß MUNLV (2001a) stellt sich die Gefährdungssituation dieser ökologischen Gilde aktuell wie folgt dar:

Stör	ausgestorben
Maifisch	ausgestorben
Finte	ausgestorben
Nordseeschnäpel	ausgestorben
Flußneunauge	vom Aussterben bedroht
Meerneunauge	vom Aussterben bedroht
Lachs	vom Aussterben bedroht
Meerforelle	gefährdet
	(bezüglich der Gefährdung wird nicht zwischen der potamodromen Bach- und der anadromen Meerforelle unterschieden)
Stint	nicht gefährdet

Abb. 11.7: Flussneunauge



Die Gefährdung katadromer Arten

Der katadrome Aal hingegen gilt in Nordrhein-Westfalen aufgrund seiner landesweiten Verbreitung vor allem in stehenden wie auch in potamalen Fließgewässern als nicht gefährdet (MUNLV 2001a). Völlig anders aber stellt sich die Situation bezüglich des Jungfischaufkommens dieser Art dar: Ähnlich wie beim nahe verwandten Amerikanischen und Japanischen Aal ist auch das Glasaalaufkommen des Europäischen Aals im Küstenbereich in den letzten 20 Jahren auf nur noch 1 % des durchschnittlichen Wertes im Zeitraum von 1960 bis 1980 zurückgegangen (Abb. 11.8).

Diese Entwicklung wird von der internationalen Fachwelt als so dramatisch eingestuft, dass anlässlich des 2nd International Catadromous Eel Symposium in Quebec (CAN) im August 2003 eine Resolution verabschiedet wurde, in der nachdrücklich der sofortige Schutz der Aalbestände gefordert wird (DEKKER et al. 2003, S. 152). Ungeachtet der noch immer bestehenden Wissensdefizite über die Biologie des Aals und die einzelnen Gefährdungsursachen, ist es demnach unverzichtbar, dass von allen Beteiligten unverzüglich Schutzmaßnahmen ergriffen werden, um die Bestände zu schützen und ein Aussterben der Art zu verhindern. Die Kommision der Europäischen Gemeinschaft hat am 01. Oktober 2003 die „Entwicklung eines gemeinschaftlichen Aktionsplans zur Bewirtschaftung des Europäischen Aals“ vorgeschlagen (KOMMISSION DER EG 2003).

Untersuchungen zur Abwanderung von Blankaalen in der Maas (KEMA et al. 2003) ergaben, dass weniger als 30 % der Tiere die Passage des 260 km langen niederländischen Maasabschnittes überleben und die Nordsee erreichen. Hierbei ist die fischereilich bedingte Mortalität, vor allem infolge einer intensiven Schokker- und Reusenfischerei, deutlich höher als die Verluste an den beiden Wasserkraftstandorten in diesem Gewässerabschnitt. In nordrhein-westfälischen Gewässern mit ihrer wesentlich höheren Wasserkraftwerksdichte und ausschließlich angelfischereilicher Nutzung hingegen dürfte die turbinenbedingte Mortalität gegenüber dem fischereilichen Einfluss stark überwiegen. Insofern kommt dem Schutz der Aalbestände vor den Auswirkungen der Wasserkraftnutzung zweifellos eine besondere Bedeutung zu.

Darüber hinaus müssen aber auch sämtliche anderen Mortalitätsrisiken betrachtet und ihre Verursacher in die Bemühungen zum Schutz der Aalbestände einbezogen werden.

Abb. 11.8: Entwicklung des Glasaalaufkommens des Europäischen, Amerikanischen und Japanischen Aals (Anguilla anguilla, A. rostrata, A. japonica) seit 1950 (DEKKER et al. 2003). Die Darstellung ist auf die durchschnittliche Zahl des Glasaalaufkommens im Zeitraum 1960 bis 1970 bezogen.

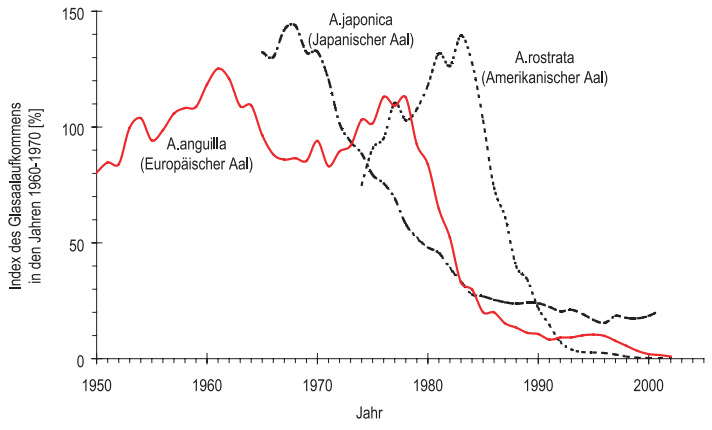
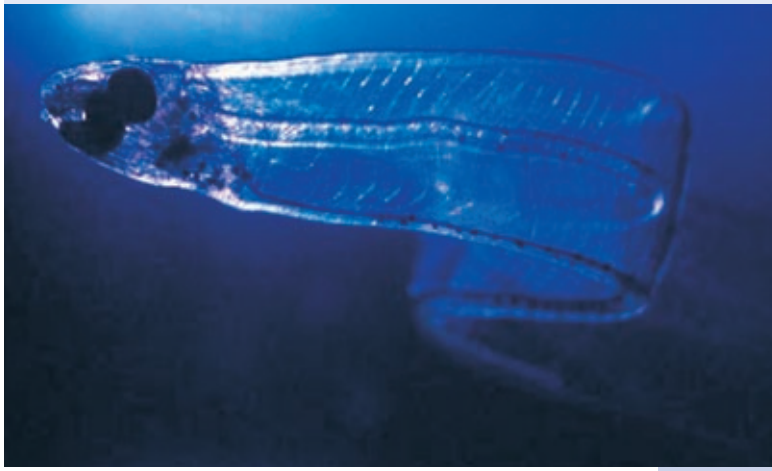


Abb. 11.9: Glasaal



Deklaration von Quebec (2. internationales Aalsymposium)

Worldwide decline of eel resources necessitates immediate action.

The steep decline in populations of eels (Anguilla spp.) endangers the immediate future of these legendary animals. With less than 1 % of major juvenile resources remaining, precautionary action must be taken immediately.

Eels are curious animals. Despite decades of scientific research, crucial aspects of their biology remain in mythical depths. In recent decades, a collapse in juvenile abundance has been observed (Abb. 11.8) - by 99 % for the European eel (A. anguilla) and by 80 % for the Japanese eel (A. japonica). Recruitment of American eels (A. rostrata) to Lake Ontario, near the species' northern limit, has virtually ceased. Other eel species also show indications of decline. The causes of the downward trends are yet unclear, but anthropogenic impacts (e.g. pollution, habitat loss and migration barriers, fisheries) are considerable and may well have been instrumental in prompting the observed decline. Loss of eel resources will represent a loss of biodiversity, but will also have considerable impact on socio-economics of rural areas, where eel fishing still constitutes a cultural tradition. While additional time-consuming research is needed to develop a comprehensive and effective restoration plan, the rate of decline necessitates swifter protective measures. We represent scientists in eel biology from 17 countries, assembled at the International Eel Symposium 2003 organised in conjunction with the American Fisheries Society Annual Meeting in Quebec (Canada). We unanimously agree that we must raise an urgent alarm now. With less than 1 % of juveniles remaining for major populations, time is running out. Precautionary action (e.g. curtailing exploitation, safeguarding migration routes and wetlands, improving access to lost habitats) can and must be taken immediately by all parties involved, and if necessary independently. Otherwise, opportunities to study and protect these species will fade along with the stocks.

Quebec (Canada), August 14, 2003.

Abb. 11.10: Blankaale



Abb. 11.11: Aalschocker auf der Weser



Relevante diadrome Arten in NRW

Vor diesem Hintergrund ergibt sich folgende Auswahl relevanter Arten und -stadien für den Schutz abwandernder Fische in den Fließgewässern Nordrhein-Westfalens:

- **Anadrome Arten**
  - Smolts des Atlantischen Lachses
  - Meerforellensmolts
  - Kelts (adulte, abgelaichte Exemplare) von Lachs und Meerforelle
  - Juvenile Fluß- und Meerneunaugen
  - Juvenile Maifische
- **Katadrome Arten**
  - Blankaale

Stint und Finte sind zwar ebenfalls in Nordrhein-Westfalen heimische anadrome Arten, doch sind sie als Zielarten von untergeordneter Bedeutung, weil die nordrhein-westfälischen Gewässerabschnitte von Rhein, Ems und Weser oberhalb des ursprünglichen Hauptverbreitungsgebietes gelegen sind. Entsprechendes gilt für die katadrome Flunder, zumal diese Art nicht zwingend auf Wanderungen im Süßwasser angewiesen ist, sondern ihren Entwicklungszyklus auch ausschließlich im marinen Milieu zu durchlaufen vermag und deshalb die deutschen Küstengewässer in ungefährdeten Populationen besiedelt (FRICKE et al. 1998). Die historische Verbreitung von Stör und Nordseeschnäpel in Nordrhein-Westfalen beschränkte sich weitgehend auf den Rhein. Fänge in Rheinzuflüssen waren ebenso seltene Ausnahmen wie in den nordrhein-westfälischen Abschnitten von Weser und Ems. Entsprechend sind auch diese Arten in Hinblick auf den Fischschutz in NRW von untergeordneter Bedeutung.

11.4.2 Potamodrome Arten

Im Gegensatz dazu lässt sich der Einfluss der wasserkraftbedingten Mortalität auf die Gesamtpopulationen der potamodromen Arten nur sehr schwer quantifizieren:

- Es ist nicht genau bekannt über welche Distanzen potamodrome Fische in mehrfach gestauten Gewässern abwärts gerichtete Wanderungen durchführen. Allerdings weisen Untersuchungen von STEINMANN (1937) darauf hin, dass die zurückgelegten Distanzen wesentlich geringer sind als in ungestauten Flüssen.
- Potamodrome Arten sind zur Arterhaltung nicht zwingend auf großräumige, stromabwärts gerichtete Wanderungen angewiesen. Die in Kap. 2.8 beschriebenen Mechanismen Drift und Propagation sind offensichtlich in vielen Fällen ausreichend für den Erhalt der Populationen. Daher sind am Einzelstandort unter diesem Gesichtspunkt höhere Schädigungsraten tolerierbar als bei diadromen Arten.

Ein erhöhter Fischschutz an Wassernutzungsanlagen kommt insbesondere für die sieben in Anhang II und IV der FFH-Richtlinie aufgeführten Arten in Frage. Allerdings ist fraglich, ob wasserkraftbedingte Verluste tatsächlich in nennenswertem Umfang zur Gefährdung der Populationen dieser Arten beitragen:

- Der Weißflossengründling wurde in Nordrhein-Westfalen bislang ausschließlich im Rhein nachgewiesen (FREYHOF et al. 1998, ARBEITSGEMEINSCHAFT GEWÄSSERSANIERUNG 2001).

Abb. 11.12: Nase



Vermutlich ist diese Art allerdings nicht hier heimisch, sondern wurde, ebenso wie andere Arten des Donausystems (Zobel, Zährte, Zander, Marmorierte Grundel u.a.), in das Rheinsystem eingeschleppt. Entsprechend besteht keine ökologische Notwendigkeit zum Schutz der Populationen.

- Auch beim Rapfen ist nicht endgültig geklärt, ob er ursprünglich in nordrhein-westfälischen Gewässern heimisch war (MUNLV 2001a). Ihren Verbreitungsschwerpunkt hat diese Art in den großen Flüssen, wo sie sich seit einigen Jahren stark ausbreitet. Dies trifft auch auf den staureguliertenen, intensiv durch Wasserkraftwerke genutzten Main zu (SCHWEVERS & ADAM 1998, 1999a), so dass eine spezielle, populationsschädigende Gefährdung des Rapfens durch Wasserkraftwerke unwahrscheinlich ist.
- Bitterling und Schlammpeitzger sind spezialisierte Stillwasserarten, die Fließgewässer nicht als permanenten Lebensraum, sondern nur temporär als Ausbreitungswege nutzen. Als Ursachen für die hochgradige Gefährdung dieser Arten sind die Beseitigung und strukturelle Verarmung von Altarmen und Auetümpeln zu nennen, nicht aber wasserkraftbedingte Verluste.
- Auch beim Steinbeißer, einer typischen Art der Tieflandbäche, sind strukturelle Defizite seiner Lebensräume als primäre Gefährdungsursache zu benennen.
- Die Groppe hat ihren Verbreitungsschwerpunkt in den Mittelgebirgsbächen von Sauerland und Eifel. Sie zeigt eine deutlich positive Bestandsentwicklung (MUNLV 2001a) und ist auch dort in erheblicher Dichte vertreten, wo eine intensive Wasserkraftnutzung erfolgt. Bei dieser Art wandern vor allem die wenige Zentimeter langen Jungfische abwärts, die nach dem Verlassen der schützenden Bruthöhle von der Strömung erfasst und verdriftet werden (BLESS 1990). Gegen Druckschwankungen sind Groppen wesentlich unempfindlicher als andere heimische Arten, weil sie in Anpassung an ihre bodenorientierte Lebensweise keine Schwimmblase besitzen. Entsprechend ist, auch aufgrund der geringen Größe der abdriftenden Exemplare, eine vergleichsweise geringe Mortalität bei der Turbinenpassage anzunehmen.
- Ähnliches gilt für das Bachneunauge: Auch hier verdriften vor allem die wenige Zentimeter langen, frühen Larvenstadien (POTTER 1980, SALEWSKI 1991). Diese unterliegen aufgrund ihrer geringen Größe und des Fehlens einer Schwimmblase vermutlich nur einem geringen wasserkraftbedingten Schädigungsrisiko. Auch Knochenbrüche können bei dieser Art nicht auftreten, da Neunaugen ein bindegewebiges, nicht verknöchertes Skelett besitzen.

Insgesamt ist von den potamodromen FFH-Arten also vor allem für juvenile Groppen und Bachneunaugen anzunehmen, dass sie bei ihrer Abwanderung in nennenswertem Umfang die Turbinen von Wasserkraftwerken passieren. Auch wenn keine konkreten Untersuchungsbefunde vorliegen, ist hierbei eine vergleichsweise geringe Mortalität anzunehmen und es liegen bislang keinerlei Hinweise auf eine populationsgefährdende Wirkung der Wasserkraftnutzung vor. Insofern erscheint es auf der Basis des aktuellen Kenntnisstandes nicht gerechtfertigt, die in Anhang II und IV der FFH-Richtlinie aufgeführten Arten generell als Zielarten für den erhöhten Fischschutz in NRW auszuweisen.

Wahrscheinlicher ist demgegenüber, dass andere, nicht in der FFH-Richtlinie aufgeführte potamodrome Arten wasserkraftbedingten Populationsschädigungen unterliegen. In Frage kommen hierfür solche Arten, die auch als adulte Tiere weiträumige stromabwärts gerichtete Wanderungen durchführen, nach derzeitigem Kenntnisstand also vor allem Quappe, Barbe und Nase, sowie die natürlicherweise in NRW auf das Ems- und Wesersystem beschränkte Zährte. Für diese Arten sind weitergehende Untersuchungen zu empfehlen, um die Notwendigkeit eines erhöhten Fischschutzes in den Gewässern Nordrhein-Westfalens abschätzen zu können.

Abb. 11.13: Schleie



Zielarten für den erhöhten Fischschutz in NRW

Aus diesen Überlegungen werden folgende Zielarten für den erhöhten Fischschutz in NRW abgeleitet:

- Primäre Zielarten sind die diadromen Arten. Für NRW gelten dabei als anadrome Zielarten Lachs und Meerforelle. Wird deren Schutz ausreichend hergestellt, so erfahren auch die übrigen anadromen Arten einen erhöhten Schutz – soweit dies heute bekannt ist. Die einzige katadrome Zielart ist der Aal.
- Die potamodromen Fischarten sind nur dann Zielarten, wenn eine Gefährdung ihrer Populationen in einem Gewässer vorliegt, die wesentlich mit der Schädigung durch Wasserkraft- oder sonstige Wassernutzungsanlagen in Verbindung steht. Die Gefährdung einer Population liegt dann vor, wenn dadurch im Sinn der EG-WRRL der gute ökologische Zustand gefährdet ist. Die pauschale Ausweisung von Gewässern in FFH-Gebieten als Vorranggebiete erscheint allerdings aus den oben genannten Gründen nicht zielführend.

Abb. 11.14 - 11.16: Die primären Zielarten für den erhöhten Fischschutz: Lachs, Meerforelle und Aal



Zielarten für den Mindest-Fischschutz in NRW

Alle Arten der potenziell natürlichen Fischfauna des jeweiligen Gewässers sind die Zielarten für den Mindest-Fischschutz an Wassernutzungsanlagen, mit Ausnahme

- der Zielarten für den erhöhten Fischschutz
- derjenigen Arten, die ggf. im Rahmen der Bewirtschaftung für das Gewässer als nicht relevant eingestuft werden.

11.5 Auswahl von Vorranggewässerabschnitten für Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen

Die Karten 2.2 und 3.2 zeigen die heutige Gefährdung der diadromen Arten in NRW bei realistischen Mortalitätsraten von 20 bzw. 25 % pro Standort. Die vollständige Wiederherstellung der abwärts gerichteten Durchgängigkeit der nordrhein-westfälischen Flussgebiete wird sich allein schon aufgrund der hohen Investitionskosten über einen langen Zeitraum erstrecken. In bestimmten Gewässerabschnitten kann darüber hinaus auch bei optimalen Fischschutzeinrichtungen mit einer Überlebensrate von 95 % pro Standort die für diadrome Arten in Tab. 8.11 geforderte Gesamtüberlebensrate von 75 % der abwandernden Stadien durch die kumulierte Wirkung der Schädigungen an den einzelnen Standorten nicht erreicht werden.

Insofern ist es notwendig, Maßnahmen mit erhöhten Standards für den Fischschutz (vgl. Kap. 11.6) auf solche Gewässerabschnitte zu konzentrieren, in denen ein möglichst großer positiver Effekt auf die Fischpopulation zu erwarten ist:

- Die aktuellen Wiederansiedlungsgewässer für anadrome Arten im Rahmen des Wanderfischprogramms NRW (MUNLV 2001b).

- Gewässerabschnitte, in denen sich ohne gezielte Maßnahmen anadrome Arten ansiedeln bzw. angesiedelt haben.
- Aktuell vom Aal besiedelte Gewässerabschnitte, insbesondere die größeren Flüsse der Barben- und Brachsenregion, die das Kerngebiet des nordrhein-westfälischen Aalvorkommens darstellen.

Die Vorranggewässerabschnitte reichen bis in die mündungsfernen Gewässerstrecken, aus denen die Abwanderung mit folgenden theoretisch machbaren Gesamtüberlebensraten möglich ist:

Abb. 11.17



- 75 % bei anadromen Arten
- 50 % beim Aal, um angesichts der Gefährdung der Population einen möglichst großen Lebensraum zu erhalten.

Die Festlegung eines Vorranggewässerabschnittes für eine bestimmte Fischart ist nur dann sinnvoll, wenn in ihm ein ausreichendes Lebensraum-Potenzial durch die Wiederherstellung der Durchgängigkeit aktiviert werden kann. Eine große Zahl dauerhaft nicht rückbaubarer Nutzungsanlagen spricht gegen die Festlegung als Vorranggewässer.

11.5.1 Vorranggewässerabschnitte in NRW

Es werden drei Kategorien von Vorranggewässerabschnitten für den erhöhten Fischschutz definiert:

1. Anadrome Vorranggewässerabschnitte

Die anadromen Vorranggewässerabschnitte werden wie folgt festgelegt:

- In Karte 2.1 sind einerseits die potenziellen Laichareale der anadromen Arten dargestellt (im Sinn von Hauptlebensräumen). Diejenigen Gewässerabschnitte sind mit hell- und dunkelgrünen Bändern gekennzeichnet, in denen theoretisch eine Gesamtüberlebensrate der abwandernden Stadien von 50 bzw. 75 % erreicht werden kann, wenn jede Einzelanlage über eine theoretische Schutzrate von 95 % verfügt.
- Als anadrome Vorranggewässerabschnitte werden alle Gewässerabschnitte mit bedeutenden Laichareale für den Lachs mit hoher oder entwicklungsfähiger Qualität und einer machbaren Gesamtüberlebensrate von 75 % der abwandernden Stadien (Smolts) festgelegt. Die Gesamtüberlebensrate wird ermittelt, indem man für jeden Standort eine Schutzrate von 95 % ansetzt, die künftig erreicht werden kann. Dies schließt auch Gewässerabschnitte ein, die nicht zum historischen Verbreitungsgebiet zählen, die aber unter den gegebenen Bedingungen bedeutende Laichareale darstellen könnten.

- In Einzelfällen werden auch Gewässerabschnitte mit einer Gesamtüberlebensrate von 50% ausgewiesen, wenn dies in Zusammenhang mit den Bemühungen des Wanderfischprogramms sinnvoll erscheint.
- Die Agger innerhalb des Wanderfischprogramms NRW ein wichtiges Teilsystem der Sieg. Sie ist jedoch oberhalb der Stauanlage Ehreshoven stark anthropogen überformt. Maßnahmen für einen erhöhten Fischschutz erscheinen erst dann sinnvoll, wenn dort gleichzeitig ein Konzept zur morphologischen Verbesserung und zur Entwicklung der Laichhabitate umgesetzt wird (vgl. auch INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE 2004a)
- Die anadromen Vorranggewässerabschnitte in NRW sind in Karte 2.3 als gelbe Bänder dargestellt und in Tab. 11.1 ausgewiesen. Die Agger oberhalb der Stauanlage Ehreshoven wird wegen der mangelnden Qualität der Laichhabitate orange gekennzeichnet. Maßnahmen zum erhöhten Fischschutz unterliegen hier einer geringeren zeitlichen Priorität.

2. Katadrome Vorranggewässerabschnitte

Aufgrund der Gefährdungssituation der Aalpopulation müssen alle Hauptbesiedlungsgebiete als katadrome Vorranggewässerabschnitte ausgewiesen werden.

- Karte 3.1 zeigt die Hauptlebensräume und den theoretisch machbaren Fischschutz bei der Abwanderung von Blankaalen in den Abstufungen 75 und 50 % Gesamtüberlebensrate bei maximalem Schutz pro Standort von 95 %.
- Katadrome Vorranggewässerabschnitte sind alle Gewässerabschnitte, die Hauptbesiedelungsgebiet des Aals sind, bis zur Position des obersten der dauerhaft bestehenden Wasserkraftanlagen, unterhalb der eine Gesamtüberlebensrate der abwandernden Blankaale von 50 % erreicht werden kann. Bei der Berechnung der Gesamtüberlebensrate wird für jede Einzelanlage eine (theoretische) Schutzrate von 95 % angesetzt.
- Die katadromen Vorranggewässerabschnitte in NRW sind in Karte 3.3 als lila Bänder dargestellt und in Tab. 11.2 ausgewiesen.

3. Potamodrome Vorranggewässerabschnitte

Vorranggebiete für potamodrome Arten sollten nur in begründeten Einzelfällen ausgewiesen werden, in denen die Wassernutzungsanlagen wesentlich zur Gefährdung der Populationen beitragen.

In Gewässerabschnitten von FFH-Gebieten, in denen Fische Gegenstand der Meldung sind, muss bei Wasserkraftanlagen und sonstigen relevanten Nutzungsanlagen in wasserrechtlichen Verfahren eine FFH-Verträglichkeitsprüfung durchgeführt werden. Dabei sind die Aussagen des vorliegenden Handbuchs zu berücksichtigen.

Abb. 11.18: Die Barbenregion der Lippe gehört zum Hauptverbreitungsgebiet des Aals



Anadrome Vorranggewässerabschnitte in NRW

Tab. 11.1: Anadrome Vorranggewässerabschnitte in NRW (aVGA) (vgl. Karte 2.3)

Gewässer	von	von	bis	bis	Schutzmaßnahme	
		Stat.	Querbauwerk bzw. Gewässer, Gemeinde	Stat.	Max. lichte Öffnung in mm	Max. Anström-geschwin-digkeit in m/s
Rur	Staatsgrenze zu NL	21.440	Stauanlage Heimbach	108.694	10	0,5
Wurm	Mündung in die Rur	0	Raue Gleite (Einleitung KA)	45.084	10	0,5
Inde	Mündung in die Rur	0	Aachen-Kornelimünster, Mündung Iterbach	33.006	10	0,5
Kall	Mündung in die Rur	0	Kalltalsperre, Simmerath	16.119	10	0,5
Ahr	Landesgrenze RLP	68.180	Rotzerberg	75.800	10	0,5
Wupper	Mündung in den Rhein	0	Wuppertalsperre, Radevormwald	75.363	10	0,5
Dhünn	Mündung in die Wupper	0	Dhünntalsperre, Wermelskirchen	24.295	10	0,5
Eifgenbach	Mündung in die Dhünn	0	Absturz mit Teilrampe	12.477	10	0,5
Sieg	Mündung in den Rhein	0	Mündung Dreisbach, Netphen	135.892	10	0,5
Ferndorfbach	Mündung in die Sieg	0	Wehr Blefa, Kreuztal	8.636	10	0,5
Agger	Mündung in die Sieg	0	Pegel Rebbelroth 2, Gummersbach	53.952	10	0,5
Sülz	Mündung in die Agger	0	Wehr Schätzmühle, Lindlar	31.207	10	0,5
Kürtener Sülz	Mündung in die Sülz	0	ehem. Wehr südwestl. Sürth	10.031	10	0,5
Wiehl	Mündung in die Agger	0	Wehr OWG Oberwiehl	12.930	10	0,5
Brölbach	Mündung in die Sieg	0	Raue Gleite/Rampe Nümbrecht-Niederbröl	39.518	10	0,5
Walbrölbach	Mündung in den Brölbach	0	Waldbröl	18.020	10	0,5

Katadrome Vorranggewässerabschnitte in NRW

Tab. 11.2: Katadrome Vorranggewässerabschnitte in NRW (kVGA) (vgl. Karte 3.3)

Gewässer	von	von	bis	bis	Schutzmaßnahme	
		Stat.	Querbauwerk bzw. Gewässer, Gemeinde	Stat.	Max. lichte Öffnung in mm	Max. Anström-geschwin-digkeit in m/s
Rur	Staatsgrenze zu NL	21.440	Sohlgleite Altenburg	63.949	10	0,5 (aVGA)
Wurm	Mündung in die Rur	0	Mündung Broicher Bach, Herzogenrath	34.466	10	0,5 (aVGA)
Niers	Staatsgrenze zu NL	7.976	Hoher Absturz, Wanlo	109.916	15	0,5
Nette	Mündung in die Niers	0	Nettequelle, Dülken	28.160	15	0,5
Erft	Mündung in den Rhein	0	Mündung Rotbach	55.797	15	0,5
Issel	Staatsgrenze zu NL	122.550	Absturz, Parkplatz an L896	174.078	15	0,5
Bocholter Aa	Staatsgrenze zu NL	5.020	Brüninghoff	52.740	15	0,5
Berkel	Staatsgrenze zu NL	44.020	Sohlgleite Bohnerende	106.856	15	0,5
Vechte	Landesgrenze NS	144.280	Raue Gleite/Rampe, Zurholt	176.488	15	0,5
Ems	Landesgrenze NS	206.460	Wehr mit Teich	355.278	15	0,5
Lippe	Mündung in den Rhein	0	Mündung der Pader, Paderborn	209.281	15	0,5
Heubach	Mündung in die Stever	0	Mündung des Boombach, Dülmen	15.717	15	0,5
Stever	Mündung in die Lippe	0	Mündung des Nonnenbach, Senden	36.763	15	0,5
Ruhr	Mündung in den Rhein	0	Pumpwerk Villigst, Schwerte	102.523	15	0,5
Lenne	Mündung in die Ruhr	0	Wehr Nachroth 2, Nachrodt-Wiblingwerde	18.807	15	0,5
Wupper	Mündung in den Rhein	0	Schaltkotten, Remscheid	31.998	10	0,5 (aVGA)
Sieg	Mündung in den Rhein	0	Wehr Euteneuen, Bevensen, RLP	112.287	10	0,5 (aVGA)
Agger	Mündung in die Sieg	0	Mündung Naafbach	9.969	10	0,5 (aVGA)
Sülz	Mündung in die Agger	0	Wehranlage Flocke, Overath	13.541	10	0,5 (aVGA)
Große Aue	Landesgrenze zu NS	46.140	Kleiner Absturz und Glatte Gleite, Masch	76.423	15	0,5
Weser	Landesgrenze zu NS	242.240	Landesgrenze Hessen-NRW, Mündung Diemel, Bad Karlshafen	45.105 Stat. ab Quelle	15	0,5
Bega	Mündung in die Werre	0	Mündung der Passade, Lemgo	23.799	15	0,5
Werre	Mündung in die Weser	0	Mündung der Wiembecke, Detmold	54.599	15	0,5
Emmer	Landesgrenze NS	16.535	Mündung der Wörmke	25.020	15	0,5
Nethe	Mündung in die Weser	0	Mündung der Aa, Biesel	21.629	15	0,5

11.6 Richtlinien für Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen

11.6.1 Standards für Vorranggewässerabschnitte

Für diadrome Vorranggewässer gelten folgende allgemeine Grundsätze:

- Die Fischschutz- und Fischabstiegseinrichtungen in einem Vorranggewässerabschnitt sind so auszulegen, dass in der Summe mindestens die in Kap. 11.5.1 genannten Gesamtüberlebensraten bei der Abwanderung der jeweiligem Zielart in den maritimen Lebensraum erreicht werden können:
  - in anadromen Vorranggewässern: 75 % bzw. 50 % (vgl. Karte 2.3) der abwandernden Smolts
  - in katadromen Vorranggewässern: 50 % der abwandernden Blankaale
- Die erreichte Gesamtüberlebensrate muss nachgewiesen werden, wobei die grundsätzlichen Zusammenhänge in mehrfach gestauten Gewässern entsprechend Kap. 7.2 zu berücksichtigen sind.
- Als Schutzmaßnahmen werden geeignete mechanische Barrieren entsprechend Tab. 12.2 eingesetzt.
- Alternativ können fischfreundlichere Nutzungsanlagen eingesetzt werden, wenn dadurch die geforderte Gesamtüberlebensrate im jeweiligen Vorranggewässerabschnitt nachgewiesener Maßen nicht überschritten wird.
- Wenn die jeweils geforderte maximale lichte Weite und die maximale Anströmgeschwindigkeit insbesondere bei bestehenden Anlagen nicht oder nur mit unverhältnismäßig großem Aufwand erreicht werden können, muss der erhöhte Fischschutz bei diesen Anlagen durch andere Maßnahmen wie z.B. ein fischfreundliches Betriebsmanagement gewährleistet werden. Nach Möglichkeit sollte der Mindeststandard für den Fischschutz erfüllt werden.

Standards für den erhöhten Fischschutz

Anadrome Vorranggewässerabschnitte

- Maximale lichte Weite geeigneter mechanischer Barrieren: 10 mm
- Maximale Anströmgeschwindigkeit an der Barriere: 0,5 m/s
- Es sind auf das Verhalten der Zielart ausgelegte oberflächennahe Bypasseinrichtung 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 Vorranggewässerabschnitte

- 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.

Potamodrome Vorranggewässerabschnitte

- Falls der Schutz einer speziellen Fischart wegen Gefährdung der Population in einem Gewässerabschnitt erforderlich ist, so richten sich die maximal zulässigen Weiten mechanischer Barrieren nach den Aussagen von Kap. 12.3 und Tab. 12.2. Es werden keine allgemeinen potamodromen Vorranggewässerabschnitte vorgeschlagen. Ihre Festlegung muss dann erfolgen, wenn durch die Gefährdung von potamodromen Arten der gute ökologische Zustand nicht erreicht werden kann.

11.6.2 Mindeststandard für die übrigen Gewässer

In Tab. 12.2 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. Diese sind in den Karten 2.2 und 3.2 blau dargestellt.

Mindeststandard für den Fischschutz

- Maximaler lichter Stababstand: 20 mm
- Maximale Anströmgeschwindigkeit: 0,5 m/s

11.6.3 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 jedem 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. Es muss daher in den Tab. 8.5 und 8.6 jeweils Stufe B erreicht werden.
- 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 (vgl. Tab. 8.4) 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 Geschwemmsel 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.

11.6.4 Monitoring

Vor dem Hintergrund der bislang weitgehend fehlenden Erfahrungen mit Fischschutz- und -abstiegsanlagen in nordrhein-westfälischen Gewässern ist es unverzichtbar, ein systematisches Monitoring zu betreiben. Dies dient folgenden Zielen:

- Überprüfung der Effizienz installierter Anlagen.
- Dokumentation des Einflusses auf die gewässertypischen Artengemeinschaften im Sinne einer Erfolgskontrolle.
- Sammeln von Erfahrungen, um den Stand der Technik weiterzuentwickeln.

Nur auf der Basis eines systematischen Monitorings ist die Perspektive aufrecht zu erhalten, Fischschäden bei der Abwanderung künftig so weit zu reduzieren, dass der gute ökologische Zustand der nordrhein-westfälischen Flussgebiete unter Beibehaltung der Wasserkraftnutzung erreichbar sein wird.

12 Technische Anlagen für Fischschutz und Fischabstieg

12.1 Strömungsverhältnisse an Barrieren

Für die Wirkung von Barrieren auf flussabwärts wandernde Fische sind die Strömungsvektoren unmittelbar an bzw. vor der Barriere entscheidend:

- **Anströmgeschwindigkeit v_A**
  Mittlere Fließgeschwindigkeit im Zuströmkanal unmittelbar vor einem Abwanderhindernis, z.B. einem Rechen.
- **Normalgeschwindigkeit v_N**
  Der Strömungsvektor senkrecht zur Barriere, gemessen in kurzem Abstand vor der Barriere.
- **Tangentialgeschwindigkeit v_T**
  Strömungsvektor der Barriere parallel zur Oberfläche.

Es gilt:

$$v_N = v_A \cdot \sin \alpha \quad \text{bzw.} \quad v_N = v_A \cdot \sin \beta$$

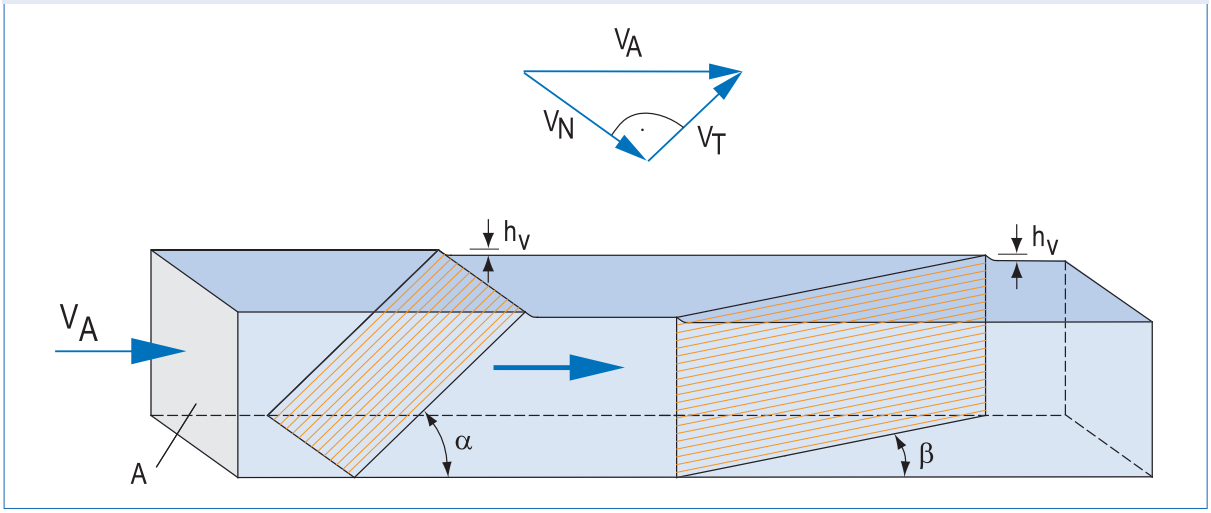
12.2 Verhaltensbarrieren

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

Abb. 12.1: Definition der Anströmgeschwindigkeit an mechanischen Barrieren. Winkel α = Neigung von schrägen Rechen oder Barrieren zur Sohle, Winkel β = Neigung von senkrechten Rechen oder Barrieren zur Anströmung



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.

12.3 Die Schutzwirkung mechanischer Barrieren

Mechanische Barrieren verhindern eine 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.

12.3.1 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.

Diese Forderungen gelten nicht für Anlagen, bei denen bewusst eine passive Verdriftung der Fische (durch eine hohe Tangentialgeschwindigkeit) zu einem oberhalb oder seitlich platzierten Bypass-Wanderkorridor angestrebt wird (vgl. Modular Inclined Screen, Kap. 12.6.3). Hier ist der Schutz der Fische vor Anpressen und Verletzung nur abhängig von der Normalgeschwindigkeit und der Oberfläche der mechanischen Barriere.
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:

$$V_A < V_{krit}$$

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.

Die Art- und Größenabhängigkeit der kritischen Schwimmgeschwindigkeit für Jungfische verschiedener Arten ist in Abb. 12.2 dargestellt (PAVLOV 1989). Hierbei zeigt sich, dass die Jungfische einiger Arten

kritische relative Schwimmgeschwindigkeiten von mehr als 10 KL/s erreichen. Allerdings beschränken sich diese hohen Schwimmleistungen auf Exemplare von weniger als 5 cm Gesamtlänge. Insgesamt zeigt sich, dass die kritische Geschwindigkeit für die Brütlinge der meisten Arten bereits bei 0,2 bis 0,3 m/s überschritten wird. Um auch diese Exemplare vor dem Eindringen in die Turbine bzw. dem Anpressen an undurchlässige mechanische Barrieren zu schützen, müsste somit die Anströmgeschwindigkeit der Einlaufrechen von Wasserkraftwerken auf maximal 0,2 m/s begrenzt werden.

Bei der Auslegung mechanischer Barrieren ist zu beachten, dass die Anströmgeschwindigkeit bedingt durch die hydraulischen Verhältnisse am Entnahmebauwerk häufig nicht gleichmäßig ist, wodurch lokal höhere Geschwindigkeiten als der mittlere rechnerische Wert auftreten können.

Abb. 12.2: Kritische Strömungsgeschwindigkeit für verschiedene Fischarten in Abhängigkeit von der Körperlänge (aus PAVLOV 1989) 1. Ukelei, 2. Moderlieschen, 3. Kaspische Plötze, 4. Karausche, 5. Zope, 6. Barsch, 7. Zährte, 8. Schmerle, 9. Groppe, 10. Bitterling, 11. Schleie, 12. Steinbeißer, 13. Waxdick, 14. Hausen, 15. Sternhausen (die Acipenseriden 13 bis 15 mit ihren sehr geringen Schwimmleistungen sind in NRW nicht heimisch, ihre kritische Schwimmgeschwindigkeit dürfte jedoch in etwa mit derjenigen des Atlantischen Störs übereinstimmen).

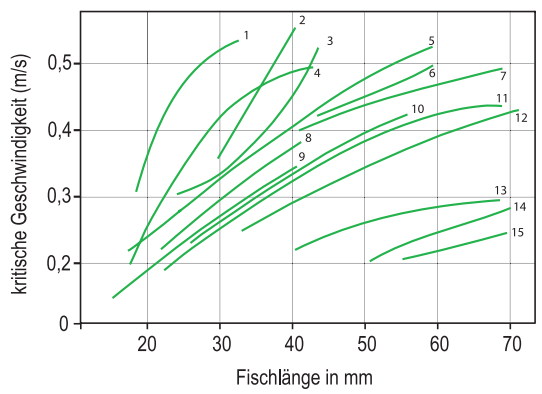


Abb. 12.3: Ein Blankaal passiert einen 20 mm – Rechen (Laboruntersuchung ARBEITSGEMEINSCHAFT GEWÄSSERSANIERUNG 1998)



Abb. 12.4: Aal, der bei einer Anströmgeschwindigkeit > 0,5 m/s an einen 20 mm-Rechen angepresst wird (ARBEITSGEMEINSCHAFT GEWÄSSERSANIERUNG 1998)



Abb. 12.5: Die Druckstellen zeigen, dass dieser Aal vom Wasserdruck gegen den Rechen eines Wasserkraftwerks an der Fulda angepresst wurde



Abb. 12.6: Verhalten von potamodromen Fischen an einem 20 mm-Rechen bei v < 0,5 m/s (Laboruntersuchung ARBEITSGEMEINSCHAFT GEWÄSSERSANIERUNG 1998)



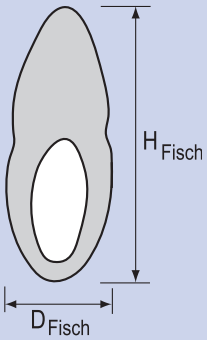
12.3.2 Maximale lichte Weite

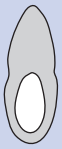
Die Schutzwirkung mechanischer Barrieren ergibt sich aus dem Verhältnis der lichten Weite zur Körpergröße des Fisches. Aus der Länge eines Fisches kann mit artspezifischen Faktor K entsprechend Tab. 12.1 auf seine Höhe und seine Dicke geschlossen werden, wobei die Faktoren wie folgt definiert sind:

K_{hoch} Die relative Höhe des Fischkörpers zur Gesamtlänge:
$K_{hoch} = H_{Fisch} / L_{Fisch}$

K_{dick} Die relative Dicke des Fischkörpers zur Gesamtlänge:
$K_{dick} = D_{Fisch} / L_{Fisch}$

Tab. 12.1: Relevante Körpermaße und Proportionen von Fischen verschiedener Körperform (nach SCHWEVERS 2004)

Profil	Querschnitt
	

Körperform	Beispiel	Profil	Querschnitt	K_{hoch}	K_{dick}
hochrückig	Brachsen			0,30	0,10
langgestreckt bis torpedoförmig	Ukelei			0,23	0,10
	Bachforelle			0,17	0,10
aalförmig	Aal			0,03	0,03

Hinsichtlich der biologischen Wirksamkeit der lichten Weite mechanischer Barrieren sind grundsätzlich zwei Fälle zu unterscheiden:

▷ Abschirmungen mit Maschen oder Löchern

Nach PAVLOV (1989) gilt für die Maschenweite bzw. den Lochdurchmesser undurchlässiger mechanischer Barrieren (MB):

$$d_{MB} < H_{Fisch}$$

Mit dem Faktor K_{hoch} (Tab. 12.1) errechnet sich die maximale Maschenweite bzw. der Lochdurchmesser einer undurchdringlichen mechanischen Barriere wie folgt:

$$d_{MB} < K_{hoch} \cdot L_{Fisch}$$

Abb. 12.7: Abhängigkeit des Grenzwertes für die Maschenweite bzw. den Lochdurchmesser undurchlässiger Barrieren von der Körperlänge und -form des Fisches

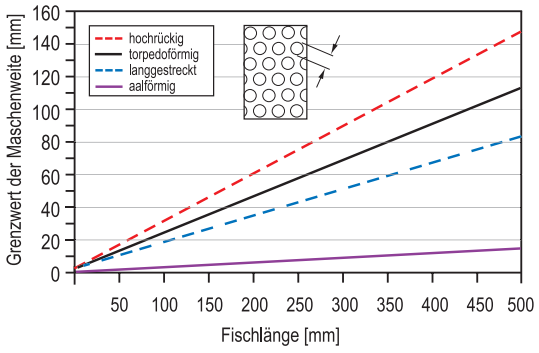
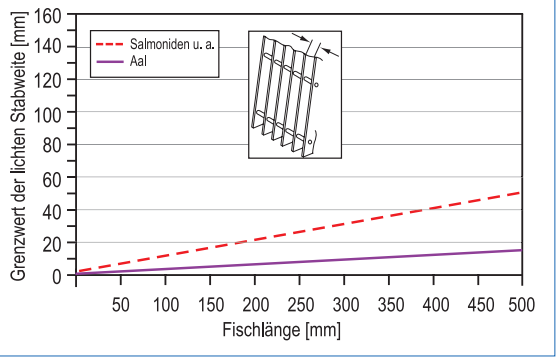


Abb. 12.8: Abhängigkeit des Grenzwertes für die lichte Weite undurchlässiger Stabrechen von der Körperlänge des Fisches



Hieraus ergibt sich der in Abb. 12.7 dargestellte Zusammenhang zwischen der Körperlänge von Fischen und dem Grenzwert der Maschenweite undurchlässiger mechanischer Barrieren.

▷ Stabrechen als mechanische Barrieren

Bei Stabrechen haben die lichten Öffnungen zwischen den Rechenstäben eine langgestreckte Form. Entsprechend ist nicht die Höhe des Fisches H_{Fisch} maßgeblich für die Passierbarkeit, sondern die maximale Dicke des Körpers D_{Fisch}. Entsprechend ergibt sich für undurchlässige, vertikal angeordnete Stabrechen der in Abb. 12.8 dargestellte Zusammenhang zwischen dem Grenzwert der lichten Weite und der Fischlänge. Die lichte Weite von Stabrechen muss somit deutlich geringer sein als diejenige mechanischer Barrieren mit quadratischen, rechteckigen oder runden Öffnungen. Nur im Falle aalförmiger Fische ergeben sich identische Werte.

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 auffindbaren Bypasses voraus, denn andernfalls werden abwandernde Fische die Barriere letztlich doch passieren.

Nach dem heutigen Stand der oben erläuterten Erkenntnisse sind die Aussagen in Tab. 12.2 über die Wirksamkeit von mechanischen Barrieren möglich.

Schutzwirkung mechanischer Barrieren

Tab. 12.2: Schutzwirkung von mechanischen Barrieren

Zielart	max. d (licht)	max. v_A	Barriere	Anmerkung zur Gestaltung der Anlage
atlantische Lachssmolts	1/10 der Körperlänge	< 2 Körperlängen pro Sekunde		
	10 mm	≤ 0,5 m/s	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 nur bei gesondertem Nachweis	Rechen oder Gitter wirken als Verhaltensbarriere, daher wird nur Teilschutz erreicht (UND/ODER Bedingung hinsichtlich d_{max} und v_A).	Schutz- und Abstiegsrate abhängig von Anordnung und Gestaltung des Bypasses.
		$0,5 \leq v_A \leq 1$ 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 hinsichtlich d_{max} und v_A).	
adulte Exemplare vieler Arten	20 mm	< 2 Körperlängen pro Sekunde	Rechen als Schutz vor Durchwanderung.	Abstieg über Salmonidenbypass, Fischaufstiegsanlage oder Wehr möglich. Wehrpassage so gestalten, dass Schädigung ausgeschlossen ist.
		≤ 0,7 m/s	Ablösen und Flucht von mechanischen Barrieren möglich	

12.4 Fischschutz durch mechanische Barrieren

12.4.1 Konventionelle Rechen

Rechen dienen primär dem Schutz von Turbinen oder Pumpen vor Beschädigungen, indem sie grobes Schwemmgut von den Maschinen fernhalten. Rechen sind üblicherweise aus Flachstahl aufgebaut, die durch Distanzstücke in einem bestimmten Abstand (d_R) gehalten werden.

Abb. 12.9: Konventioneller Rechen aus Flachstahl



Der lichte Stababstand wird technisch auf die Bauart und Größe der Turbine bzw. Pumpe ausgelegt, um Schäden an der Maschine zu verhindern, sofern der Rechen nicht speziell dem Schutz von Fischen dienen soll. Die Rechenstäbe können je nach Putzrichtung des Rechenreinigers in vertikaler oder horizontaler Richtung eingebaut werden.

Mit der Verringerung des Stababstands wächst die Menge des zurückgehaltenen Geschwemmsels.

In einigen Bundesländern – so auch in NRW – ist als Mindestforderung die Verwendung des 20 mm-Rechens als Schutzvorrichtung gegen das Eindringen von Fischen in Turbinen verordnet worden, jedoch ohne die maximal zulässige Anströmgeschwindigkeit zu definieren. Bei zu hohen Anströmgeschwindigkei-

Tab. 12.3: Zum Schutz der Turbine maximal zulässige Rechenweiten an Wasserkraftanlagen

Turbinentyp	Laufrad-Durchmesser [m]	Turbinentechnisch zulässiger maximaler lichter Stababstand [mm]	Übliche Anströmgeschwindigkeit konventioneller Rechen ohne besondere Schutzfunktion für Fische [m/s]
Kaplanturbine	0,8 bis 1,3	20 bis 30	bis 0,7
	1,3 bis 2,0	30 bis 60	bis 0,8
	> 2,0	60 bis 200	bis 1,0
Francisturbine	bis 1,5	20 bis 30	bis 0,7
	1,5 bis 2,5	30 bis 50	bis 0,8
	> 2,5	50 bis 150	bis 1,0
Durchströmturbine		15 bis 30	0,5 bis 0,7
Wasserrad	5 bis 7	50 bis 150	bis 0,7

ten (vgl. Tab. 12.2) können Fische an 20 mm-Rechen geschädigt werden.

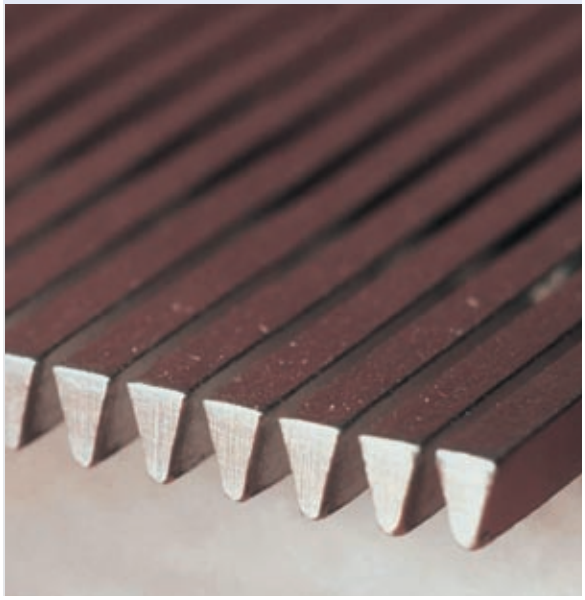
12.4.2 Wedge-Wire-Screen

In den USA wird insbesondere an Wasserentnahmebauwerken im pazifischen Bereich ein spezieller Feinstrechen mit Stababständen von 3 bis 10 mm eingesetzt (Wedge-Wire-Screen). Er besteht aus kleinen dreieckförmigen Edelstahlprofilen, die auf Trägerprofile geschweißt sind. Besonders vorteilhaft ist seine glatte Oberfläche, die Verletzungen ausschließt und den Fischen ggf. die Flucht erleichtert. Nach einschlägigen Laboruntersuchungen können bestimmte Anordnungen dieses Rechentyps ein wirksamer Schutz von Fischen gegen das Eindringen in Turbinen sein.

Der Austausch eines konventionellen Rechens aus Flachstahl gegen einen Wedge-Wire-Screen ist bei unveränderten Einbaubedingungen mit erheblich höheren hydraulischen Verlusten verbunden, die insbesondere bei Wasserkraftanlagen mit niedrigem Gefälle zu merkbaren wirtschaftlichen Einbußen führen. Der entsprechende Verlustbeiwert steigt bei lichten Weiten von 10 mm (die z.B. für einen wirksamen mechanischen Schutz von Salmonidensmolts erforderlich wären) etwa um den Faktor drei gegenüber einem 20 mm-Rechen (abhängig von den genauen geometrischen Daten). Der Einsatz von Wedge-Wire-Screens erscheint daher nur realisierbar, wenn die Geschwindigkeitskomponente senkrecht zum Rechen klein gehalten wird. Dafür bestehen zwei technische Alternativen:

- Vergrößerung des Einlaufquerschnitts
- Schrägstellung des Rechen gegen die Horizontale oder schräge Anordnung im Kanal.

Abb. 12.10: Wedge-Wire-Screen



Tab.12.4: Rechenverluste am Wedge-Wire-Screen (ohne Verlegung)

Stabdicke s [mm]	Lichter Stababstand d_R [mm]	Rechenwinkel [Grad]	Anströmgeschwindigkeit v_A [m/s]	Verlust-Höhe h_v [mm]	Formbeiwert (1)	Quelle
2	2	15	0,6	30	6,5	WEBER et al. 1993
5	5,3	25	1,0	60	8	INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE (2000a)

(1) Formbeiwert für die Berechnung des Rechenverlustes nach KIRCHMER (vgl. auch ATV-DVWK 2004). Zum Vergleich: Der Formbeiwert eines konventionellen Stabrechens liegt bei ca. 2,4.

BEISPIEL: Testbetrieb Wedge-Wire-Screen

Der 20 mm-Rechen der kleinen Wasserkraftanlage Floecksmühle (Rheinland-Pfalz) wurde im Rahmen eines Projekts der Deutschen Bundesumweltstiftung durch einen Wedge-Wire-Screen ersetzt. (FLOECKSMÜHLE ENERGIETECHNIK 2004). Der realisierte lichte Stababstand ergab sich aus den Liefermöglichkeiten des Herstellers und war nicht fischbiologisch begründet.

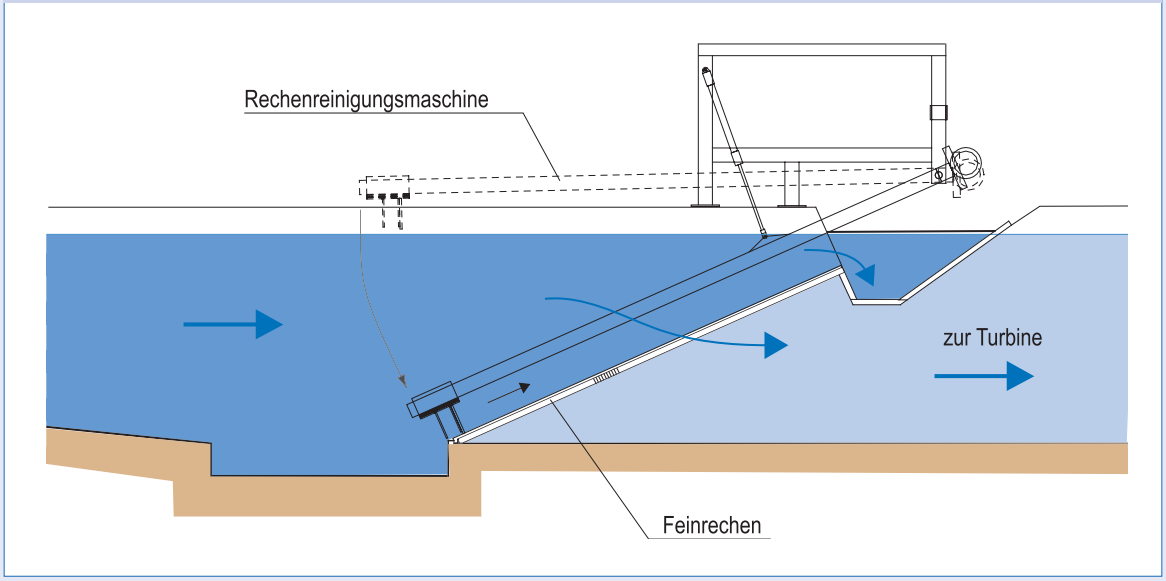
Daten der Anlage:

Ausbaudurchfluss Q_A:	1,7 m^3/s
Ausbaufallhöhe H_A:	2,8 m
Mittlerer Abfluss des Gewässers:	1,6 m^3/s
Anströmgeschwindigkeit des Rechens:	0,6 m/s
Rechenneigung gegen die Sohle:	24 Grad
Lichter Stababstand:	5,3 mm
Rechenverlust bei Q_A (sauberer Rechen):	40 mm
Mittlere Betriebs-Rechenverlust bei Q_A : (in Herbst und Winter bei Laubfall)	70 – 95 mm

Betriebserfahrungen

Die Wasserkraftanlage befindet sich in einem naturnahen Mittelgebirgstal mit erheblichem Laub- und Geschwemmselanfall. Dennoch arbeitete sie nach der Umrüstung auf den 5,3 mm-Rechen mit Ausnahme der kurzen Zeit mit sehr tiefen Temperaturen (Grundeisbildung) störungsfrei. Die Energieerzeugung war nicht beeinträchtigt (s.u.). Die Rechenreinigungsmaschine musste im Vergleich zu einem 20 mm-Rechen etwa die doppelte Zahl an Reinigungstakten leisten, um den Rechen ausreichend sauber zu halten.

Abb. 12.11: Längsschnitt durch die Rechenanlage mit schräg angeordnetem Wedge-Wire-Screen, Spülrinne als Bypass und Rechenreinigungsmaschine



BEISPIEL: Testbetrieb Wedge-Wire-Screen

Die inzwischen mehr als einjährige Erfahrung zeigt:

- Der Betrieb der Wasserkraftanlage ist mit einem 5,3 mm-Rechen technisch und ökonomisch möglich.
- Die gewählte Anordnung (Stababstand, Rechenfläche und Anströmgeschwindigkeit) stellt zur Zeit hinsichtlich der Reinigungsfähigkeit des Rechens die Grenze des technisch Machbaren dar.

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 im sauberen Zustand und im Betrieb während der Messperiode reduzierten die nutzbare Fallhöhe der Turbine und bewirkten 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. 2.13: Oberfläche des Wedge-Wire-Screens

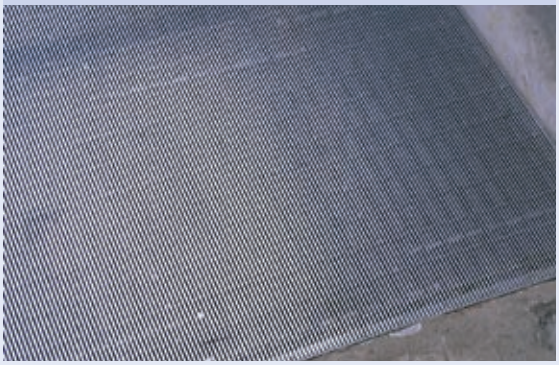


Abb. 12.12 Energieerzeugung der Wasserkraftanlage sowie Energieverbrauch und tägliche Reinigungstakte der Rechenreinigungsmaschine

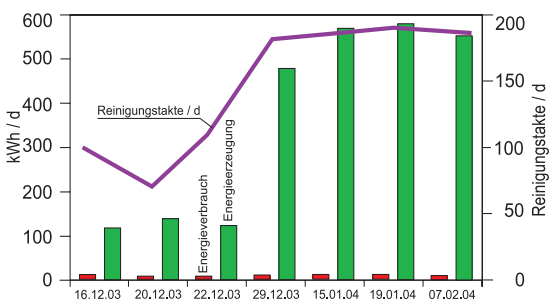


Abb. 12.14: Rechenanlage bei entleertem Oberwasserkanal



12.4.3 Sonstige Abschirmungen

Grundsätzlich können 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.

12.4.4 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.

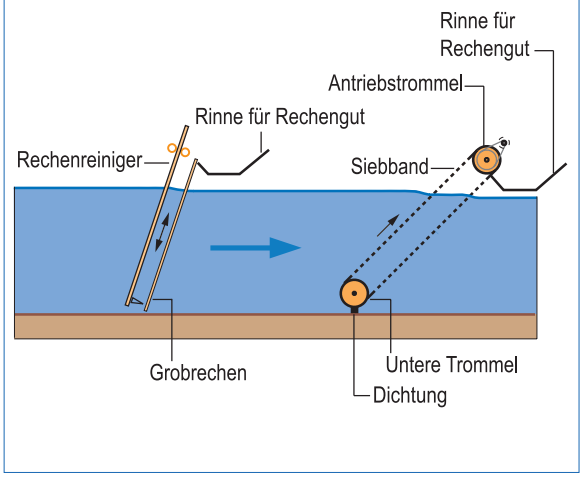
Sollen umlaufende Abschirmungen Fische hin zu Bypasseinrichtungen leiten, muss die Anordnung im Gewässer auf die artspezifischen Orientierungs- und Verhaltensweisen der jeweiligen Zielarten ausgelegt sein. Diese Anforderung unterscheidet sich nicht grundsätzlich von derjenigen anderer mechanischer Barrieren.

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 bekanntermaßen 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.

Abb. 12.15: Prinzip einer umlaufenden Abschirmung: Zur Entfernung des groben Geschwemmsels muss ein Grobrechen vorgeschaltet werden.



BEISPIEL: Testbetrieb Rollrechen an WKA in Hadamar

Am Wasserkraftwerk Hadamar am Elbbach (Hessen) wurde 1997 eine Versuchsanlage mit einem umlaufenden 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 bisher in sieben Betriebsjahren zweimal wegen Beschädigung ausgetauscht.

Abb. 12.16: Rollrechen in Hadamar mit aufgeschraubten Transporttrögen für abwandernde Fische



12.4.5 Tauchwände und Louver

Lachssmolts wandern oberflächennah ab, die maximale Wandertiefe liegt bei ca. 1,0 m bis 1,5 m. Dieses Verhalten kann dazu genutzt werden, diese und z.T. auch potamodrome Arten am Eintritt in die Turbine zu hindern:

- Durch eine tiefe Anordnung des Rechens:
  Der Rechen reicht nicht zur Wasseroberfläche, sondern endet ca. 1,0 – 1,5 m oder mehr darunter.
- Durch eine dem Rechen vorgeschaltete Tauchwand mit entsprechender Tiefe:
  Die Tauchwand muss im flachen Winkel auf einen Bypass gerichtet sein, um Lachssmolts dorthin zu leiten.
- Durch sogenannte Louver:
  Diese bestehen aus senkrecht zur Strömung angeordneten Flacheisen, die schräg versetzt ebenfalls auf einen Bypass zulaufen.

Alle derartigen Einrichtungen sind nur sinnvoll, wenn den Smolts und ggf. weiteren Zielarten eine auffindbare Abstiegsmöglichkeit in Form eines Bypasses angeboten wird. Die Fließgeschwindigkeit im Bypass muss die Anströmgeschwindigkeit deutlich übertreffen, damit er auffindbar ist. Ansonsten werden die Fische letztlich doch den Weg durch die Turbine wählen.

Die Effektivität von Louvern und Tauchwänden kann bis über 90 % betragen und hängt wesentlich von der

Fischart, der strömungstechnischen Ausbildung der Anlage sowie der Anordnung des Bypasses ab.

Abb. 12.17: Louver in einem Betriebskanal, links der Bypass für den Abstieg von Lachssmolts



12.4.6 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. 12.2 gewählt werden.

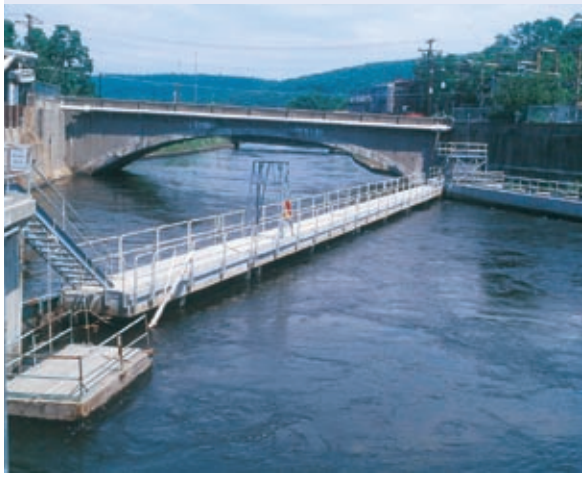
Für einen sehr hohen Schutz der in Kap. 11.4 definierten Zielarten sind lichte Rechenstababstände in der Größenordnung von 10 bis 15 mm erforderlich, die im Vergleich zu gängigen Rechen höhere Strömungsverluste und erhebliche Schwierigkeiten mit der Verlegung des Rechens durch Laub, Holz, Algen und durch 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 u. a. Wedge-Wire-Screens interessante Alternativen bieten, da sie hinsichtlich der Reinigungsfähigkeit und der bleibenden Verlegung vorteilhafte Eigenschaften haben. Die bisher durchgeführten Untersuchungen derartiger Anlagen zeigen jedoch, dass diese Systeme derzeit für Durchflüsse von maximal 10-20 m^3/s 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 weitere technische Entwicklung mechanischer Barrieren erscheint notwendig und lohnend, wenn auf Dauer ein ausreichend hoher Schutz der Zielarten gewährleistet werden soll. Ein notwendiger Schritt ist dabei der Bau einschlägiger Pilotanlagen.

Abb. 12.18: Schräg in einem Betriebskanal angeordnete Tauchwand zur Ableitung von Lachssmolts in einen Bypass (links), Blick gegen die Fließrichtung



12.5 Abstiegsanlagen

Die abstiegswilligen Fische orientieren sich an der Hauptströmung. Ein funktionierender Fischschutz hindert die Fische daran, dieser Hauptströmung durch die Wasserkraftanlage zu folgen, wodurch ihre Abwanderung unterbrochen wird. Daher müssen alternative Abwanderwege angeboten werden, die jedoch wegen des Turbinenbetriebs nicht den überwiegenden Abflussanteil aufweisen können.

Abwanderwege müssen so gestaltet werden, dass sie, abgestimmt auf das Verhalten der jeweiligen Fischart, aufgefunden werden.

12.5.1 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 (vgl. Abb. 12.19). Die Auffindbarkeit des Bypasses kann während der meist nächtlichen Abwanderung durch Lichtquellen verbessert werden. Der Lachsabstieg erfolgt – auch nach den Untersuchungen am Sieg-Kraftwerk Unkelmühle – in Schwärmen im Zeitraum Mitte März bis Ende Mai.

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.

Abb. 12.19: Bypass-Düse für atlantische Lachssmolts 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. 12.20: Bypass für pazifische Lachssmolts im spitzen Winkel eines Fischschutz-Rechens (USA)



Abb. 12.21: Einleitung des Bypass-Abflusses in das Unterwasser



12.5.2 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. 1999a) 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. 12.22 bis 12.26): Die Bottom-Gallery® und die Bypasstrichter. Die prinzipielle Funktionsweise der Bodenschwelle wurde auch von GÖHL (2004) untersucht.

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.

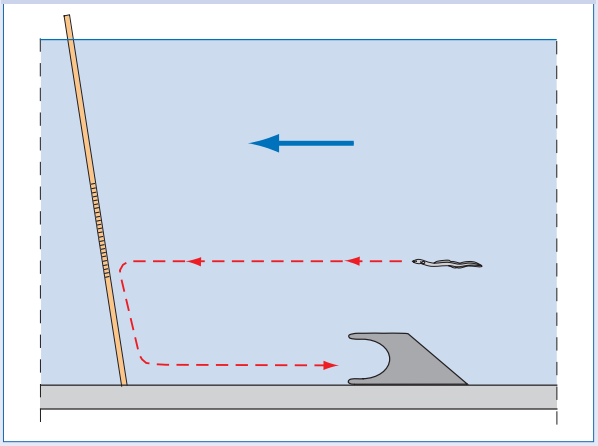
Bodenschwelle als Aalbypass

Abb. 12.22 - 12.24: Verhaltensbeobachtungen im Strömungslabor zur Funktionsweise der Bottom Gallery®: Vor der Barriere kehrt der Aal um, entflieht sohlennah in Richtung Oberwasser und findet die in Fließrichtung offene Sohlenschwelle





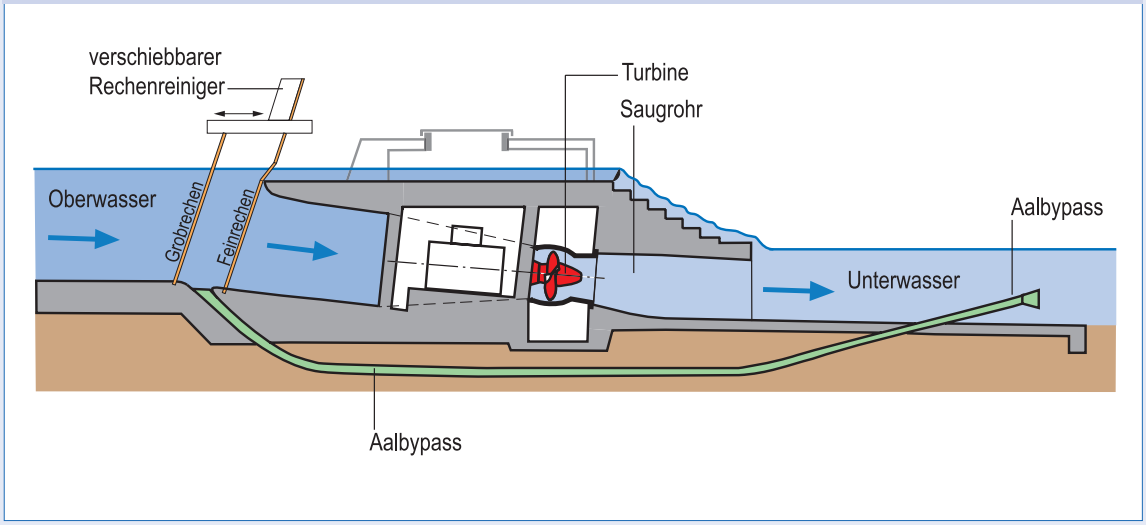
Abb. 12.25: Eine gegen die Strömungsrichtung geöffnete Schwelle („Bottom Gallery®"), die die Aale zu einem seitlichen Bypass leitet (oben Gesamtansicht; unten Detail; EUROPÄISCHES PATENT 2003)





Aalbypass Hamm-Untrop

Abb. 12.26: In der Sohle vor dem Feinrechen sind Trichter eingelassen, die in Rohrleitungen münden, welche in das Unterwasserwasser geführt werden (Harpen AG, WKA Hamm-Uentrop (Lippe), patentiert). Die Funktionsfähigkeit wurde bisher nicht systematisch untersucht, jedoch konnten absteigende Aale im Bypass nachgewiesen werden. Die Anströmgeschwindigkeit und der lichte Stababstand des Feinrechens dürften entscheidend für die Effizienz des Systems sein.



12.5.3 Sonstige Abwanderkorridore

Grundsätzlich kann ein der Wasserkraftanlage benachbartes Wehr als Abwanderweg dienen, wenn sein Betrieb darauf eingestellt ist und die Auffindbarkeit gewährleistet werden kann.

Häufig ist hierzu die Bereitstellung eines erheblichen Abflussanteils notwendig, denn die Auffindbarkeit hängt in entscheidendem Maß von der Abflussaufteilung zwischen Wehr und Nutzungsanlage ab. Grundsätzlich gelten die Angaben in Tab. 8.4 und 8.5 hinsichtlich der Auffindbarkeit und möglicher Schädigungen im Unterwasserbereich des Wehrs. In geeigneten Fällen kann eine gesonderte Bypassöffnung in das Wehr integriert und mit geringerem Abfluss betrieben werden.

Fischaufstiegsanlagen stellen in aller Regel keinen ausreichenden Abwanderkorridor dar, da die Orientierung und das Verhalten abwandernder Fische auf anderen biologischen Mechanismen als bei der Aufwanderung beruht. Deshalb kann eine Aufstiegsanlage üblicherweise nicht die Funktion als alleinige Abwandereinrichtung erfüllen. Die oberwasserseitige Auffindbarkeit einer Aufstiegsanlage kann jedoch durch geeignete Platzierung des Einlaufs und durch vorgeschaltete Tauchwände oder Louver verbessert werden.

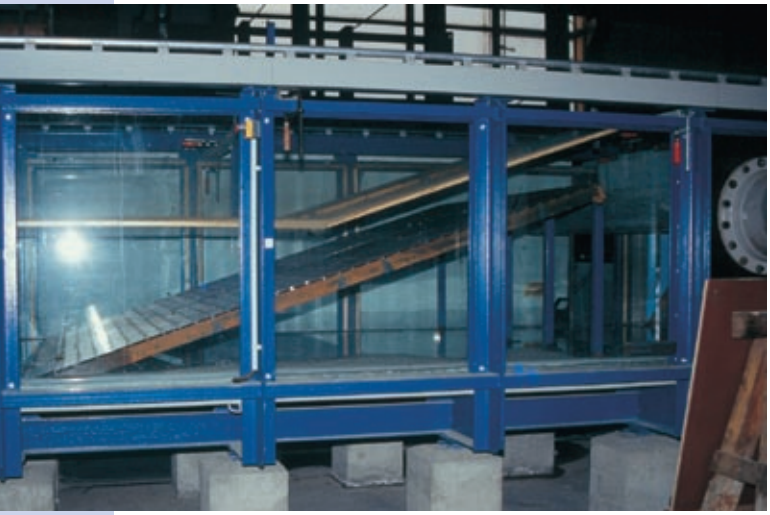
Im Einzelfall ist zu untersuchen, ob die hier diskutierten Abwanderkorridore den potamodromen Arten in ausreichendem Maß (quantitativ und zeitlich) eine flussabwärts gerichtete Passage ermöglichen oder ob eine gesonderte Bypasseinrichtung erforderlich ist.

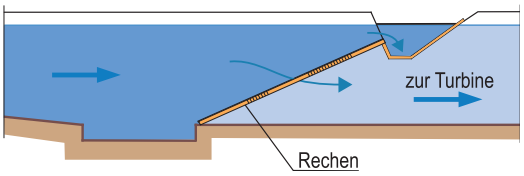
12.5.4 Schräg angeordnete Barrieren

Mechanische Barrieren können so angeordnet werden, dass sie auf einen Bypass gerichtet sind:

- Als steil oder flach zur Sohle geneigte Rechenanlage, die um ein bestimmtes Maß unterhalb der Wasseroberfläche endet. Üblicherweise wird diese Bauweise zum Abspülen des Rechenguts in das Unterwasser genutzt, indem die Rechenreinigungsmaschine es in eine quer angeordnete, ebenfalls eingestaute Rinne fördert (Abb. 12.27).
- Bei schräg im Gerinne installierten Rechen wird das Rechengut durch einen Schieber in den spitzen Winkel befördert, wo es durch ein Schütz oder Drehtor abgespült werden kann (Abb. 12.28).

In beiden Fällen kann die Abspülvorrichtung als Bypass vor allem für oberflächennah abwandernde Fische genutzt werden, wenn die technische Ausführung auf das Verhalten und die Abwanderzeiten ausgelegt ist. Der gesamte Abwanderkorridor ist so zu gestalten, dass die Fische ungeschädigt in das Unterwasser gelangen können.

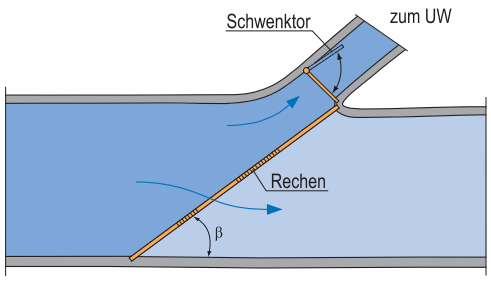




Längsschnitt

Abb. 12.27: Überströmte Barriere mit querlaufender Rinne, die als Bypass für oberflächennah abwandernde Fische genutzt werden kann. Das linke Bild zeigt die Anordnung bei der Laboruntersuchung. Die querlaufende Rinne mündet in die seitliche Rohrleitung.





Grundriss

Abb. 12.28: Schräg in einem Gerinne angeordnete Barriere mit seitlicher Abspülung des Rechenguts. Der Abspülkanal kann als Bypass dienen. Voraussetzung ist auch hier, dass die gesamte Anordnung auf das Verhalten der Zielarten ausgelegt ist.

12.6 Diskussionsstand in anderen Ländern

Insbesondere in den USA wurden seit mehr als 20 Jahren eine Vielzahl von Fischschutz- und Fischabstiegseinrichtungen entwickelt und teilweise an sehr großen Wasserkraftanlagen und Wasserentnahmebauwerken realisiert. Nachfolgend werden einige Typen beispielhaft vorgestellt, um die Lösungsansätze zu verdeutlichen, ohne dass diese in mitteleuropäischen Gewässern 1:1 eingesetzt werden könnten oder sollten.

12.6.1 Schräge mechanische Barriere

Viele Fischschutzeinrichtungen in der USA befinden sich in den Gewässern nahe der Pazifikküste, da hier in großem Umfang anadrome Salmoniden vertreten sind, die durch intensive Nutzungen (z.T. sehr große Wasserkraftanlagen und vor allem Wasserentnahmen zur Bewässerung) gefährdet sind.

Die Schutzeinrichtungen in den kleineren und mittleren Gewässern zielen häufig auf eine Null-Mortalität der abwandernden Entwicklungsstadien, die nur wenige Zentimeter groß sind. Entsprechend Kap. 12.3.2 dürfen die lichten Weiten mechanischer Barrieren daher nur einige Millimeter betragen. Im Bundesland Washington State gelten mittlerweile für den Schutz der abwandernden pazifischen Lachssmolts 1,5 mm als Standard.

Die hier vorgestellte Anlage befindet sich an einem Gewässer, dem ca. 15 m^3/s für eine Wasserkraftanlage entnommen werden. Sie besteht aus zwei Wedge-Wire-Screens, die in einem Winkel von ca. 20 Grad zur Strömung angeordnet sind und auf einen mittigen Bypasskanal zulaufen. Die abwandernden Fische werden hinter dem Bypass über eine Rohrleitung in das Gewässer zurückgeleitet. Die Wedge-Wire-Screens werden durch Bürsten gereinigt. Die Anströmgeschwindigkeit beträgt 0,2 bis 0,3 m/s. Der Feinstrechenanlage ist ein Grobrechen mit Rechenreiniger vorgeschaltet.

Abb. 12.29: Grobrechen vor der mechanischen Barriere in Abb. 12.30



Abb. 12.30: Beidseitig schräg angeordnete mechanische Barriere mit einer lichten Weite von 1,5 mm zum Schutz pazifischer Lachssmolts (USA). Die Anlage ist im Oberwasserkanal eines Wasserkraftwerks eingebaut, Ausbaudurchfluss: 15 m^3/s. Der Bypass befindet sich mittig am Ende der Rechenfelder.



Abb. 12.31: Detail zu Abb. 12.30. Oberfläche des schräg angeströmten Wedge-Wire-Screens



12.6.2 Trommelsiebe

Trommelsiebe ähneln von der Funktion her umlaufenden Abschirmungen. Allerdings besteht der Filter nicht aus einem flexiblen Band, sondern aus feinmaschigem Draht, Lochblech oder ist aus gebogenen Wedge-Wire-Stäben gefertigt. Die so gebildete Walze dreht sich langsam um eine horizontale Achse und transportiert Schwemmgut auf die Rückseite des Trommelsiebes. Trommelsiebe erfordern einen vorgeschalteten Grobrechen und werden zu 70 bis 80 % ihres Durchmessers unter der Wasseroberfläche installiert. Die Normalgeschwindigkeit muss wegen der hohen hydraulischen Verluste sehr klein gewählt werden (0,1 bis 0,3 m/s). Der Trommeldurchmesser hängt vom Durchfluss ab und kann bis über 6 m betragen.

Trommelsiebe können in geschwemmselarmen Gewässern, jedoch nicht bei Frost genutzt werden. In treibgutreichen Gewässern besteht die Gefahr, dass sich Feinstmaterial im Inneren der Trommel ansammeln. Das gleiche gilt für Algen. Trommelsiebe sind wartungsintensiv und müssen komplett mit Antrieb aus dem Wasser gehoben werden können. Dazu sind teilweise aufwendige Vorrichtungen erforderlich.

Aus den genannten Gründen können Trommelsiebe an nordrhein-westfälischen Wasserkraftanlagen in der Regel nicht eingesetzt werden.

Abb. 12.32: Kleine Trommelsiebanlage in einem Bewässerungskanal, Q = ca. 400 l/s (USA)



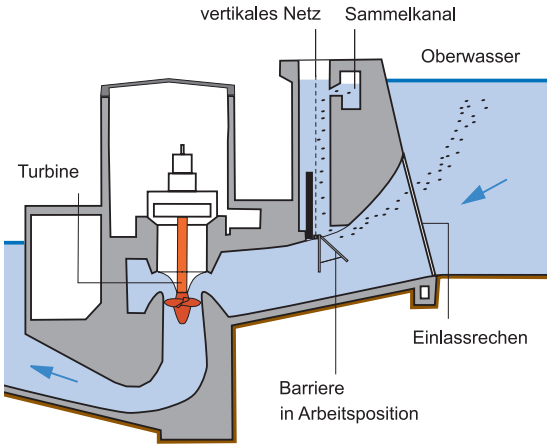
Abb. 12.33



12.6.3 Verdriften von Fischen zum Abwanderweg

Damit die Fische den Bypass durch passives Verdriften erreichen können, muss die Tangentialkomponente der Anströmgeschwindigkeit z.B. an einem zur Sohle schräg eingebauten Rechen das Schwimmvermögen der Fische übersteigen, ohne dass diese durch die senkrechte Geschwindigkeitskomponente am Rechen geschädigt werden.

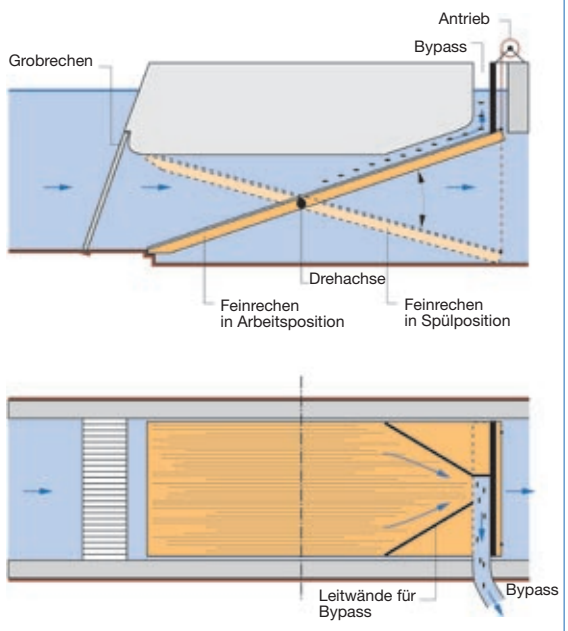
Abb. 12.34: Abb. 12.33 zeigt die Brücke über den 18 Einlaufkanälen zur Wasserkraftanlage Mc Nary Dam, Columbia River (USA). Im Vordergrund ist eine aus dem Dammbalkenschacht gezogene mechanische Barriere sichtbar, deren Arbeitsposition in Abb. 12.34 dargestellt ist. Der lichte Stababstand beträgt zum Schutz der pazifischen Lachssmolts 3 mm.



Modular Inclined Screen

Der „Modular Inclined Screen“ (MIS) nutzt – ähnlich wie der sogenannte Eicher-Screen (vgl. ATV-DVWK 2004) – die hohe Tangentialgeschwindigkeit an einem ca. 15° bis 20° zur Sohle geneigt eingebauten Feinstrechen, der für Anströmgeschwindigkeiten von 1,0 bis ca. 2,5 m/s ausgelegt ist. Die abwandernden, über die Rechenfläche verdrifteten Fische werden in einem am oberen Ende des Rechens gelegenen Bypass aufgefangen und weitergeleitet. Die Reinigung des Feinstrechens erfolgt ausschließlich durch Kippen um eine zentrale Achse und die dadurch bedingte Rückspülung. Die Vorschaltung eines Grobrechens ist notwendig. Wegen der erforderlichen großen Flächen entstehen hohe Kosten für das Bauwerk, insbesondere bei der Nachrüstung bestehender Anlagen. Zudem ist die Anwendbarkeit in europäischen Gewässern bisher nicht erprobt.

Abb. 12.35: Modular Inclined Screen mit Arbeits- und Spülposition



12.7 Fischschonendere Wasserkraftmaschinen

Es werden zur Zeit Anstrengungen unternommen, fischschonendere Turbinen zu konstruieren. Ziel ist vor allem die Minimierung von mechanischen Kontaktmöglichkeiten und eine optimierte Hydraulik, um Druckschwankungen und Scherkräfte zu vermindern. Bei konventionellen Kaplanturbinen kann durch die Reduzierung der Schaufelzahl eine gewisse Verminderung der Schäden erreicht werden. Eine grundsätzliche Verbesserung ist dagegen nur mit völlig neuen Konzepten zu erreichen, die derzeit in ersten Modellen erprobt werden. Häufig besitzen diese neuen Entwicklungen ein schlechtes Teillastverhalten. Für einen verbreiteten Einsatz in europäischen Wasserkraftanlagen bedarf es einer erheblichen Weiterentwicklung, so dass mit einem Einsatz derartigen Maschinen mittelfristig nicht zu rechnen ist.

Wegen der niedrigen Drehzahlen und der großen geometrischen Dimensionen gelten Wasserräder und Wasserkraftschnecken als weniger schädigend für Fische, jedoch liegen dazu keine ausreichenden wissenschaftlichen Untersuchungen vor.

Abb. 12.36: Modell einer fischschonenderen Turbine, die derzeit bei Alden Lab. (Mass., USA) getestet wird. Die Maschine wurde als Alternative zu vertikalen Kaplanmaschinen für große Wasserkraftwerke konzipiert.



12.8 Alternative Systeme für die Fischabwanderung

12.8.1 Fischtransportsysteme

Müssen abwandernde Fische eine große Zahl von Wasserkraftstandorten passieren, so besteht durch die kumulierte Schädigungsrate die Gefahr, dass nur wenige Exemplare das Flussgebiet unbeschädigt verlassen können. Insbesondere bei Stauketten, 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 der letzten Stauanlage 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. Eines der bekanntesten Beispiele ist der Transport einer sehr großen Zahl von pazifischen Lachssmolts am Columbia-River (USA). Auch in Deutschland nutzt man diese Technik: In der Mosel fangen Berufsfischer im Auftrag des Landes Rheinland-Pfalz abwandernde Blankaale, die dann in den Rhein transportiert werden. Allerdings geschieht dies mit vor den Kraftwerken gestellten Reusen, wodurch im Verhältnis zu Fangstationen keine hohe Fangrate erzielt werden kann.

Das „Trap & Truck“-Verfahren bietet den Vorteil, dass gleichzeitig Informationen über die abwandernden Fische gewonnen werden können. Das Verfahren ist grundsätzlich auch für die flussaufwärts gerichtete Wanderung nutzbar, kann aber sicherlich als nicht nachhaltig bezeichnet werden.

12.8.2 Anlagenmanagement mit Frühwarnsystemen

Fischschäden an Wasserkraftwerken und sonstigen Entnahmeeinrichtungen können durch eine angepasste Betriebsweise vermindert werden:

- Temporäres oder gezieltes Abschalten der Nutzungsanlagen und Weiterleitung der abwandernden Fische über Wehre oder Bypass-Wanderkorridore.
- Drosselung der Maschinen, so dass eine Anströmgeschwindigkeit am Rechen < 0,5 m/s erreicht 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.

Abb. 12.37: Das Frühwarnsystem MIGROMAT® wurde erstmalig an der Staustufe Wahnhausen/Fulda zur Aal schonenden Steuerung einer Wasserkraftanlage eingesetzt.



Das Frühwarnsystem MIGROMAT® (EUROPÄISCHES PATENT 2004; ADAM 2000, 2004; DURIF 2003; ATV-DVWK 2004) für die Zielart Aal beruht auf der prämigratorischen Unruhe, die bei gehälterten 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 (KEMA et. al. 2003) konnten mit dem MIGROMAT® an den beiden niederländischen Wasserkraftanlagen Linne und Alphen 66 % bzw. 73 % der Abwanderereignisse prognostiziert werden.

12.9 Erreichbare Schutzraten ohne Einsatz von mechanischen Barrieren mit sehr kleinen lichten Weiten

Für mittlere und große Wasserkraftanlagen stehen zur Zeit noch keine mechanischen Barrieren mit 10 oder 15 mm lichter Weite und die dafür erforderlichen Rechenreinigungsmaschinen zur Verfügung. Weiterhin sind nicht unerhebliche ökonomische Belastungen bei der Nachrüstung dieser Anlagen mit auf die Zielarten ausgelegten mechanischen Fischschutzeinrichtungen zu erwarten.

Für die anadromen und katadromen Vorranggewässer stellt sich daher die Frage, welche Überlebensraten mit heute verfügbaren Technologien erreichbar sind und ob die in Kap. 11 formulierten ökologischen Anforderungen erfüllt werden können. Diese lassen sich auf der Basis aktueller Untersuchungen und von in der Literatur genannten Effektivitäts- und Mortalitätsraten beispielhaft für abwandernde Lachssmolts abschätzen.

So könnten z.B. am Standort Unkelmühle/Sieg folgende technische Lösungen eingesetzt werden:

Abb. 12.38: WKA Unkelmühle. Im Vordergrund die Fischrampe, rechts das Wehr



▷ Fischfreundlicheres Turbinenmanagement

Entsprechend Abb. 7.11 sind am Wehr Unkelmühle innerhalb von weniger als 10 Tagen 90 % der Lachssmolts abgewandert. Mit einem funktionsfähigen Turbinenmanagement könnte ein hoher Prozentsatz (vorsichtig geschätzt: 50 %) z.B. durch temporäre Drosselung der Turbinen und Öffnen eines größeren Bypasses bei vergleichsweise geringen Energieverlusten an der Anlage vorbeigeleitet werden.

▷ Louver oder Tauchwand vor der Wasserkraftanlage

Als weitere Schutzeinrichtung könnte im Zulaufkanal zur Wasserkraftanlage ein Louver oder eine Tauchwand schräg zur Fließrichtung vorgesehen werden. Die Abweisrate von Louvern liegt in der Regel im Bereich zwischen 50 und 95 %. Hier werden nur 50 % veranschlagt.

▷ Bypass neben Turbinenrechen

Der heute bereits bestehende Bypass an der WKA Unkelmühle wird von etwa 20 % der Smolts aufgefunden. Für andere Anlagen (z.B. an der Garonne in

Frankreich) werden höhere Effektivitäten berichtet. Eine Verbesserung hängt von den Strömungsverhältnissen vor der Anlage (z.B. Betriebsweise der Turbinen), der Gestaltung und der Dotierung des Bypasses und schließlich von der Anordnung des Rechens ab. Für die Kalkulation wird eine Effektivität von 20 % angesetzt.

▷ Turbinenpassage

Die Fische, die alle Barrieren passieren, gelangen in die Turbine. Die durchschnittliche Mortalität bei der Passage von Kaplan- und Francisturbinen nach LARINIER (1992a, b) kann mit 10 bis 15 % angenommen werden

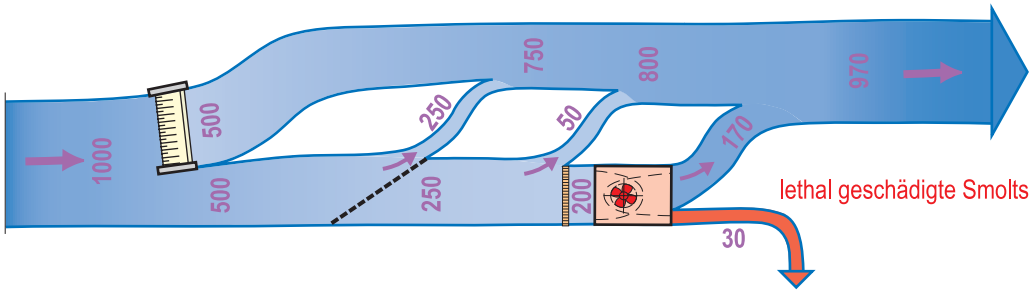
Insgesamt ergibt sich rein rechnerisch bei kombinierter Anwendung der beschriebenen Schutztechniken eine Gesamtüberlebensrate von 97 %.

Diese Überlebensrate erscheint zunächst sehr hoch. Es wurden jedoch keine unrealistischen Ansätze für die Effektivität der vorgeschlagenen Maßnahmen gemacht. Auch wenn im Einzelfall eine geringere Wirksamkeit angesetzt würde, verbliebe dennoch eine hohe Gesamtüberlebensrate für die Zielart Lachs.

Für die Zielart Aal zeigen die Ergebnisse der Untersuchungen an der Maas (vgl. Kap. 12.8.2), dass bei Einsatz eines fischfreundlichen Turbinenmanagements auf der Basis des heutigen Entwicklungsstandes des Frühwarnsystems MIGROMAT® pro Standort zwischen 66 und 73 % der Aale an der Wasserkraftanlage hätten vorbeigeleitet werden können (KEMA et al. 2003). Setzt man die Mortalität bei der Turbinenpassage zu 30% an, so ergibt sich alleine durch das Turbinenmanagement und die Ableitung der Aale über entsprechend geöffnete Wehrfelder pro Standort eine Überlebensrate von ca. 70 % + 0,7 * 30 % = ca. 90 %. Eine Verbesserung des Frühwarnsystems und die Entwicklung von wirksamen Bypasseinrichtungen für den Aal könnte die Überlebensrate weiter erhöhen.

Theoretisch mögliche Überlebensrate bei der Abwanderung von Lachssmolts durch Kombination von Maßnahmen an einer Wasserkraftanlage

Abb. 12.39: Aufteilung von 1.000 abwandernden Smolts an den verschiedenen Einrichtungen mit den Überlebensraten q



Abwanderung über das Wehr durch Turbinen-management TM	Tauchwand TW mit Bypass	Rechen mit Bypass RB	Turbinen-passage T	Gesamt Überlebensrate
q_{TM} = 50%	q_{TW} = 50%	q_{RB} = 20%	q_T = 85%	q_{ges} = 97%

12.10 Wirtschaftliche Aspekte

Die wirtschaftlichen Auswirkungen der Realisierung von mechanischen Fischschutz- und Abwandervorrichtungen sind für Neu- und Altanlagen unterschiedlich. Die Vergrößerung der Rechenfläche für den Einsatz mechanischer Barrieren mit kleinen lichten Weiten kann bei bestehenden Anlagen bauliche Anpassungen erfordern. Zudem müssen die Rechenreinigungsanlagen den geänderten Anforderungen gerecht werden werden.

Die Mehrkosten bei Neuanlagen bzw. wesentlichen Umbauten/Reaktivierungen können bestenfalls abgeschätzt werden:

- Die Kosten der Rechenanlage (Vergrößerung des Fließquerschnittes, Fein- bzw. Feinstrechenanlage, modifizierter Rechenreiniger) können sich gegenüber dem heutigem Standard verdoppeln.
- Die genannten Einrichtungen haben am gesamten Bauvolumen einen Anteil von ca. 10 bis 15 %, so dass die Mehrkosten bezogen auf das gesamte Bauvorhaben ca. 9 bis 13 % betragen werden.
- Eine Erhöhung der Betriebskosten der Rechenanlage ist nach den Ergebnissen der Pilotanlage (S. 170/171) nur in begrenztem Umfang zu erwarten.
- Durch mechanische Barrieren mit geringen lichten Weiten treten größere durchschnittliche Rechenverluste insbesondere während der Jahreszeiten Herbst und Winter auf. Die prozentuale Mindererzeugung hängt von der Fallhöhe der Wasserkraftanlage ab. Bei H = 2,80 m und d_R = 5,3 mm wurde an der Pilotanlage im Herbst eine Erhöhung des durchschnittlichen Rechenverlustes von ca. 1,5 auf 3 % ermittelt. Im Jahresdurchschnitt lag der Verlust niedriger. Er könnte ggf. durch eine geringfügige Erhöhung des Stauziels ausgeglichen werden.
- Die Verminderung der Jahreserzeugung durch den Wasserverlust an Bypasseinrichtungen kann nicht pauschal abgeschätzt werden, zumal sie häufig nur temporär erfolgen muss. Sie ist ggf. im Zusammenhang mit dem Mindestabfluss zu betrachten.
- Im Zusammenhang mit mechanischen Barrieren und Bypassanordnungen wird die bisher übliche Entnahme des Rechengutes aus dem Gewässer häufig nicht mehr möglich sein. Da die natürlichen Bestandteile des Rechenguts eine positive ökologische Funktion im Gewässer haben, könnte ihr Verbleib im Wasserkörper vorteilhaft sein und gleichzeitig eine Entlastung bei den Betriebskosten bewirken.

Abb. 12.40



13 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 Auswirkungen sind detailliert in Kap. 7.4 dargestellt.

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.

Abb. 13.1



13.1 Der Mindestabfluss im Kontext des Bewertungssystems

Bisherige Verfahren zur Festlegung des Mindestabflusses beschränken sich auf die lokale Betrachtungsebene und beschäftigen sich ausschließlich mit der Frage, welcher Abfluss zur Aufrechterhaltung der Lebensraumfunktion für Wirbellose und z.T. auch für Fische erforderlich ist. Je nachdem, welcher Maßstab hierbei angelegt wird, führt dies zu sehr unterschiedlichen Festlegungen.

Das nordrhein-westfälische Bewertungsverfahren für Querbauwerke geht zunächst von der Tatsache aus, dass die Besiedlung von Ausleitungsstrecken, speziell durch Fische, grundsätzlich von derjenigen unbeeinflusster Fließstrecken abweicht. Durch das Standardverfahren (Kap. 13.2) wird sichergestellt, dass in jedem Mutterbett zumindest die Mindestanforderungen der Wirbellosenfauna erfüllt werden. Zusätzlich wird jedoch die Frage gestellt:

> Wie müssen Ausleitungsstrecken hinsichtlich Struktur, Mindestabfluss und Aufstiegsanlage beschaffen sein, damit die Auswirkungen dieser lokalen Lebensraumveränderung den angestrebten guten ökologischen Zustand des gesamten Gewässers nicht wesentlich verschlechtern?

Entscheidende Bedeutung hat dabei die Durchgängigkeit des genutzten Standortes (Ausleitungstrecke – Betriebsgräben – Aufstiegshilfen). Die lokale Besiedelbarkeit tritt somit gegenüber der Durchwanderbarkeit an Bedeutung zurück, weil vor allem die Unterbrechung der Durchgängigkeit Auswirkungen auf das gesamte Flussgebiet entfaltet.

Entsprechend sind bei der Festlegung der Mindestwasserdotation folgende Fälle grundsätzlich zu unterscheiden:

- Das Ausleitungskraftwerk ist mit einer Fischaufstiegsanlage ausgestattet, der Wanderkorridor verläuft somit durch die Betriebsgräben. In diesem Falle findet das Standardverfahren gemäß Kap. 13.2. Anwendung.
- Die stromaufwärts gerichtete Durchwanderbarkeit muss über das Mutterbett und das Ausleitungswehr und eine dort platzierte Fischaufstiegsanlage gewährleistet werden. In diesem Fall erfolgt die Festlegung des Mindestabflusses auf der Basis einer Einzelfalluntersuchung gemäß Kap. 13. 3.
  Mit diesem Mindestabfluss ist in der Regel auch die flussabwärtsgerichtete Durchgängigkeit der Ausleitungsstrecke gegeben. Voraussetzung ist, dass die Abwanderung über das Querbauwerk bzw. über einen Bypass möglich ist.
- Auch wenn Ausleitungsstrecken Besonderheiten wie Einleitungen von Abwässern etc. aufweisen, ist eine Einzelfalluntersuchung erforderlich.

13.2 Standardverfahren für Ausleitungsstrecken als Nicht-Wanderkorridor

Das Standardverfahren dient zur Sicherung des Lebensraums der Wirbellosen in den Ausleitungsstrecken. Es werden Orientierungswerte für den Mindestabfluss definiert, die der lokalen Situation mit Zu- und Abschlägen angepasst werden.

Wenn die flussaufwärts gerichtete Wanderung der Fischfauna über eine Fischaufstiegsanlage am Wasserkraftwerk erfolgt, muss geprüft werden, ob die Betriebskanäle durchwanderbar sind (Fließtiefen, Geschwindigkeiten, Gefahr der Ansaugung am Turbinenrechen nach Passage der Fischaufstiegsanlage, Ufer- und Sohlenstruktur, ggf. behindernde Absperr- und Drosselorgane die einen Wasserspiegelunterschied > 10 cm verursachen).

Falls die Durchwanderbarkeit der Betriebskanäle gegeben ist, wird zunächst der Orientierungswert bestimmt (Tab. 13.1):

Orientierungswert 0,33 MNQ für Einzugsgebiete > 50 km²

Die Veränderung des Lebensraums für Wirbellose in der Ausleitungsstrecke ist vergleichsweise gut untersucht. In erster Annäherung reicht ein Abfluss von 0,33 MNQ zur Vermeidung von Schädigungen aus. In strukturarmen Gewässern muss dieser Wert erhöht werden, bei strukturreichen hingegen ist eine Unterschreitung zulässig. Hierbei liegt die unterste Grenze des Mindestabflusses zur Vermeidung von wesentlichen Schäden an der Wirbellosenfauna bei ca. 1/6 MNQ (HESS. MINISTERIUM FÜR UMWELT 1995). Das Standardverfahren ist so aufgebaut, dass der Wert von 1/6 MNQ auch durch die Summe aller vorgesehenen Abschläge nicht unterschritten werden kann.

Orientierungswert 0,5 MNQ für Einzugsgebiete < 50 km²

Bei Gewässern mit kleinerem Einzugsgebiet ist der Orientierungswert erhöht, um bei den niedrigeren und ungleichmäßigeren Abflüssen eine überproportionale Verschlechterung des Lebensraums in den Ausleitungsstrecken zu vermeiden.

Erhöhte Orientierungswerte (0,5 bzw. 0,6 MNQ)

Ein erhöhter Orientierungswert ist erforderlich bei gewässerökologisch empfindlichen Strecken.

Tab. 13.1

Orientierungswerte für den Mindestabfluss beim Standardverfahren		
Einzugsgebietsgröße	**Standard-Orientierungswert**	**Erhöhter Orientierungswert**
20 – 50 km²	0,5 MNQ	0,6 MNQ
> 50 km²	0,33 MNQ	0,5 MNQ

Zu- und Abschläge

Zur Ermittlung des Mindestabflusses werden für die Orientierungswerte Zu- und Abschläge formuliert, die mit Hilfe folgender Parameter zu bestimmen sind:

- Abflusstyp des Gewässers (gleichmäßig/ ungleichmäßig)
- Ausbaudurchfluss der WKA
- Sohlenparameter der Gewässerstrukturgüte der Ausleitungsstrecke
- Betriebsabfluss der Fischaufstiegsanlage

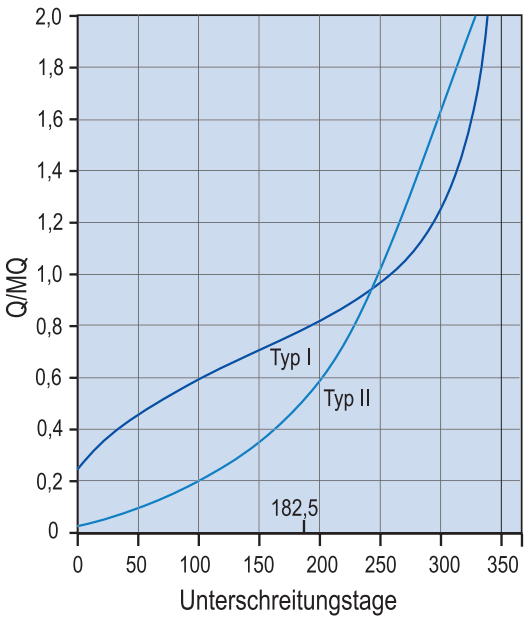
13.2.1 Schema zur Ermittlung des Mindestabflusses

Die Ermittlung des Mindestabflusses erfolgt standardisiert mit Zu- und Abschlägen entsprechend dem Schema in Tab. 13.2.

Die dort angegebenen Plus- und Minuspunkte für die Zu- und Abschläge werden jeweils mit ca. 5 – 10 % des Orientierungswertes veranschlagt, jedoch sollen auf diese Weise nur Hilfen für die lokale Anpassung und kein mathematisches Verfahren vorgegeben werden. Der jeweilige Gutachter muss bei Anwendung dieses Schemas in einem wasserrechtlichen Verfahren den ermittelten Mindestabfluss verbal begründen und dabei lokale Besonderheiten, die im Schema nicht berücksichtigt werden können, miteinbeziehen.

Die Summe der Zu- und Abschläge wird für sehr gleichmäßige Abflüsse (Typ Ia) auf - 50 % des Orientierungswertes begrenzt. Jedoch ist bei sehr ungleichmäßigen Abflüssen eine Überschreitung der Summe der Zu- und Abschläge um mehr als + 50 % zulässig.

Abb. 13.2: Jahresdauerlinien von Gewässern mit gleichmäßigem (Typ I) und ungleichmäßigem (Typ II) Abflussverhalten nach HESS. MINISTERIUM FÜR UMWELT, 1995



Tab. 13.2: Schema zur Festlegung des Mindestabflusses zur Sicherung des Lebensraums der benthischen Fauna

Zu- und Abschläge zum Orientierungswert für den Mindestabfluss in Ausleitungsstrecken, die nicht Wanderkorridore sind				
Abflusscharakteristik/ Dauerlinientyp	**Typ Ia**	**Typ Ib**	**Typ IIa**	**Typ IIb**
▶ Anteil MNQ von MQ	≥ 27 %	18 - 27 %	9 - 18 %	< 9 %
▶ Abflussverhalten im Jahresverlauf	sehr gleichmäßig	gleichmäßig	ungleichmäßig	sehr ungleichmäßig
▶ Generelle Anpassung wegen Dauerlinientyp	– –	–	+	+++
▶ Ausbaudurchfluss > MQ	+	+	+	++
▶ GSGK-Sohlenstruktur *) in der Ausleitungsstrecke				
1-3	– –	–	0	0
4-7	0	0	+	++
▶ Rückstau im Mutterbett von UW-Graben bis ans Wehr	– – –	– –	– –	–

\+ = Zuschlag von je ca. 5 bis 10 % zum Orientierungswert
0 = kein Zu- oder Abschlag
– = Abschlag von je 5 bis 10 % zum Orientierungswert
*) = Hauptparameter 3 gemäß Gewässerstrukturgütekartierung (LUA NRW 1998)

Mindestabfluss = Orientierungswert · (1 + Summe der Zu- und Abschläge)

Die Festlegung des Betriebsabflusses für die Fischaufstiegsanlage an der WKA erfolgt getrennt nach biologischen und technischen Kriterien. Er kann bei Festlegung des Mindestabflusses in der Ausleitungsstrecke berücksichtigt werden, wenn die gewässerökologische Situation dies dort zulässt. Hier ist ein Optimum zu suchen.

Die gewählten Zu- und Abschläge sind textlich zu begründen. Ein Mindestwert von 1/6 MNQ darf nicht unterschritten werden.

13.2.2 Ermittlung der hydrologischen Werte

Für die Festlegung des Mindestabflusses sind vor allem wichtig:

- MQ mittlerer Abfluss
- MNQ mittlerer Niedrigabfluss

Es gelten immer die natürlichen Abflüsse ohne eine mögliche anthropogene Überformung. Mit dem Verhältnis MNQ/MQ wird der Typ der Jahresdauerlinie bestimmt.

Beide Werte können den „Gewässerkundlichen Jahrbüchern“ (LUA 2004) für die amtlichen Pegel entnommen werden. Weitere Pegelwerte können beim Landesumweltamt erfragt werden.

Sind die Abflüsse MQ und MNQ für den jeweiligen Standort aus den Pegeldaten oder aus vorliegenden hydrologischen Untersuchungen bekannt, so können diese unmittelbar übernommen werden. Ist dies nicht der Fall, dann können die Abflüsse Q_W aus den Werten der ober- und unterliegenden Pegel, (Q_{OW} und Q_{UW}) wie folgt ermittelt werden:

$$Q_W = Q_{OW} + (Q_{UW} - Q_{OW}) \frac{A_W - A_{OW}}{A_{UW} - A_{OW}}$$

A_W, A_{OW} und A_{UW} sind die Einzugsgebietsgrößen des Standortes und der benachbarten Pegel.

Liegen keine direkten hydrologischen Werte vor, dann müssen diese in einem gesonderten Gutachten ermittelt bzw. abgeschätzt werden.

13.3 Einzeluntersuchung bei Ausleitungsstrecken als Wanderkorridor

Befindet sich die einzige Fischaufstiegsanlage am Wehr, muss die Ausleitungsstrecke für die Fische durchwanderbar sein. Für die Festlegung des Mindestabflusses gilt folgendes Verfahren:

- Es wird zunächst der Mindestabfluss entsprechend Kap. 13.2 auf der Basis der Orientierungswerte 0,33 bzw. 0,5 MNQ ermittelt.
- Danach wird durch eine Einzelfalluntersuchung mit Messung oder hydraulischer Berechnung der Fließtiefen und der Geschwindigkeiten in den pessimalen Profilen ermittelt, ob die Ausleitungsstrecke für die jeweiligen Zielarten durchwanderbar ist. Ist dies nicht der Fall, muss der erforderliche Mindestabfluss aus den entscheidenden hydraulischen Parametern entsprechend Tab. 13.3 bestimmt werden, wobei zunächst die erhöhten Orientierungswerte (0,5 bzw. 0,6 MNQ) anzusetzen sind.

Üblicherweise liegen die so ermittelten Mindestabflüsse für kleine Fließgewässer im Bereich 0,5 bis 1,0 MNQ, für größere Gewässer zwischen 0,3 und ca. 0,6 MNQ – je nach Sohlenstruktur und Abflussverhalten des Gewässers.

Die Konkurrenzsituation der Strömungen und ihre Wirkung auf die Fische an der Mündung des Unterwasserkanals ist zu untersuchen und es ist eine eindeutige technische Lösung zur Vermeidung der Sackgassenwirkung zu finden oder deren Unerheblichkeit nachzuweisen (z.B. Unerheblichkeit bei kurzem Unterwasserkanal oder durch lokale fischbiologische Untersuchungen).

13.3.1 Durchwanderbarkeit der Ausleitungsstrecke

Für die Durchwanderbarkeit der Ausleitungsstrecke sind folgende Parameter entscheidend:

- Die mittlere Wassertiefe, die über eine angemessene Breite im Bereich der Gleiten bzw. Riffle-Strukturen auftritt, muss eine Durchwanderung ermöglichen.
- Die mittlere Fließgeschwindigkeit im Wanderkorridor über den Gleiten muss eine Orientierung der Fische ermöglichen.

Diese Werte müssen den Anforderungen der Zielarten genügen. Hier bestehen Wissensdefizite, insbesondere hinsichtlich der erforderlichen Fließtiefe und ihrer flächigen Ausdehnung im Gewässer, denn die Ansprüche der Fischfauna können „derzeit noch für die

meisten mitteleuropäischen Fischarten“ nicht formuliert werden (GISECKE & JORDE 1997). Daher ist festzuhalten:

Hinsichtlich der Ansprüche der Fischfauna an Mindestfließtiefe und Mindestgeschwindigkeit besteht erheblicher Forschungsbedarf. Alle Verfahren zur Festlegung von gewässerökologisch begründeten Mindestabflüssen können nur von vorläufigen Werten ausgehen.

Die nach LAWA (2001) geltenden Mindestfließtiefen beziehen sich auf Mittelgebirgsgewässer. Für die Forellenregion wird eine Mindesttiefe in den pessimalen Profilen von 20 cm gefordert, die jedoch in natürlichen Gewässern über lange Zeiträume des Jahres häufig nicht auftreten. Ähnliches kann für den Übergangsbereich zur Äschenregion gelten.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass die Durchwanderbarkeit von pessimalen Gewässerabschnitten auch bei erheblich niedrigeren Wassertiefen als den Mindesttiefen entsprechend LAWA (2001) nachgewiesen wurde. SCHWEVERS et al. (2001) fanden bei der Untersuchung von Durchlässen keine wirksame

Tab. 13.3: Orientierungswerte für die pessimalen Gewässerprofile

Mindestfließtiefe und Mindestfließgeschwindigkeit von durchwanderbaren Ausleitungsstrecken		
Fließgewässerzone	Für den Bereich der Schnelle (Riffle-Struktur) sind einzuhalten:	
	Mindestwassertiefe [m]	Mindestfließgeschwindigkeit [m/s]
Forellenregion (Epi- und Metarhithral)	≥ 0,10 bis 0,15	≥ 0,3
Äschenregion (Hyporhithral)	≥ 0,15 bis 0,20 (1)	≥ 0,3
Barbenregion (Epipotamal)	≥ 0,3 (2)	(3)
Brassenregion (Metapotamal)	≥ 0,4 (2)	(3)

(1) Der niedrigere Wert gilt für den Übergangsbereich zur Unteren Forellenregion insbesondere bei kleineren und/oder stark schwankenden Gewässern.
(2) Die Werte gelten für das vollständige Artenspektrum entsprechend der Fließgewässerzonierung. In kleinen Gewässern sind die Mindestwassertiefen den Bedürfnissen des tatsächlichen potenziell natürlichen Artenspektrums bzw. der Zielarten anzupassen.
(3) In Flachlandgewässern ist die Mindestfließgeschwindigkeit an die natürlichen Fließbedingungen anzupassen.

Abb. 13.3

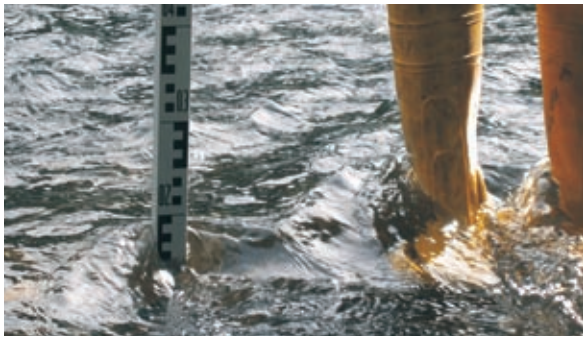


Abb. 13.4



Veränderung der Passierbarkeit für Bachforellen bei Wassertiefen unter 7 cm und glatter Sohle.

Daher wurden die in den Ausleitungsstrecken von Mittelgebirgsgewässern von NRW zu fordernden Mindestfließtiefen der Forellen- und der Äschenregion gegenüber LAWA (2001) entsprechend reduziert und flexibler gestaltet. Tab. 13.3 zeigt die Orientierungswerte für die geringste mittlere Wassertiefe, die in den pessimalen Profilen erreicht werden muss. Für Gewässer mit einem Sohlengefälle > 1 bis 2 ‰ sollte in diesen Profilen die rheotaktische Fließgeschwindigkeit von 0,3 m/s im Mittel nicht unterschritten werden. Für die Gewässer des Flachlandes mit einem geringeren Sohlengefälle muss die zu fordernde Fließgeschwindigkeit in den pessimalen Profilen den natürlichen Bedingungen des Gewässers angepasst werden. (vgl. Kap. 13.4).

Abb. 13.5: Die pessimalen Profile sind relevant für die Durchwanderbarkeit von Ausleitungsstrecken



13.3.2 Nachweis der hydraulischen Parameter

Wenn die Durchgängigkeit in der Ausleitungsstrecke realisiert werden soll, kann der Mindestabfluss nur in einer Einzelfalluntersuchung ermittelt werden. Der dazu erforderliche Nachweis der hydraulischen und morphologischen Parameter zur Sicherstellung der Durchwanderbarkeit kann erfolgen durch:

- Messung der Fließtiefe und der Geschwindigkeit in den Bereichen mit hohem Sohlengefälle (Gleiten). Dazu muss der jeweils zu überprüfende Abfluss in der Ausleitungsstrecke natürlicherweise gegeben sein oder durch Steuerung des Wehrs eingestellt werden. Bei Planungen kann ein sehr hoher Mess- und Zeitaufwand notwendig werden, da für die Überprüfung von unterschiedlichen Abflüssen der passende Zeitpunkt abgewartet werden muss. Andernfalls ist das Genehmigungsverfahren für eine Wasserkraftanlage immer mit der Unsicherheit hinsichtlich des später festzulegenden Mindestabflusses verbunden.

- Hydraulische Berechnung der Fließtiefe und der Geschwindigkeit mittels Rechenmodellen, die sehr kleinräumige Strömungsverhältnisse abbilden können. In der Regel ist dazu eine ausreichend genaue Vermessung der Sohlenstruktur erforderlich.

- Hydraulische Berechnung auf der Basis der Vermessung der Sohle, Abgleich durch einmalige Messung von Fließtiefen und Geschwindigkeiten in kritischen Querschnitten und Festlegung des Mindestabflusses durch Betrachtung der vom Abfluss abhängigen Veränderung von:
  - mittlerer Fließgeschwindigkeit
  - mittlerer Fließtiefe
  - benetztem Querschnittsbereich
  - mittlerer Froude-Zahl.

Dieses Verfahren greift auf Arbeiten von HEILMEIER (1997) und MADER (1992) zurück und erfordert nur eine Messung zum Abgleich. Es wird am Beispiel der oberen Ahr vorgestellt.

BEISPIEL: Bestimmung des Mindestabflusses an der oberen Ahr

Für die Herstellung der Durchgängigkeit in einer Ausleitungsstrecke im nordrhein-westfälischen Abschnitt der oberen Ahr wurde der Mindestabfluss durch hydraulische Berechnungen und Eichung der Berechnungnen durch Messung von Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten ermittelt (INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE 1999c).

Folgende Parameter wurden untersucht:

- Wassertiefe über Riffle-Strukturen als Maß für die Durchwanderbarkeit durch Fische.
- Fließgeschwindigkeit über Riffle-Strukturen hinsichtlich der Orientierungsfähigkeit von Fischen.
- Benetzte Gewässerbreite, die die Größe des Lebensraums charakterisiert.
- Froude-Zahl als Maß für die Strömungsvarianz und die Lebensraumbedingungen der aquatischen Fauna.

Daten des Gewässerabschnitts

Einzugsgebietsgröße	125 km²
Niedrigabfluss NQ	240 l/s
Mittlerer Niedrigabfluss MNQ	340 l/s
Mittlerer Abfluss MQ	1,43 m³/s
Sohlengefälle des Gewässers	ca. 6,5 ‰
Untere Forellenregion	

Abb. 13.6: Unbeeinflusster Abschnitt der oberen Ahr (untere Forellenregion)



Abb. 13.7: Ausleitungsstrecke unmittelbar unterhalb des Wehrs



Abb. 13.8: Prallufer in der Ausleitungsstrecke

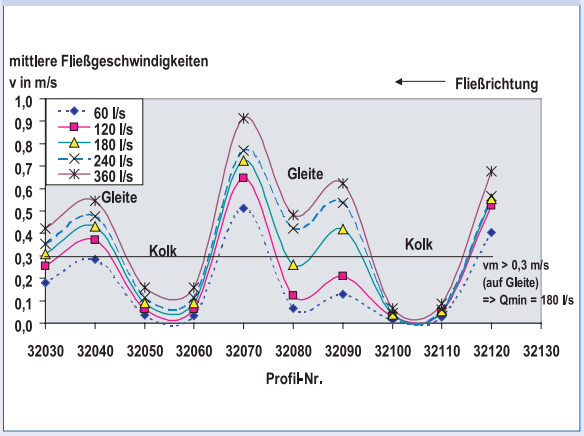


BEISPIEL: Bestimmung des Mindestabflusses an der Oberen Ahr

⊳ Mittlere Fließgeschwindigkeit

Eine Fließgeschwindigkeit von ca. 0,3 m/s ist die Untergrenze für das positiv rheotaktische Verhalten von Fischen. Die Profile 32090 und 32040 markieren die Lage von natürlicherweise im Gewässer vorhandenen Sohlengleiten (Riffle-Strukturen). Die rheotaktische Geschwindigkeit wird als mittlere Geschwindigkeit im pessimalen Profil 32090 ab einem Mindestabfluss von 180 l/s erreicht bzw. überschritten.

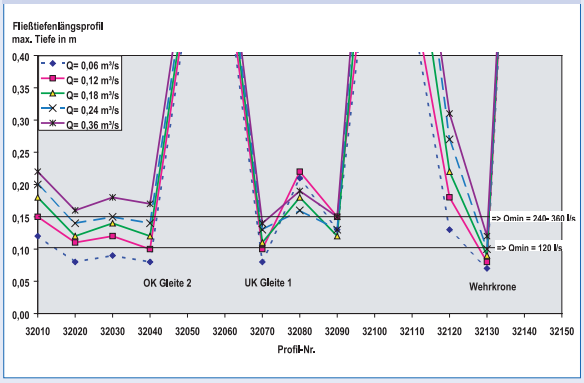
Abb. 13.9: Änderung der Fließgeschwindigkeit über den Längsschnitt der Ausleitungsstrecke



⊳ Mittlere Fließtiefe

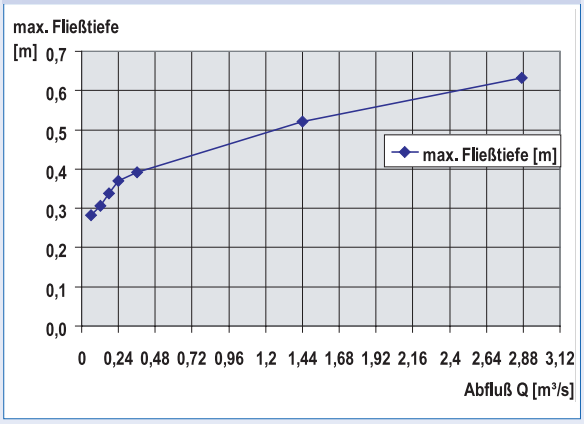
Für die Untere Forellenregion wird in Tab. 13.3 eine Mindestfließtiefe über den Riffle-Strukturen von 10 bis 15 cm gefordert. Im untersuchten Abschnitt der Ahr stellen die Profile 32020 bis 32040 und 32070 die pessimalen Abschnitte dar. Dort kann eine Mindestfließtiefe von 10 cm mit einem Mindestabfluss von 120 l/s erreicht werden. Eine Mindestfließtiefe von 15 cm würde ca. 240 l/s erfordern.

Abb. 13.10: Änderung der Fließtiefen über den Längsschnitt der Ausleitungsstrecken



Die grafische Darstellung der über die Ausleitungsstrecke gemittelten maximalen Fließtiefen zeigt darüber hinaus, dass der Anstieg der mittleren Fließtiefe bei steigendem Abfluss unterschiedlich steil ist: Bei etwa 240 l/s besteht ein charakteristischer Knickpunkt, oberhalb dessen die Zunahme der Fließtiefe erheblich flacher ist als darunter. Der größte Gewinn hinsichtlich der Durchwanderbarkeit der Ausleitungsstrecke ergibt sich also bis 240 l/s.

Abb. 13.11: Verlauf der über den Gewässerabschnitt gemittelten maximalen Fließtiefe in Abhängigkeit vom Abfluss

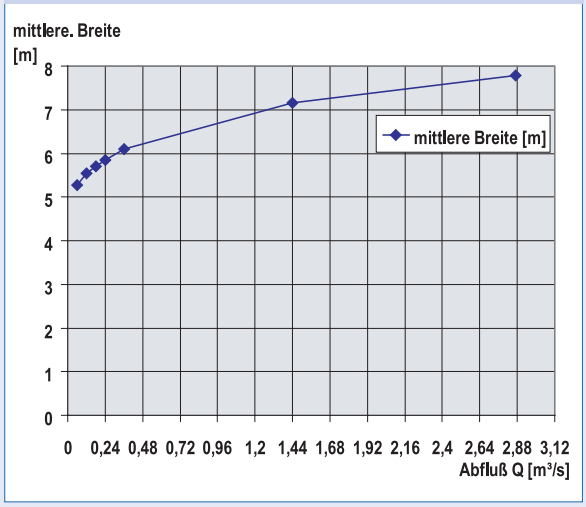


BEISPIEL: Bestimmung des Mindestabflusses an der Oberen Ahr

⊳ Mittlere benetzte Gewässerbreite

Für den Zugewinn an benetzter Gewässerbreite liegt der Punkt, ab dem die Kurve abflacht, bei 360 l/s.

Abb. 13.12: Mittlere benetzte Gewässerbreite in Abhängigkeit vom Abfluss



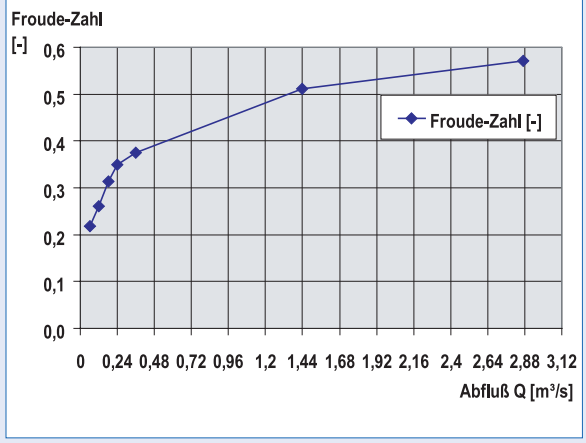
⊳ Mittlere Froude-Zahl

Die Froude-Zahl stellt ein Maß für die Strömungsvarianz und damit für die Lebensraumbedingungen der aquatischen Fauna dar. Nach Untersuchungen von HEILMEIER und MAILER (1994) weist die Froude-Zahl eine gute Korrelation zu den Ergebnissen der FST-Halbkugelmethode nach STATZNER et al. (1990, 1991) auf. Ein von vielen in der Strömung lebenden Organismen bevorzugter Froude-Zahl-Bereich liegt zwischen 0,3 und 0,5. Rheobionte, also auf schnellfließende Gewässer angewiesene Organismen, sind auf deutlich höhere Froude-Zahlen angewiesen.

Die Froude-Zahl ist definiert durch:

$$FR = \frac{v}{\sqrt{g \cdot h}}$$ mit v = Strömungsgeschwindigkeit
g = Erdbeschleunigung,
h = Fließtiefe
nach BOLLRICH & PREIßLER (1992).

Abb. 13.13: Die Auswertung des untersuchten Abschnittes der Ahr zeigt bei der Froude-Zahl noch deutlicher als bei den vorgenannten Parametern einen starken Anstieg bei Abflüssen bis 240 l/s, der sich bei weiterer Abflusserhöhung abflacht.



⊳ Zusammenfassung

Die meisten gewässerökologisch relevanten Parameter besitzen im unteren Abflussbereich einen steileren Gradienten als bei höheren Abflüssen. Der Knickpunkt liegt für die mittlere maximale Fließtiefe und die mittlere Froude-Zahl bei 240 l/s, für die mittlere benetzte Gewässerbreite bei 360 l/s. Die nach Tab. 13.3. gefordete Mindestfließtiefe über den Riffle-Strukturen wird bei 120 bis 240 l/s erreicht. Für die Sicherstellung der rheotaktischen Geschwindigkeit in den pessimalen Profilen sind 180 l/s erforderlich.

Wird der Mindestabfluss schwerpunktmäßig auf die Durchgängigkeit ausgelegt, so würde im untersuchten Ahrabschnitt $Q_{min} \approx 240$ l/s diese Forderung erfüllen.

13.4 Mindestabfluss in Ausleitungsstrecken des Flachlandes

Nach Auswertung der vorliegenden Literatur ergibt sich, dass mehr oder weniger alle Verfahren zur Ermittlung von gewässerökologisch begründeten Mindestabflüssen im Hinblick auf Mittelgebirgsgewässer, teilweise auch für den alpinen Bereich entwickelt wurden.

Diese Gewässer sind gekennzeichnet durch:

- typische Sohlgefälle ≥ 1 ... 2 ‰
- mittlere Fließgeschwindigkeit ≥ ca. 0,35 m/s
- überwiegend steinig-kiesige Sohle
- hohe Sohlen- und Strömungsdiversität.

Die Empfehlung der LAWA (2001) macht hinsichtlich ihres Anwendungsbereichs keine Aussagen, obwohl die Forderung nach einer mittleren Querschnittsgeschwindigkeit von $v_m \geq 0{,}3$ m/s nur von den o. g. Gewässern erfüllt werden kann.

Der Entwurf zur rheinland-pfälzischen Mindestabfluss-Regelung (RHEINLAND-PFÄLZISCHER ARBEITSKREIS 1998) stellt explizit fest: „Das hier vorgestellte Verfahren ist für alle Mittelgebirgsgewässer in Rheinland-Pfalz mit überwiegend steinigem und kiesigem Gewässerbett ausgelegt."

Da die Empfehlung der LAWA weitgehend auf diesem Verfahren beruht, bleibt die Feststellung, dass sie auf Flachlandgewässer nicht ohne weiteres anwendbar ist. Daher wurden in Tab. 13.3 die Forderungen gegenüber LAWA (2001) verändert: Die Mindestfließtiefe sollte sich am für den Standort gültigen potenziell natürlichen Artenspektrum orientieren und nicht generell Wassertiefen fordern, die nur für die großen Fische erforderlich sind. Die Mindestfließgeschwindigkeit muss einen Bezug zu den Fließverhältnissen des Gewässers haben und kann ggf. geringer als 0,3 m/s sein.

PASCH (1997) weist auf folgende wesentliche Auswirkungen der Abflussverminderung in Ausleitungsstrecken in Flachlandgewässern hin:

- Höhere Gefahr der Grundwasserabsenkung, welche bei kleinen Anlagen möglicherweise durch ihre begrenzte Ausdehnung bzw. durch den Staubereich abgeschwächt wird.
- Stärkere Auswirkung der Verringerung der Fließgeschwindigkeit auf die Sedimentzusammensetzung.
- Lange Aufenthaltszeiten des Wassers mit Einflüssen auf Temperatur und biologischer Stoffzusammensetzung.

Diese Zusammenhänge sollten bei der Festlegung von Mindestabflüssen in Ausleitungsstrecken des Flachlandes zusätzlich beachtet werden.

13.5 Mindererzeugung von Wasserkraftanlagen durch den Mindestabfluss

Der Mindestabfluss in der Ausleitungsstrecke und der möglicherweise zusätzliche Betriebsabfluss einer Fischaufstiegsanlage am Wasserkraftwerk sind energetisch nicht nutzbar. Gegenüber der Nutzung des vollen Abflusses im Gewässer entsteht dadurch eine Reduzierung der jährlichen Energieerzeugung (= Jahresarbeit). Die Minderung hängt ab von:

- Gewässertyp (gleichmäßig/ungleichmäßig)
- Höhe des Mindestabflusses
- Ausbaugrad der Wasserkraftanlage
- technische Ausrüstung der Anlage.

Die Minderung lässt sich im Einzelfall auf der Basis der örtlichen Bedingungen berechnen. Innerhalb der Studie „Querbauwerke und nachhaltige Wasserkraftnutzung in NRW" war dies nur als Abschätzung möglich. Dazu wurde die Jahresarbeit für drei beispielhafte Wasserkraftanlagen, die den größten Teil des Spektrums der Anlagen in NRW abbilden, mit unterschiedlichen Ausbaugraden berechnet:

ε = Ausbaudurchfluss Q_A/Mittlerer Abfluss MQ

1. $\varepsilon = 1$ (Q_A = MQ)
2. $\varepsilon = 0{,}75$ (Q_A = 0,75 MQ)
3. $\varepsilon = 0{,}5$ (Q_A = 0,5 MQ)

Die Berechnung erfolgte differenziert für die Abflusstypen I und II sowie für unterschiedliche Mindestabflüsse Q_{min}:

Q_{min} = 0 MNQ
(volle Nutzung des Abflusses als theoretischer Vergleich)

Q_{min} = 1/6 MNQ
Q_{min} = 1/4 MNQ
Q_{min} = 1/3 MNQ
Q_{min} = 1/2 MNQ
Q_{min} = 1/1 MNQ

Auf diese Weise kann die Mindererzeugung für eine große Spannweite von möglichen Mindestabflüssen abgeschätzt werden. Die Ergebnisse sind in Abb. 13.14 und 13.15 dargestellt. Dabei repräsentiert 100 % Jahresarbeit eine Anlage mit Ausbaugrad 1 (der Ausbaudurchfluss entspricht dem mittleren Abfluss, Q_A = MQ) an einem Gewässer Typ I ohne Mindestabfluss – also das theoretische Potenzial. Alle Jahresarbeiten der übrigen Anlagentypen wurden auf dieses theoretische Potenzial bezogen. Es ist erkennbar, dass eine Anlage mit Ausbaugrad 1 an einem Gewässer Typ II ohne Mindestabfluss nur 73,5 % des theoretischen Wertes an Typ I erzeugen kann. Dementsprechend sind die Mindererzeugungen durch Q_{min} bei Gewässertyp II geringer als bei Typ I.

Die Verluste können ggf. durch Nutzung des Mindestabflusses mit einer zusätzlichen Turbine am Wehr reduziert werden. Daneben bestehen weitere Kompensationsmöglichkeiten wie z.B. durch eine Wehrerhöhung und durch Vergrößerung des Ausbaudurchflusses.

Abb. 13.14: Auswirkungen von Qmin auf die Jahresarbeit bei Wasserkraftanlagen an Gewässern mit gleichmäßigem Abflussverhalten (Typ I); (INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE 1994)

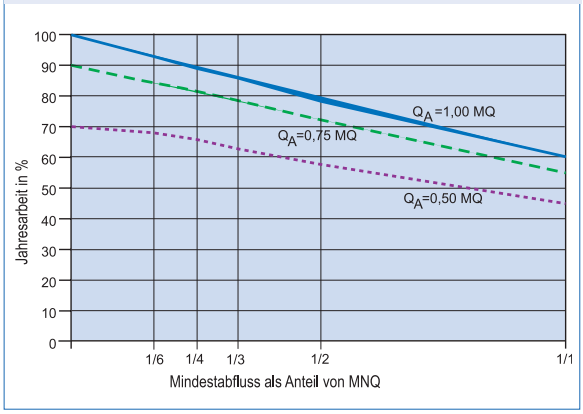


Abb. 13.15: Auswirkungen von Qmin auf die Jahresarbeit bei Wasserkraftanlagen an Gewässern mit ungleichmäßigem Abflussverhalten (Typ II); (INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE 1994)

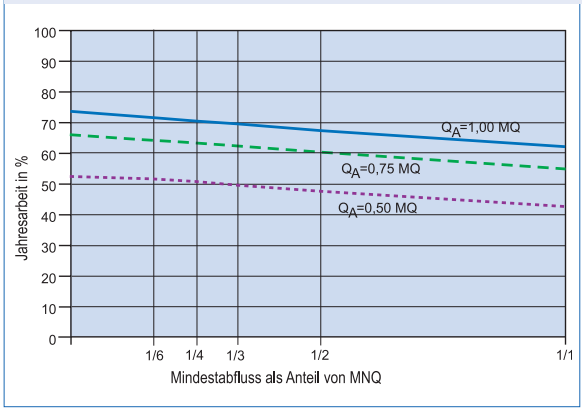


Abb. 13.16: Links: Zusätzliche Wasserkraftanlage zur energetischen Nutzung des Mindestabflusses an der Wehranlage Hengsen/Ruhr. Der Auslauf der Turbine mündet unmittelbar unterhalb der letzten Wehrschwelle in das Gewässer.



14 Zusammenfassung

Querbauwerke sind in den nordrhein-westfälischen Gewässern auf Grund der historischen Entwicklung und wegen vielfältiger Nutzungen in großer Zahl vorhanden. Wasserkraftanlagen gelten als wichtige regenerative Energiequelle, die auch in Zukunft vor allem im Zusammenhang mit dem Klimaschutz weiter entwickelt werden soll.

Querbauwerke und Wasserkraftanlagen beeinflussen jedoch in erheblichem Maß die aquatischen Lebensräume: Sie verändern die Morphologie des Gewässers, schaffen künstliche Stillwasserzonen und Niedrigwasserabschnitte und segmentieren das Gewässer mit negativen Folgen für die lineare und laterale Vernetzung.

Bei der gewässerökologischen Betrachtung von Querbauwerken und Wasserkraftanlagen kommt den Gesetzmäßigkeiten des Fließgewässerkontinuums und der Fließgewässerzonierung entscheidende Bedeutung zu. Die in den letzten Jahren erarbeiteten Gewässertypen und die daraus ableitbaren Leitbilder sind eine wichtige Orientierung für die Sanierung der durch Stau und Ausleitung beeinflussten Gewässerabschnitte. Diese Grundlagen werden im ersten Teil des Handbuchs beschrieben.

Für eine ökologisch geprägte Sanierung müssen die Standorte der Querbauwerke und Wasserkraftanlagen, deren Merkmale und Nutzungen bekannt sein. Daher umfasst der zweite Teil des Handbuchs die Beschreibung von Querbauwerken und Wasserkraftanlagen mit ihren typischen Auswirkungen auf die Gewässerökologie. In diesem Zusammenhang wird das Querbauwerke-Informationssystem QuIS vorgestellt, das innerhalb der Studie „Querbauwerke und nachhaltige Wasserkraftnutzung in NRW“ aufgebaut wurde und dem umfangreiche Ermittlungen zu den Standorten und den Merkmalen der Querbauwerke und Wasserkraftanlagen zugrunde liegen.

Im dritten Teil des Handbuchs werden die Parameter für die gewässerökologische Bewertung von Querbauwerken behandelt. Maßgebend sind die flussauf- und flussabwärts gerichtete Passierbarkeit eines Standortes und der Lebensraumverlust für die aquatische Fauna, der durch Stau- und Ausleitung bedingt ist. Aus der sprachlichen Interpretation des Begriffs „geringfügig“ arbeitet das Handbuch Querbauwerke mit der Hypothese, dass der gute ökologische Zustand eines Gewässers grundsätzlich erreicht werden kann, wenn nicht mehr als 25 % der Länge seiner Fließgewässerzonen durch Stau- und Ausleitung verändert sind.

Weiterhin werden Fischaufstiegs-, Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen mit dem derzeitigen Stand der Technik vorgestellt. Das Handbuch enthält hydraulische und geometrische Grenzwerte für die Dimensionierung von Fischaufstiegsanlagen und von Fischschutz- bzw. Abstiegseinrichtungen.

Von wesentlicher Bedeutung für die flussabwärtsgerichtete Wanderung insbesondere der diadromen Fischarten ist die Zahl der bis in das Meer zu passierenden Wasserkraftanlagen. Durch die sich kumulierenden Schädigungsraten an jedem Einzelstandort können – abhängig von der Überlebensrate an jeder Wasserkraftanlage und der Gesamtzahl der Anlagen – die Populationen diadromer Arten in einem Gewässer gefährdet sein.

Angesichts dieser grundsätzlichen Problematik werden für NRW Vorranggewässer vorgeschlagen, in denen künftig ein erhöhter Fischschutz vorgesehen

werden sollte, um das Überleben diadromer Populationen zu ermöglichen. In den übrigen Gewässern wird ein Mindestschutz für die potamodromen Populationen definiert.

Den ökologischen Verhältnissen in Ausleitungsstrecken ist ein eigenes Kapitel gewidmet. Es wird vorgeschlagen, dass die Durchgängigkeit eines Standortes das wesentliche Kriterium für die Festlegung des Mindestabflusses sein sollte. Dabei ist ausschlaggebend, ob die Fischaufstiegsanlage an der Wasserkraftanlage oder am Wehr platziert ist.

Durch Behandlung aller relevanten Themen kann das Handbuch Querbauwerke als umfassende Arbeitshilfe für die ökologisch orientierte Sanierung von Sohlabstürzen und Wehren sowie Wasserkraftanlagen genutzt werden. Seine Anwendung unterstützt die Herstellung eines guten ökologischen Zustandes bzw. Potenzials entsprechend den Forderungen der EG-WRRL.

Ausblick

Die gewässerökologische Sanierung der Querbauwerke bedeutet:

- Die nachhaltige Herstellung der Durchgängigkeit an genutzten Querbauwerken.
- Den Rückbau nicht genutzter bzw. funktionsloser Querbauwerke als Beitrag zur Entfesselung der Gewässer und zur Wiederherstellung gewässertypischer Lebensräume.

Abb. 14.1: Blick in die Fischaufstiegsanlage am Bonneville Dam/ Columbia River, USA

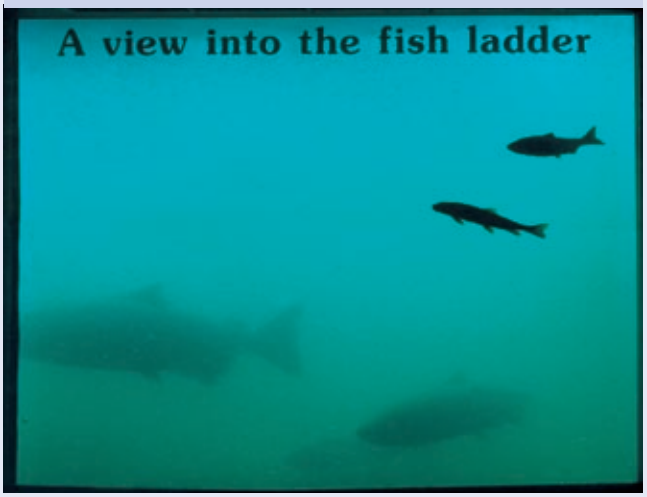


Abb. 14.2: Natürliches Gewässer der Äschenregion



15 Glossar

abiotisch	nicht lebend, unbelebt
anadrom	Art, die sich im Süßwasser fortpflanzt, ihre Entwicklung bis zur Geschlechtsreife jedoch im Meer vollzieht.
Altarm	Ehemalige Flussstrecke, die dauernd einseitig mit dem Fließgewässer in Verbindung steht.
Altwasser	Natürliche oder künstlich abgetrennte Flussstrecke, die nur episodisch bei Hochwasser mit dem Fließgewässer in Verbindung steht.
Art	Gemeinschaft von Individuen, die fortpflanzungsfähige Nachkommen haben kann.
Areal	Das Gebiet, das eine Population besiedelt bzw. besiedeln könnte.
Auegewässer	Natürliche Stillgewässer, wie Altarme und Altwasser und auch durch Abbautätigkeiten entstandene stehende Gewässer in der Flussaue.
Ausleitungsstrecke	Ursprüngliches Gewässerbett (Mutterbett) eines Fließgewässers, deren Abfluss durch die Wasserausleitung in die Umleitungsstrecke (auch Triebwerkskanal) verringert wird.
autotroph	Sich ausschließlich von anorganischen Stoffen ernährend.
benthal	Bodenbereich von Gewässern.
Bestand	Gruppe von Individuen einer Art, die sich nicht reproduziert.
Biotop	Lebensraum einer Biozönose mit seinen spezifischen Umwelt- und Lebensbedingungen.
Biozönose	Gemeinschaft von Pflanzen und Tieren in einem Lebensraum.
Blankaal	Abwanderstadium des Aals, durch silbrige Färbung der Bauchseite gekennzeichnet.
Bypass	Maßnahme zur Umgehung einer Hauptströmung; hier: 1. Im Sinne einer zusätzlichen Leitströmung, 2. als Abwanderkorridor zur Umgehung von Nutzungsanlagen.

diadrom	Art, deren Lebenszyklus einen obligaten Wechsel zwischen Lebensräumen im Meer und in Binnengewässern umfasst.
eurytop	Arten ohne spezifische Ansprüche an ihren Lebensraum.
endokrin	nach innen absondern.
Energiedissipation	Überführung potentieller und kinetischer Energie in Wärme.
Evertebraten	lat. Bezeichnung für Wirbellose (wirbellose Tiere).
FAA	Fischaufstiegsanlage.
FFH	Flora-Fauna-Habitat.
Fließgewässerzonierung	Einteilung des Längsverlaufs der Fließgewässer in Zonen (Regionen) anhand von 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

Furkation	Verästelung eines Gewässers entsprechend dem Gewässertyp.
Gasblasenkrankheit	Bei starkem Druckabfall infolge von Gasübersättigung im Körper von Fischen entstehende Blasen, die sich unter der Haut, in Blutgefäßen und Augen bilden.
Gelbaal	Im Süßwasser lebender, fast erwachsener Aal, dessen Bauchseite eine gelbliche Färbung aufweist.
Glasaal	8 bis 10 cm lange Jungaale, deren Haut noch keine Pigmentzellen besitzt und daher farblos ist.

Gilde	Gruppe von Arten mit vergleichbaren Ansprüchen an ihren Lebensraum.
Habitat	Aufenthaltsbereich von Pflanzen und Tieren innerhalb eines Biotops.
Hypolimnion	In der Tiefenschicht eines Sees während der Stagnation.
Interstitial	Lückensystem im Substrat.
Invertebraten	Wirbellose Tiere.
katadrom	Art, die sich im Meer fortpflanzt, ihre Entwicklung bis zur Geschlechtsreife jedoch im Süßwasser vollzieht.
Kavitation	Bei starkem Druckabfall bilden sich in Flüssigkeiten Dampfblasen, die bei einem Druckanstieg implodieren.
Kelts	Ins Meer zurückwandernde, abgelaichte Lachse.
lakustrisch	Stillgewässer besiedelnde Arten.
laterale Durchgängigkeit	Permanente oder temporäre Besiedlung 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.
limnopar	Art, die sich ausschließlich in Stillgewässern reproduziert.
limnophil	(= stagnophil) Art, die ruhig strömende bzw. stehende Gewässer besiedelt.
lineare Durchgängigkeit	Durchwanderbarkeit eines Fließgewässersystems für Fische und Makrozoobentha.
Makrozoobenthos	Am Gewässerboden lebende wirbellose Tiere ab 1 mm Länge.
Mindestabfluss Q_{min} in m³/s	Erforderlicher Abfluss in der Ausleitungsstrecke.
Parr	Im Süßwasser aufgewachsende Junglachse.
pelagisch	Im freien Wasserkörper lebende Fischarten, z.B. Äsche.
persistent	beständig

Physoclisten	Fischarten ohne Verbindungsgang zwischen Schwimmblase und Vorderdarm. Die Regulation des Füllungszustandes des hydrostatischen Organs erfolgt über den Blutkreislauf.
Prädatoren	Arten, die sich räuberisch ernähren.
potamodrom	Art, die alle Entwicklungsstadien im Süßwasser durchläuft und mehr oder weniger ausgedehnte Wanderbewegungen zwischen unterschiedlichen Lebensräumen unternimmt.
potentiell 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“.
potamal	Art der Flüsse.
Population	Fortpflanzungsgemeinschaft einer Art.
Primärproduktion	Produktion von Biomasse durch Pflanzen, Blaualgen und autotrophe Bakterien mit Hilfe von Licht oder chemischer Energie aus anorganischen Substanzen.
rheophil	Art, die strömungsgeprägte Gewässer besiedelt.
rheophil A	Art, die während sämtlicher Entwicklungsstadien auf strömungsgeprägte Lebensräume angewiesen ist.
rheophil B	Art, die nur während bestimmter Entwicklungsstadien auf strömungsgeprägte Lebensräume angewiesen ist.
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.
WKA	Wasserkraftanlage(n).

16 Literatur

ADAM, B. (1996): Zur Berücksichtigung von Wirbellosen beim Bau von Fischaufstiegsanlagen. – Österr. Fischerei 49, S. 186 - 190.

ADAM, B. (2000): MIGROMAT® – ein Frühwarnsystem zur Erkennung der Aalabwanderung. – Wasser & Boden 52/4, 16 - 19.

ADAM, B. (2004): Vermeidung der Schädigung abwandernder Fische durch Wasserkraft- und Wasserentnahmebauwerke. – Deutsche Tierärztliche Wochenschrift 110/3 (in Druck).

ADAM, B. & U. SCHWEVERS (1998): Fischaufstiegsanlagen als Wanderhilfen für aquatische Wirbellose. – Natur und Landschaft 73, 251 - 255.

ADAM, B. & U. SCHWEVERS (2001): Planungshilfen für den Bau funktionsfähiger Fischaufstiegsanlagen. – Verlag Natur & Wissenschaft, Solingen, Bibliothek Natur und Wissenschaft 17, 65 S..

ADAM, B., U. SCHWEVERS & U. DUMONT (1999a): Beiträge zum Schutz abwandernder Fische – Verhaltensbeobachtungen in einem Modellgerinne. – Verlag Natur & Wissenschaft, Solingen, Bibliothek Natur & Wissenschaft 16, 63 S..

ADAM, B., U. SCHWEVERS & U. DUMONT (1999b): Die Aufstiegsgalerie als alternative Einstiegskonstruktion für Fischaufstiegsanlagen – Wasserwirtschaft 89, S. 126 - 129.

ADAM, B., U. SCHWEVERS & U. DUMONT (2002): Rechen- und Bypaßanordnungen zum Schutz abwandernder Aale. – Wasserwirtschaft 92/4+5, S. 43 - 46.

ANDERSON, N. H. & D. M. LEHMKUHL (1968): Catastrophic drift of insects in a woodland stream. – Ecology, v. 49, S. 198 - 206.

ARBEITSGEMEINSCHAFT GEWÄSSERSANIERUNG (Ingenieurbüro Floecksmühle & Institut für Angewandte Ökologie) (1996): Untersuchung zur Nutzung der Ruhrschleusen Kettwig und Baldeney als Fischaufstieg – Im Auftrag des StUA Duisburg. Aachen, (unveröffentlicht)

ARBEITSGEMEINSCHAFT GEWÄSSERSANIERUNG (Ingenieurbüro Floecksmühle & Institut für angewandte Ökologie) (1998): Gutachten zur Wiederherstellung der Durchwanderbarkeit an der Staustufe Wahnhausen/Fulda.

ARBEITSGEMEINSCHAFT GEWÄSSERSANIERUNG ((Ingenieurbüro Floecksmühle & Institut für angewandte Ökologie & Büro Wilhelm) (2001): Ökologische Verbesserung des Rheinnebengewässers „Die Roos“ bei Strom-km 767,2 bis 768,5 in Duisburg-Friemersheim. – Aachen/ Kirtorf-Wahlen/ Heistenbach, im Auftrag der BR Düsseldorf, 113 S..

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..

BAARS, M., E. MATHES, H. STEIN & U. STEINHÖRSTER (2001): Die Äsche. – Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben, Neue Brehm Bücherei 640, 128 S..

BAINBRIDGE, R. (1960): Speed and stamina in three fish. – J. exp. Biol. 37, S. 129 - 153.

BERG, R. (1987): Fischschäden durch Turbinen. – Arb. Dt. Fischereiverb. 44, S. 41 - 47.

BERG, R. (1994): Untersuchungen mit Fischscheuchanlagen am Kraftwerk Guttenbach (Neckar).– Gutachterliche Stellungnahme. Fischereiforschungsanstalt des Landes Baden-Württemberg, Langenargen.

BLESS, R. (1990): Die Bedeutung von gewässerbaulichen Hindernissen im Raum-Zeit-System der Groppe (Cottus gobio L.). – Natur und Landschaft 65, S. 581 - 585.

BOLLRICH, G. & G. PREIßLER (Hrsg.) (1992): Technische Hydromechanik I. Grundlagen. – 3. Auflage, Verlag Bauwesen, Berlin, ISBN 3-345005-18-2, 456 S..

BORNE, M. VON DEM (1882): Die Fischereiverhältnisse des Deutschen Reiches, Oesterreich-Ungarns, der Schweiz und Luxemburgs. – Moeser-Verlag, Berlin, 306 S..

BRITTAIN, J.E. & T.J. EIKELAND (1988): Invertebrate drift – a review. – Hydrobiologia 166, S. 77 - 93.

DEKKER, W. (2003): Status of the European eel stock and fisheries. S. 237 - 254 in AIDA, K., TSUKAMOTO, K. & YAMAUCHI, K. (Hrsg.), Eel Biology, Springer-Verlag, Japan, Tokyo, ISBN 4-431004-58-0, 497 S..

DEKKER, W., J. M. CASSELMAN, D. K. CAIRNS, K. TSUKAMOTO, D. JELLYMAN, & H. LICKERS (2003): Quebec Declaration of Concern. International Eel Symposium 2003, 133rd Annual Meeting August 10-14, American Fisheries Society, Québec City, Québec, Canada.

DIN 4047, Teil 2 (1988): Landwirtschaftlicher Wasserbau; Begriffe; Hochwasserschutz, Küstenschutz, Schöpfwerke. – DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth, Berlin.

DIN 4047, Teil 5 (1989): Landwirtschaftlicher Wasserbau; Begriffe; Ausbau und Unterhaltung von Gewässern. – DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth, Berlin.

DIN 4049, Teil 3 (1994): Hydrologie Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie. – DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth, Berlin.

DUMONT, U. (2000): Fischabstiegsanlagen – Aktuelle technische Lösungen und internationale Erfahrungen. – Berlin (Blackwell Wissenschafts-Verlag), Wasser & Boden, 52/4, 10-15

DUMONT, U., C. GUMPINGER, M. REDEKER, & U. SCHWEVERS (1997): Fischabstieg – Literaturdokumentation. – DVWK-Materialien 4/97, 254 S.

DURIF, C. (2003): La migration d'avalaison de l'anguille européenne Anguilla anguilla: Caractérisation des fractions dévalantes, phénomène de migration et franchissement d'obstacles. – Dissertation, Universität Toulouse, 348 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, S. 95 - 99.

ELLIOTT, J. M. (1971): Upstream movements of benthic invertebrates in a Lake District stream. – Journal of Animal Ecology 40, S. 235 - 252.

EPRI (Electric Power Research Institute) (1992): Fish entrainment and turbine mortalitiy and guidelines. Research project 2694-01.

EG-WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327 vom 22.12.2000, 1 – 72.

EUROPÄISCHES PATENT Nr. 1132524 (2003): Transportvorrichtung für flussabwärts wandernde Fische (BOTTOM GALLERY®); Inhaber B. Adam, U. Dumont, N. Kessels, U. Schwevers.

EUROPÄISCHES PATENT Nr. 0940078 (2004): Verfahren und Vorrichtung zur Ermittlung der Wanderzeiten von Fischen (MIGROMAT®); Inhaber B. Adam, U. Dumont, N. Kessels, U. Schwevers.

FLOECKSMUEHLE ENERGIETECHNIK (2004): Entwicklung und Erprobung eines Feinstrechens für Wasserkraftanlagen. – DBU (Deutsche Bundesstiftung Umwelt)–Bericht Nr. 16321, 93 S..

FREYHOF, J., S. STAAS & I. STEINMANN (1998): Erste Nachweise des Weißflossengründlings Gobio albipinnatus Lukasch, 1933, im Rhein. – LÖBF-Mitt. 23/3, S. 75 - 77.

FRICKE, R., R. BERGHAHN, O. RECHLIN, T. NEUDECKER, H. WINKLER, H. D. BAST & E. HAHLBECK (1998): Rote Liste der in Küstengewässern lebenden Rundmäuler und Fische (Cyclostomata & Pisces). – SchrR. Landschaftspflege und Naturschutz 55, S. 60 - 64.

GISECKE, J. & K. JORDE (1997): Ansätze zur ökologischen Optimierung von Mindestabflussregelungen in Ausleitungsstrecken. – Wasserwirtschaft 87, S. 232 - 237.

GÖHL, C. (2004): Bypasseinrichtungen zum Abstieg von Aalen an Wasserkraftanlagen. Bericht des Lehrstuhls und der Versuchsanstalt für Wasserbau und Wasserwirtschaft, der TU München. ISSN 1437-3513, 153. S..

HADDERINGH, R. H. & H. D. BAKKER (1998): Fish mortality due to passage though hydroelectric power stations on the Meuse and Vecht rivers. – In: JUNGWIRTH, M., M. SCHMUTZ & S. WEISS (Hrsg.): Fish migration and fish bypasses. – Oxford (Fishing News Books), S. 315 - 328.

HÄPKE, L. (1876): Zur Kenntnis der Fischfauna des Wesergebiets. – Ichtyologische Beiträge 2, Abh. naturwiss. Verein Bremen 5, S. 165 - 190.

HARO, A. (2000): Downstream Movement and Passage of Silver Eel Phase American Eel in the Connecticut Mainstream. Vortragsmanuskript. – Turners Falls/Ma, USA (S.O. Conte Anadromous Fish Research Center).

HASSINGER, R. (2000): Neue Wege zur Herstellung von Durchgängigkeit an Sohlstufen für Fische, Benthosorganismen und Kanusportler. – Universität Gesamthochschule Kassel, Manuskript 15 S..

HEILMEIER, T. (1997): Hydraulische und morphologische Kriterien bei der Beurteilung von Mindestabflüssen unter besonderer Berücksichtigung der sohlnahen Strömungsverhältnisse. Bericht Nr. 79 des Lehrstuhls für Wasserbau und Wassermengenwirtschaft TU München und der Versuchsanstalt Obernach.

HEILMEIER, T. & W. MAILER (1994): Neue Ansätze zur Festsetzung von Mindestwasserführungen in Ausleitungsstrecken. – VDI Berichte Nr. 1127.

HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE, JUGEND, FAMILIE UND GESUNDHEIT (1995): Mindestabfluß in Ausleitungsstrecken von kleinen Wasserkraftanlagen in Hessen.

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..

HOLZNER, M. (2000a): Kraftwerke als flußabwärts gerichtete Wanderhindernisse dargestellt am Kraftwerk Dettelbach am Main. – Vorträge vom Symposium in Freising – Weihenstephan, Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Bayern e.V., Heft 2, München.

HOLZNER, M. (2000b): Neue Versuche zur Schadensminimierung bei der Aalabwanderung. Voordracht SVK Fischereitagung, Künzell, 1 en 2 maart 2000. S. 8.

HUET, M. (1949): Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. – Schweiz. Z. Hydrol. 11, S. 322 - 351.

HUET, M. (1959): Profiles and biology of western European streams as related to fish management. – Trans. Am. Fish. Soc. 88, S. 155 - 163.

HÜTTE, M. (2000): Ökologie und Wasserbau – Ökologische Grundlagen von Gewässerverbauung und Wasserkraftnutzung. – Berlin (Parey Buchverlag), 280 S..

ILLIES, J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. – Int. Rev. ges. Hydrobiol. 46, S. 205 - 213.

INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE (1994): Restwasserstudie. Im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit.

INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE (1997): Planung einer Aufstiegsgalerie an der Staustufe Lahnstein - Im Auftrag des StAWA Montabaur, Aachen, (unveröffentlicht).

INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE (1999a): Planung Fischaufstiegsanlage Freusburger Mühle/ Sieg, im Auftrag des STAWA Montabaur.

INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE (1999b): Planung Wehrsanierung Reuschenberger Mühle/ Wupper, im Auftrag des Wupperverband.

INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE (1999c): Machbarkeitsstudie zur Wiederherstellung der linearen Durchgängigkeit im Bereich der Oberen Ahr. – Auftraggeber: Kreis Euskirchen, Aachen, unveröffentlicht.

INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE (2000): Planung Umgehungsgerinne Beckinghausen/Lippe. – Aachen, unveröffentlicht.

INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE (2001): Planung zur Wiederherstellung der Durchwanderbarkeit des unteren Elbbaches, im Auftrag der Deutschen Bahn.

INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE (2003): Studie zur Durchgängigkeit der Ruhr und ihrer Nebengewässer; in Zusammenarbeit mit dem Institut für Angewandte Ökologie, im Auftrag des Ruhrverbands.

INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE (2004a): Studie zur Herstellung der Durchgängigkeit der Agger und ihrer Zuflüsse; in Zusammenarbeit mit dem Institut für Angewandte Ökologie, im Auftrag der Bezirksregierung Köln.

INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE (2004b): Untersuchungen zum Energieeintrag in natürlichen Gewässern. – Aachen, unveröffentlicht.

JENS, G., O. BORN, R. HOHLSTEIN, M. KÄMMEREIT, R. KLUPP, P. LABATZKI, G. MAU, K. SEIFERT, P. WONDRAK (1997): Fischwanderhilfen: Notwendigkeit, Gestaltung, Rechtsgrundlagen. – SchrR. Verband Dt. Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler 11, 113 S..

JUNGWIRTH, M. & S. MUHAR (1991): Gutachten zu möglichen Auswirkungen von Kleinwasser-Kraftanlagen auf Fließgewässer-Ökosysteme. – BOKU, Wien.

KEMA (BRUIJS, M.C.M., H.J.G. POLMAN), RIVO (G.H.F.M. VAN AERSSEN & R.H. HADDERINGH, E.H. WINTER, C. DEERENBERG & H.M. JANSEN), INSTITUT FÜR ANGEWANDTE ÖKOLOGIE (U. SCHWEVERS & B. ADAM), INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE (U. DUMONT & N. KESSELS) (2003): Management of silver eel: Human impact on downstream migrating eel in the river Meuse. EU-Final Report Contract Q5RS-2000-31141.

KERN, K. (1994): Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung. – Springer Verlag, Berlin, ISBN 3-540575-38-3, 256 S..

KIRSCHMER, O. (1926): Untersuchung über den Gefälleverlust an Rechen. In: Mitteilungen des Hydraulischen Institutes der TU München, Heft 1, S. 21 - 41.

KOMMISSION (KOM 573) DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (2003): Mitteilung der Kommission an den Rat und das europäische Parlament: Entwicklung eines gemeinschaftlichen Aktionsplans zur Bewirtschaftung des Europäischen Aals. 15 S..

LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2000): Anlagen zur Herstellung der Durchgängigkeit vorn Fließgewässern: Raue Rampen und Verbindungsgewässer. – Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie. Bd. 63, 191 S., Karlsruhe, ISBN 3-88251-274-1.

LANDOIS, H., E. RADE & F. WESTHOFF (1892): Westfalens Fische. – In: LANDOIS, H. (Hrsg.): Westfalens Tierleben, 3. Band: Die Reptilien, Amphibien und Fische in Wort und Bild, – Verlag Ferdinand Schöningh, Paderborn, S. 161 - 432.

LARINIER, M. & J. DARTIGUELONGUE (1989): La circulation des poissons migrateurs et transit à travers les turbines des installations hydroélectriques. – Bull. Fr. Pêche Piscic. 312/313, 90 S..

LARINIER, M. & F. TRAVADE (1992): La conception des dispositifs de franchissement pour les Aloses. – Bull. Fr. Pêche Piscic. 326/327, S. 125 - 133.

LARINIER, M. & S. BOYER-BERNARD (1991a): Dévalaison des smolts et efficacité d'un exutoire de dévalaison à l'usine hydroélectrique d'Halsou sur la Nive. – Bull. Fr. Pêche Piscic. 321, S. 72 - 92.

LARINIER, M. & S. BOYER-BERNARD (1991b): La dévalaison des smolts de Saumon Atlantique au barrage de Poutès sur l'Allier (43): utilisation de lampes a vapeur de mercure. – Bull. Fr. Pêche Piscic. 323, S. 129 - 148.

LARINIER, M. (1992a): Passes à bassins successifs, prébarrages et rivières artificielles. – Bull. Fr. Pêche Piscic. 326/327, S. 45-72.

LARINIER, M. (1992b): Les passes à ralentisseurs. – Bull. Fr. Pêche Piscic. 326/327, S. 73 - 94.

LARINIER, M. (1992c): Ecluses et ascenseur à poisson. – Bull. Fr. Pêche Piscic. 326/327, S. 95 - 110.

LARINIER, M. (1992d): Implantation des passes à poissons. – Bull. Fr. Pêche Piscic. 326/327, S. 30 - 44.

LARINIER, M. (1995): Passes à poissons. – Paris (Conceil Supérieur de la Pêche).

LARINIER, M. (1998): Upstream and downstream fish passage experience in France. – In: JUNGWIRTH, M., M. SCHMUTZ & S. WEISS (Hrsg.): Fish migration and fish bypasses. – Oxford (Fishing News Books), S.127 - 145.

LARINIER, M. (2000) Dams and Fish Migration. In: Berkamp, G., M. McCartney, P. Dugan, J. McNeely & M. Acreman (Hrsg.): Dams, ecosystem functions and environmental restoration, Thematic Review II.1 prepared as an input to the World Commission on Dams, Cape Town, http://www.dams.org/docs/kbase/thematic/tr21main.pdf.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2001): Empfehlungen zur Ermittlung von Mindestabflüssen in Ausleitungsstrecken von Wasserkraftanlagen und Festsetzung im wasserrechtlichen Vollzug. – (vom 22.03.2000).

LELEK, A. & C. KÖHLER (1990): Restoration of fish communities of the river Rhine two years after heavy pollution wave. – Regulated rivers: research and management 5, S. 57 - 66.

LFischO NRW (1993): Ordnungsbehördliche Verordnung zum Landesfischereigesetz. – Landesfischereiordnung.

LUA NRW (1998): Gewässerstrukturgüte in Nord-rhein-Westfalen – Kartieranleitung, mit diversen farbigen Fotos. 1. Auflage; LUA Merkblätter Nr. 14, Essen.

LUA NRW (1999a): Referenzgewässer der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens, Teil 1: Kleine bis mittelgroße Fließgewässer. LUA Merkblätter Nr. 16, Essen.

LUA NRW (1999b): Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen – Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen. LUA Merkblätter Nr. 17, Essen.

LUA NRW (2001a): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen, Anleitung für die Kartierung mittelgroßer bis großer Fließgewässer; LUA Merkblätter Nr. 26, Essen.

LUA NRW (2001b): Leitbilder für mittelgroße und große Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen – Flusstypen. LUA Merkblätter Nr. 34. Essen.

LUA NRW (2001c): Referenzgewässer der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens, Teil 2: Mittelgroße bis große Fließgewässer- Gewässerabschnitte und Referenzstrukturen. LUA Merkblätter Nr. 29, Essen.

LUA NRW (2004): Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch, Rheingebiet, Teil III, Mittel- und Nieder-rhein mit deutschem Issel- und Maasgebiet, (2001), 01.11.2000 bis 31.12.2001. – Hrsg.: Landesumweltamt NRW in Zusammenarbeit mit der Bundesanstalt für Gewässerkunde und den gewässerkundlichen Dienststellen der Länder Hessen, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz und Saarland; ISSN 1432-4628, Essen, 320 S..

MADER, H. (1992): Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche, Wiener Mitteilungen, Band 106.

McKEOWN, B. (1984): Fish Migration. – Croom Helm, 224 S..

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

MÜLLER, R. & H.J. MENG (1990): The Fate of the Fish Populations in the River Rhine after the Schweizerhalle Accident. In: KINZELBACH, R. & G. FRIEDRICH (Hrsg.): Biologie des Rheins, G. Fischer Verlag, Stuttgart, ISBN 3-437306-19-7 S. 405 - 421.

MUNLV (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NRW) (2001a): Fische unserer Bäche und Flüsse: Aktuelle Verbreitung, Entwicklungstendenzen, Schutzkonzepte für Fischlebensräume in Nordrhein-Westfalen. – Düsseldorf, 200 S..

MUNLV (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NRW) (2001b): Wanderfischprogramm Nordrhein-Westfalen: Statusbericht zur ersten Programmphase 1998 bis 2002. – Düsseldorf, 112 S..

MUNLV (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NRW) (2003): Handbuch zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern; 1. Auflage – Düsseldorf.

MUNVL (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NRW) (2004): Leitfaden zur Aufstellung eines Konzeptes zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern. In: Wasserwirtschaft Nordrhein-Westfalen, Handbuch zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern,
Hrsg.: Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW. – Düsseldorf.

NZO GMBH (2003): Biozönotische Leitbilder für die Fließgewässertypen in NRW – Teilbeitrag Fischfauna. – Bielefeld (NZO GmbH), im Auftrag der LÖBF NRW, 2 Bände zus. 248 S.

NIEMEYER-LÜLLWITZ, A. & H. ZUCCHI (1994): Fließgewässerkunde. Ökologie fließender Gewässer unter besonderer Berücksichtigung wasserbaulicher Eingriffe. – Verlag Diesterweg, Frankfurt, ISBN 3-425053-53-1, 224 S..

PASCH, M. (1997): Ökologische Auswirkungen der Durchflussreduktion an einem Flachlandfluss (Spree). – Wasserwirtschaft 87, S. 375 - 376.

PAVLOV, D. S., A. I. LUPANDIN & V. V. KOSTIN (2002): Downstream migration of fish through dams of hydroelectric power plants. – Oak Ridge / Tennessee (Oak Ridge National Laboratory), 249 S..

PAVLOV, D. S. (1989): Structures assisting the migrations of non-salmonid fish: USSR. – FAO Fisheries Technical Paper 308, S. 1 - 97.

PECHLANER, R. (1986): „Driftfallen“ und Hindernisse für die Aufwärtswanderung von wirbellosen Tieren in rhithralen Fließgewässern. – Wasser und Abwasser (Wien) 30, S. 431 - 463.

PELZ, G. & A. KÄSTLE (1989): Ortsbewegungen der Barbe Barbus barbus (L.) – radiotelemetrische Standortbestimmungen in der Nidda (Frankfurt/Main). – Fischökologie 1 (2), S. 15 - 28.

POTT, R. & D. REMY (2000): Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht: Gewässer des Binnenlandes. – Ulmer Verlag, 250 S..

POTTER, I. C. (1980): Ecology of larval and metamorphosing lamprey. – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37, S. 1641 - 1657.

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

RHEINLAND-PFÄLZISCHER ARBEITSKREIS (1998): Entwurf – Leitfaden zur Ermittlung des ökologisch begründeten Mindestabflusses in Ausleitungsstrecken.

RUETTIMANN, M. (1980): Autökologische Untersuchung der Eintagsfliegen Ecdyonurus venosus (Ephemeroptera) unter besonderer Berücksichtigung der Aufwanderung. – Dissertation, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich.

SALEWSKI, V. (1991): Untersuchungen zu Ökologie und Biometrie einer Bachneunaugen-Population (Lampetra planeri) im Odenwald. – Fischökologie 4, S. 7 – 22.

SCHWEVERS, U. & B. ADAM (1997a): Arealverluste der Fischfauna am Beispiel der Zerschneidung des hessischen Gewässersystems der Lahn durch unpassierbare Querverbauungen. – Natur und Landschaft 72, S. 396 - 400.

SCHWEVERS, U. & B. ADAM (1997b): Untersuchungen zum Fischaufstieg über die Versuchsanlage einer Aufstiegs-Galerie sowie die Schiffsschleuse Lahnstein. – Kirtorf-Wahlen (Institut für angewandte Ökologie), im Auftrag des StAWA Montabaur, 169 S..

SCHWEVERS, U. & B. ADAM (1997c): Zur Gefährdung der Elritze, Phoxinus phoxinus (L.), durch überhöhte Bestände des Aals, Anguilla anguilla (L.). – Fischer & Teichwirt 48, S. 430 - 432.

SCHWEVERS, U. & B. ADAM (1998): Fischökologische Untersuchungen in den Main-Stauhaltungen Würzburg und Randersacker. – Mitt. BfG 17 (Der Main: Fluß und Wasserstraße), 77 - 89.

SCHWEVERS, U. & B. ADAM (1999a): Fischaufstiegsuntersuchungen am hessischen Main. – Kirtorf-Wahlen (Institut für angewandte Ökologie), im Auftrag des RP Darmstadt – Obere Fischereibehörde, 269 S..

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

SCHWEVERS, U. & B. ADAM (2001): Der Beitrag der Gewässerstrukturgütekartierung zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. – Wasser und Abfall 3/7-8, S. 26 - 30.

SCHWEVERS, U. (1999a): Wiederansiedlung des Lachses im Lahn-System. – In: FRICKE, W. (Hrsg.): Schutz bedrohter Tierarten in den Fließgewässern Mittelhessens. NZH-Verlag, Wetzlar, S. 34 - 41.

SCHWEVERS, U. (1999b): Zum Abwanderungsverhalten von Junglachsen – Erfahrungen aus dem Programm „Lachs 2000“ im Rheinsystem. – Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes 70, S. 119 - 141.

SCHWEVERS, U., B. ADAM & L. JÖRGENSEN (2001): Heimkehrer und Nachweise natürlicher Reproduktion des Lachses in Ahr und Lahn – ein Bericht aus der Naturschutzpraxis. – Wasser & Boden 53/11, S. 44 - 47.

SCHWEVERS, U., B. ADAM & O. ENGLER (2001): Wehrkataster für das Fuldasystem. – Kirtorf-Wahlen (Institut für angewandte Ökologie), im Auftrag des Regierungspräsidiums Kassel, 4 Bände, zus. 1930 S..

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

SCHWEVERS, U., K. SCHINDEHÜTTE & O. ENGLER (2001): Untersuchungen zur Passierbarkeit von Durchlässen für Fische. – Kirtorf-Wahlen (Institut für angewandte Ökologie), im Auftrag der LÖBF NRW, 178 S..

SCHWEVERS, U. (2004): Anordnung, lichte Weite und Anströmung von Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen. – Tagungsband Symposium „Lebensraum Fluß – Hochwasserschutz, Wasserkraft, Ökologie“, 16. – 19.Juni 2004, Wallau.

SPÄH, H. (2000b): Fischaufstiegskontrollen am Fischaufstieg Lünen-Beckinghausen. – Gutachten im Auftrag des Lippeverbandes, 46 S..

STAAS S. & A. NEMITZ (2003): Untersuchungen zur Abwanderung von Lachssmolts im Sieggebiet – Zusammenfassung über Studien im Auftrag der LÖBF, NRW aus den Jahren 2000 bis 2002, in Vorbereitung.

STATZNER, B., F. KOHMANN & U. SCHMEDTJE (1990): Eine Methode zur ökologischen Bewertung von Restabflüssen in Ausleitungsstrecken. – Wasserwirtschaft 80, S. 248 - 254.

STATZNER, B., F. KOHMANN & A.G. HILDREW (1991): Calibration of FST-hemispheres against bottom shear stress in a laboratory flume. – Freshwater Biology 26, S. 227 - 231.

STEINMANN, P. (1937): Die Wanderungen unserer sogenannten Standfische im Fluß und Strom. – Rev. Suisse Zool. 44, S. 405 - 409.

TULLA, J. G. (1825): Über die Rectification des Rheins, von seinem Austritt aus der Schweiz bis zum Eintritt in das Großherzogtum Hessen. – Verlag C. J. Müller, 60 S..

VANNOTE, R.L., G.W. MINSHALL, K.W. CUMMINS, J.R. SEDELL & C.E. CUSHING (1980): The river continuum concept. – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37, S. 130 - 137.

WEBER, F.J. et al. (1993) : Hydraulics of a new modular fish diversion screen. – Holden, MA/ USA (Alden Research Laboratory).

WITTMACK, A. (1876): Beiträge zur Fischereistatistik des Deutschen Reiches. – Circulare Dt. Fischereiverband 12.

17 Abbildungsnachweis

Aggerverband, Gummersbach	10.2
Arbeitsgemeinschaft Gewässersanierung	11.1, 12.3, 12.4, 12.6, 12.22 – 12.24, Tab. 12.1 Aal
Ulrich Dumont	2.35, 2.44, 2.45, 4.6, 4.11, 4.14, 4.15, 4.25, 4.26, 10.4, 10.5, 10.15 10.17, 10.23, 10.24, 10.26 – 10.28, 10.50, 10.54, 11.6, 11.16, 12.9, 12.13, 12.14, 12.16 – 12.21, 12.27 – 12.33, 12.36, 12.40, 14.1, 14.2
Karl Ebel, Fischereigenossenschaft Münden	7.5, 7.6, 11.4, 11.5, 12.5
Jens Görlach, SUA Suhl	10.56
Ansgar Hehenkamp, Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord, Koblenz	2.42, 7.8, 11.10
Dr. Manfred Hölker, Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest	3.2
Ingenieurbüro Floecksmühle, Aachen	1.1 – 1.4, 2.3, 2.6, 2.7, 2.9 – 2.13, 2.16, 2.17, 2.20, 2.31, 2.32, 2.37, 2.46, 3.3, 3.4, 3.6, 3.8, 3.10, 3.12, 3.14, 3.17, 3.18, 3.19 – 3.29, 4.5, 4.8, 4.10, 4.21 - 4.24, 5.1 – 5.7, 5.9, 6.1, 6.2, 7.15 – 7.17, 7.19, 7.20, 7.23, 7.24, 7.27, 7.29, 7.30, 8.3, 8.6, 8.14, 8.17, 9.1 - 9.3, 9.6, 10.1, 10.8 - 10.14, 10.22, 10.32 – 10.36, 10.39 – 10.43, 10.51, 10.59, 10.63 – 10.67, 11.13, 12.38, 13.1, 13.3 – 13.16
Institut für angewandte Ökologie,	2.4, 2.26 – 2.30, 2.33, 2.34, 2.39, 2.41, 7.7, 7.12, 7.25, 7.26, 8.1, 10.6, 10.38, 10.52, 10.53, 10.60 – 10.62, 11.7, 11.12, 12.10, Tab. 12.1 Brachsen, Bachforelle
Sonja Jähnig, Institut für Ökologie, Universität Duisburg-Essen	2.14, 10.3
Ph. D. Uwe Kils, Institute of Marine and Coastal Sciences Rutgers University, New Jersey	11.9
Frank Krüger, LUA Brandenburg	10.48
Lippeverband, Dortmund	10.45
Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW (MUNLV), Düsseldorf	2.15
Dr. Frank Molls, Landes-Fischereiverband Nordrhein, Siegburg	7.21, 7.22
Olaf Niepagenkemper, Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V., Münster	10.19
Fa. Ritz-Atro, Nürnberg	4.7
Marq Redeker, Ruhrverband, Essen	7.3, 7.4, 7.28, 7.31, 10.37, 10.47, 10.49, 11.17, 11.18
Ruhrverband Fotoarchiv, Essen	2.21 – 2.24, 7.2, 8.13, 10.44
Ruhrfischereigenossenschaft	10.46
Holger Schulz-Pecat, Trendelburg	12.37
Walter Sollbach, Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V., Köln	2.38, 2.40, 10.7, 11.14
Dr. Stefan Staas, LimnoPlan, Nörvenich	7.10
Eberhard Städtler, Gewässernachbarschaft Sieg	2.43, 5.8, 7.1, 10.20, 10.21, 11.15
Dr. Bernd Stemmer, Bezirkregierung Arnsberg	2.6, 7.18, 8.2, 11.11, Tab. 12.1 Ukelei
StUA Lippstadt	2.9, 2.19
SUA Suhl, Archiv	4.1
Wasserkraft Volk AG, Gutach	4.9, 4.16 – 4.18
verändert nach ATV-DVWK (jetzt DWA) (2004)	3.5, 3.7, 3.9, 3.11, 3.13, 3.15, 3.16, 4.2, 4.5, 4.6, 4.13, 4.19, 10.9, 12.5, 12.7, 12.8, 12.26, 12.34, 12.35

Alle übrigen Grafiken stammen vom Ingenieurbüro Floecksmühle und sind urheberrechtlich geschützt.

Es konnten nicht sämtliche Rechteinhaber von Abbildungen ermittelt werden. Sollte dem Ingenieurbüro Floecksmühle gegenüber der Nachweis der Rechtsinhaberschaft geführt werden, wird das branchenübliche Honorar nachträglich gezahlt und der Autor in den kommenden Auflagen erwähnt.

ISBN 3-9810063-2-1



Ministerium für
Umwelt und
Naturschutz,
Landwirtschaft und
Verbraucherschutz
des Landes
Nordrhein-Westfalen

NRW.