

Ulrich Schwevers und Beate Adam

**Bewertung von Auen
anhand der Fischfauna
– Machbarkeitsstudie –**



Bewertung von Auen anhand der Fischfauna – Machbarkeitsstudie –

**Ulrich Schwevers
Beate Adam**



INHALT

1	Einleitung	9
2	Bearbeitungsgegenstand	10
2.1	Auengewässertypen	10
2.1.1	Wasserwirtschaftliche Klassifizierung von Auengewässern	11
2.1.2	Ökologische Klassifizierung von Auengewässern	12
2.2	Abgrenzung anhand der Auentypologie	15
2.3	Abgrenzung anhand der Fließgewässerzonierung	16
2.4	Abgrenzung anhand der Einzugsgebietsgröße	19
2.5	Abgrenzung des Bearbeitungsgegenstandes	20
3	Entstehung und Struktur von Auengewässern	21
3.1	Natürlich entstandene Auengewässer	21
3.2	Anthropogen entstandene Auengewässer	24
3.2.1	Anthropogen entstandene Altarme und Altwässer	24
3.2.2	Abgedeichte Auengewässer	27
3.2.3	Abgrabungsgewässer	29
3.2.4	Buhnenfelder	31
3.2.5	Renaturierungsgewässer	32
4	Fischartengemeinschaften der Auen	34
4.1	Autochthone Fischfauna deutscher Fließgewässer	35
4.2	Auenmeidende Arten	39
4.3	Auengäste	41
4.4	Auenarten	41
4.5	Charakterarten der Auengewässertypen	43
4.6	Fischartengemeinschaften der Auengewässertypen	45
4.6.1	Fischartengemeinschaft der Altarme	45
4.6.2	Fischartengemeinschaft der Altwässer	46
4.6.3	Fischartengemeinschaft der Uraltwässer	47
4.6.4	Übersicht über die Fischartengemeinschaften	47

5	Bewertungsansätze	48
5.1	Naturschutzfachliche Bewertung der Auenfischfauna	48
5.1.1	Floodplain-Index	48
5.1.2	Bewertung anhand des Arteninventars	52
5.1.3	Berücksichtigung quantitativer Parameter bei der Bewertung	53
5.1.4	Skizze eines Bewertungsverfahrens für die Auenfischfauna	59
5.1.5	Verfügbare Datenbasis	65
5.2	Strukturelle Bewertung von Auen	67
5.2.1	Eignung struktureller Merkmale als bewertungsrelevante Parameter für Einzelgewässer	67
5.2.2	Bewertungsrelevante Parameter für Auen	77
5.2.3	Skizze eines Bewertungsverfahrens für Auengewässer anhand der Struktur	79
6	Fazit	81
7	Literatur	84

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

- Abbildung 1: Gewässertypen der Aue
- Abbildung 2: Ausschnitt der preußischen Uraufnahme von 1851: Die Fulda unterhalb der Stadt Fulda mit mehreren Altwässern
- Abbildung 3: Ausschnitt aus der Karte des Großherzogthums Hessen von 1854: Die Kinzigau weist im Bereich Langenselbold mehrere Altwässer auf
- Abbildung 4: Entstehung und Entwicklung von Auengewässern
- Abbildung 5: Phasen der Verlandung eines Altwassers
- Abbildung 6: Karte der Correction des Rheins durch Johann Gottfried TULLA zwischen Neuburg und Sondernheim
- Abbildung 7: Variantendarstellung einer geplanten Flussbegradigung der Lippe bei Lippborg im 19. Jahrhundert
- Abbildung 8: Entstehung eines Altwassers an der Lahn im Rahmen des Eisenbahnbaus
- Abbildung 9: Dornicker Schleuse: Weitgehend unpassierbares Siel mit Sieltoren und Balkenstau zur Wasserstandsregulierung des Biener Altrheins (Zustand bis 2001)
- Abbildung 10: Eine Fischaufstiegsanlage an der Dornicker Schleuse ermöglicht seit 2001 Fischwanderungen zwischen dem Fluss und dem Altrhein
- Abbildung 11: Abtragungsgewässer können entsprechend ihrer Anbindung als künstliche Altarme oder Altwässer eingestuft werden
- Abbildung 12: Infolge großflächiger Abtragung von Kiesen und Sanden wird die Werraue bei Eschwege heute von Stillgewässern anthropogenen Ursprungs dominiert
- Abbildung 13: Abtragungsgewässer im NSG „Auesche Kugel“ in der Werraue mit steil abfallenden Ufern und typischer, monotoner Uferstruktur
- Abbildung 14: Auch wenn massive Befestigungen die Ufer prägen, sind auch Binnenhäfen hydromorphologisch betrachtet als künstliche Altarme einzustufen
- Abbildung 15: Bühnenfelder entstehen, indem die Köpfe von Bühnen durch Parallelwerke miteinander verbunden werden
- Abbildung 16: Bühnenfeld in der Main-Stauhaltung Wipfeld
- Abbildung 17: Im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen neu angelegtes Altwasser in der Fuldaue bei Mecklar
- Abbildung 18: Innerhalb weniger Jahre können sich solche künstlichen Auengewässer zu wertvollen Biotopen entwickeln
- Abbildung 19: Wanderungen der Fische zwischen unterschiedlichen Habitaten
- Abbildung 20: Fließdiagramm von Chovanec et al. (2005) zur Differenzierung von Auen-Habitattypen
- Abbildung 21: Floodplain-Index der von Reichhoff & Zuppke (2009) untersuchten Auengewässer im Elbe-Einzugsgebiet im Vergleich mit der Spannweite der Indikatorwerte für die einzelnen Auengewässertypen
- Abbildung 22: Die Abundanz ist ein artspezifisches Merkmal und wird in der Regel in Individuen pro Fläche angegeben

- Abbildung 23: Der Fang repräsentiert bei Elektrobefischungen immer nur eine Teilmenge des Bestandes
- Abbildung 24: Fangquote beim 1. Durchgang von Elektrobefischungen an den gleichen 6 Probestellen in der Ahr zu 5 unterschiedlichen Befischungsterminen
- Abbildung 25: Der CPUE bezeichnet den Fang, der innerhalb einer bestimmten Zeit- oder Raumeinheit erzielt wurde
- Abbildung 26: Die Dominanz bezeichnet den Anteil einer Art am Gesamtbestand in [%]
- Abbildung 27: Die Dominanz des Fanges weicht in mehr oder weniger starkem Maße von der tatsächlichen Dominanz des Bestandes ab
- Abbildung 28: Längenfrequenz der Schleie in der Fuldaaue, differenziert nach Vorkommen in Auengewässern und im Fließgewässer
- Abbildung 29: Das Frankenloch bei Heldra in der Werraaue ist ein typisches Uraltwasser
- Abbildung 30: Nicht nur die Anbindung, sondern auch die Sohle der Roos, eines Altwassers des Rheins bei Duisburg, liegt heute oberhalb des Normalwasserspiegels des Rheins
- Abbildung 31: Abgrabungsgewässer in der Werraaue bei Altenburschla: Das Gewässer ist weitgehend frei von Wasserpflanzenbeständen und allein dies verringert den Wert als Lebensraum für obligate Auenfischarten ganz entscheidend
- Abbildung 32: Teich in der Werraaue bei Lengers: Die submerse Vegetation ist sehr spärlich ausgebildet, doch ermöglicht ein Schilfgürtel zumindest die Reproduktion von Hecht, Rotfeder und Moderlieschen
- Abbildung 33: Der Wasserkörper der Alten Fulda bei Bad Hersfeld ist größtenteils von Wasserpflanzen durchwachsen und bietet somit augenscheinlich günstige Voraussetzungen für die Ausbildung einer artenreichen Auenfischfauna
- Abbildung 34: Für die Auenfischfauna ist von wesentlicher Bedeutung, dass die submerse Vegetation den gesamten Wasserkörper vom Gewässergrund bis zur Wasseroberfläche durchwächst
- Abbildung 35: Bergfahrt eines Schubverbandes auf dem Main: Vor dem Schiff entsteht eine Bugwelle; entlang des Schiffes wird der Wasserkörper beschleunigt, der Wasserstand ist reduziert
- Abbildung 36: Ausströmung von Wasser aus einem Bühnenfeld des Mains bei Vorüberfahrt eines Schiffes
- Abbildung 37: Ablauf des Brandungsgeschehens in einem Bühnenfeld des Main bei Vorüberfahrt eines Schiffes
- Abbildung 38: Abgrabungsgewässer in der Werraaue bei Freudenthal: von der Gesamtfläche des Gewässers ist nur ein geringer Teil als Lebensraum spezialisierter Auenarten geeignet
- Abbildung 39: Die Alte Fulda bei Asbach erscheint optisch als intaktes Altwasser, doch fehlt ihm eine adäquate Fischbesiedlung, ohne dass hierfür Gründe erkennbar wären
- Abbildung 40: Hungerform des Hechts aus der Alten Fulda bei Bad Hersfeld
- Abbildung 41: Kommentar eines unbekanntes Autors zu einem als Naturschutzgebiet ausgewiesenen Altarm der Eder

TABELLENVERZEICHNIS

- Tabelle 1: Auengewässertypen nach DWA (2009)
- Tabelle 2: Auengewässertypen nach AMOROS ET AL. (1987)
- Tabelle 3: Auengewässertypen nach AMOROS ET AL. (1987), mit deutschen Begriffen belegt und um anthropogen entstandene Gewässer ergänzt.
- Tabelle 4: Vorkommen von Stillgewässern in den Auentypen Deutschlands sowie deren Flächenanteil
- Tabelle 5: Gefällegliederung der Fließgewässerregionen
- Tabelle 6: Gefälle im Talweg der einzelnen Auentypen, ermittelt anhand ihres minimalen und maximalen Talgefälles sowie Windungsgrades
- Tabelle 7: Fließgewässertypen, die im naturnahen Zustand häufig Auengewässer ausbilden
- Tabelle 8: In Deutschland autochthone Fischarten
- Tabelle 9: Artenzahl der Strömungsgilden
- Tabelle 10: Auenmeidende Arten
- Tabelle 11: Auengäste
- Tabelle 12: Fakultative Auenarten
- Tabelle 13: Obligate Auenarten
- Tabelle 14: Klassifizierung der obligaten Auenarten
- Tabelle 15: Verbreitung und Reproduktion der verschiedenen Artengruppen in den Gewässertypen von Flussauen
- Tabelle 16: Indikatorwerte des Floodplain-Index für die verschiedenen Auen-Habitattypen
- Tabelle 17: Floodplain-Indices von Auengewässern der Mittelelbe der Habitattypen H2 bis H4
- Tabelle 18: Fiktive Beispiele für die Ermittlung der Häufigkeit einer Altarm- und einer Uraltwasserart im Referenzzustand
- Tabelle 19: Bewertung der Fischfauna von Auen anhand des Besiedlungsquotienten der obligaten Auenarten
- Tabelle 20: Bewertung von Auen anhand des Anteils ökologisch wirksamer Auengewässer in Relation zum Leitbild

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

0 ⁺	Jungfische, die weniger als 1 Jahr alt sind
1 ⁺	Fische, die älter als 1 Jahr sind, das 2. Lebensjahr aber noch nicht vollendet haben
2 ⁺	Fische, die älter als 2 Jahre sind, das 3. Lebensjahr aber noch nicht vollendet haben
f	Gesamtfläche von Auengewässern, die von einer Art besiedelt sind
F	Gesamtfläche der Auengewässer einer Aue
FI	Floodplain-Index (CHOVANEK ET AL. 2005)
G	Gefälle [%]
G _{imTalweg}	tatsächliches Gefälle eines Gewässers im Längsverlauf [%]
G _{Talboden}	Gefälle der Aue im Längsverlauf des Tales [%]
H1 bis H5	aquatische Habitattypen von Auen (CHOVANEK ET AL. 2005)
HV	Species-specific habitat value = Habitatwert (CHOVANEK ET AL. 2005)
i	Artenzahl
IW	Indication weight = Indikationsgewicht (CHOVANEK ET AL. 2005)
n	Anzahl von Gewässern, die von einer Art besiedelt sind
N	Anzahl von Gewässern insgesamt
Q	Quote: Anzahl bzw. Fläche im Ist-Zustand in Relation zur Anzahl bzw. Fläche im Referenzzustand
S	Stetigkeit
W	Windungsgrad eines Gewässers

1 EINLEITUNG

Im Rahmen des F+E Vorhabens „Zustandsbewertung der Fluss- und Stromauen in Deutschland“ (Bundesamt für Naturschutz, FKZ 806 82 240) wird ein Bewertungsverfahren zur Beurteilung der standörtlichen Verhältnisse der Auen mit allgemeinem Fokus auf dem Wasserhaushalt und im Speziellen auf der Gewässer- und Auenstruktur erarbeitet (BRUNOTTE ET AL. 2007, 2008). Einen besonders wichtigen Aspekt stellt dabei der Kontakt zwischen dem Fließgewässer und seiner Aue dar.

Nach GEPP ET AL. (1985) finden sich in intakten Auen der Flussunterläufe Österreichs rund 12.000 Tier- und Pflanzenarten. Vergleichbar artenreich sind intakte Auensysteme auch hierzulande. Um diesen wertvollen Lebensräumen gerecht zu werden, sollen neben der Vegetation auch faunistische Parameter in das Bewertungsverfahren der Fluss- und Stromauen integriert werden.

Die Artengruppe der Fische eignet sich dabei in besonderem Maße für eine Charakterisierung des Vernetzungsgrades von Auen, weil viele Fischarten innerhalb ihres Lebenszyklus auf räumlich zwar voneinander getrennte, dennoch aber funktionell miteinander korrespondierende Lebensräume angewiesen sind. Vor allem Jungfische wechseln je nach Entwicklungsstadium häufig ihre Aufenthaltsorte, aber auch die adulten Exemplare führen jahresperiodisch z.T. großräumige Wechsel zwischen Nahrungs-, Ruhe-, Überwinterungs- und Fortpflanzungshabitaten durch. Auengewässer werden hierbei von verschiedenen Fischarten auf unterschiedliche Weise genutzt. Bei spezialisierten Auenarten, die sich nicht im Fluss selbst, sondern nur in Auengewässern fortzupflanzen vermögen, spielen sie sogar eine zentrale Rolle für das Überleben der Populationen.

Die vorliegende Machbarkeitsstudie unterbreitet Vorschläge für eine ökologische Bewertung der Auenfischfauna, um auch diese Artengruppe in das Bewertungsverfahren des Auenzustands einzubeziehen. Darüber hinaus sollen anhand der spezifischen Lebensraumansprüche dieser Artengemeinschaft die strukturellen Voraussetzungen für die Ausbildung naturraumtypischer Lebensgemeinschaften beschrieben werden. Auf dieser Basis gilt es abzuklären in wie weit es möglich ist, Auen anhand struktureller Merkmale in Hinblick auf ihre Qualität als Fischlebensraum zu bewerten.

2 BEARBEITUNGSGEGENSTAND

Als Aue bezeichnet man nach GEPP ET AL. (1985) „räumlich jene Talzone, die innerhalb des Einflussbereichs von Hochwässern liegt.“ Innerhalb der Aue finden sich unterschiedliche Gewässertypen, von Fließgewässern bis hin zu Stillgewässern verschiedenen Alters und unterschiedlicher Ausprägung. Diese werden über ihren Vernetzungsgrad mit dem Fließgewässer definiert und klassifiziert. Zur Eingrenzung des Bearbeitungsgegenstandes der vorliegenden Machbarkeitsstudie zur Integration der Fischfauna in das Bewertungsverfahren des Auenzustands auf Bundesebene werden zunächst Auengewässertypen definiert, die nachfolgend in Hinblick auf die Fischfauna näher betrachtet werden (Kapitel 2.1). Es wird die Frage beantwortet, in welchen Auentypen nach KOENZEN (2005) die verschiedenen Auengewässertypen natürlicherweise vorkommen (Kapitel 2.2), welchen Fließgewässerregionen mit ihrer charakteristischen Fischfauna auebildende Fließgewässer angehören (Kapitel 2.3) und ob die Bildung von Auengewässern von der Einzugsgebietsgröße abhängig ist (Kapitel 2.4).

2.1 AUENGEWÄSSERTYPEN

Auen sind durch wechselnde Abflüsse und Wasserstände des Fließgewässers charakterisiert. In Abhängigkeit hiervon dehnt sich die benetzte Fläche episodisch aus oder schrumpft. Es ändern sich Fließgeschwindigkeiten, Strömungsbilder und -richtungen, so dass Erosion und Sedimentation jeweils in unterschiedlicher Stärke und Verteilung wirken. Hieraus resultiert eine hohe Dynamik und Vielgestaltigkeit intakter Auen sowie ihr Reichtum an Gewässern unterschiedlichster Ausprägung. Hierbei ist zu unterscheiden in:

Fließgewässer: Dies ist zunächst der zentrale, auebildende Fluss, sowie ggf. einmündende Zuflüsse. Darüber hinaus können sich Fließgewässer innerhalb der Aue verzweigen, so dass permanent durchflossene Nebengerinne entstehen, die ebenfalls einen strömungsgeprägten Charakter haben.

Stillgewässer: Natürliche Auen sind reich an Stillgewässern, die infolge der Dynamik durch Abtrennung vom Fließgewässer entstehen. Sie können bei niedrigen Wasserständen vom Fluss isoliert oder einseitig mit ihm verbunden sein. Im Gegensatz zu Fließgewässern herrscht in Stillgewässern keine Strömung; allenfalls bei Hochwasser werden sie überflutet.

Ephemere Gewässer: Ein häufiges Strukturelement sind episodische Gewässer wie Flutmulden und Auentümpel die bei höheren Wasserständen durchflossen bzw. geflutet werden und bei zurückgehendem Abfluss wieder trocken fallen.

Für die Bewertung von Fließgewässern mit ihrer Fischfauna wurden bereits verschiedene Instrumente entwickelt, so dass diese im Rahmen der vorliegenden Machbarkeitsstudie nicht näher zu betrachten sind. Auch ephemere Gewässer werden nachfolgend nicht behandelt, da sie einheimischen Fischen als obligat aquatischen Organismen keine Lebensräume bieten. Insofern beschränken sich die nachfolgenden Ausführungen auf permanente Stillgewässer in der Aue.

2.1.1 Wasserwirtschaftliche Klassifizierung von Auengewässern

Gemäß DVWK (1991) werden natürlich entstandene Altarme und Altwässer von künstlichen Auengewässern abgegrenzt. Hierbei werden deren Unterschiede betont: „*Altarme und Altwässer sind in der Regel flache Gewässer. Auf jeden Fall sind sie nicht tiefer als das Fließgewässer selbst, dessen Teil sie einmal waren. Deshalb sind diese Standorte (Gewässerufer und -sohle) meist in ihrer ganzen Ausdehnung auch von Wasserpflanzen besiedelt. Diese Wasserpflanzengesellschaften sind in repräsentativen Beständen häufig nur noch in Altarmen und Altwässern anzutreffen, da andere Gewässer (Fischteiche, Seen, Baggerseen) oft zu intensiv genutzt werden*“. Entsprechend fassen DVWK (1991) und DWA (2009) in ihrer wasserwirtschaftlichen Klassifizierung unter dem Oberbegriff „Altgewässer“ ausschließlich solche Gewässer zusammen, die natürlichen Ursprungs sind (Tabelle 1). Als weiteres Kriterium gemäß dieser Klassifizierung muss der Wasserkörper von Altgewässern direkt oder indirekt mit demjenigen des auenbildenden Fließgewässers korrespondieren. Diesen so definierten Altgewässern stehen die übrigen Auengewässer gegenüber, die entweder künstlich entstanden sind und/oder deren Wasserkörper nicht mit einem Fließgewässer kommuniziert.

Tabelle 1: Auengewässertypen nach DWA (2009)

Auengewässertyp		Ursprung	Entstehung und Anbindungssituation
Altgewässer			
Altarm	steht dauernd einseitig (oder beidseitig, dann jedoch nicht dauernd durchströmt) mit dem Fließgewässer in Verbindung	natürlich	natürlich oder anthropogen
Altwasser	abgetrennte Flussstrecke, die nur bei Überschwemmungen mit dem Fließgewässer in Verbindung steht	natürlich	natürlich oder anthropogen
Qualmgewässer	abgetrennte Flussstrecke, die nur noch unterirdisch mit dem Wasserregime des Flusses korrespondiert	natürlich	anthropogen
Andere Gewässer in der Aue			
Totarm	ehemalige Flussstrecke, die weder ober- noch unterirdisch mit dem Wasserregime des Flusses korrespondiert	natürlich	anthropogen
Kiessee	durch Abgrabung entstandenes, künstliches Gewässer in der Flussaue	anthropogen	anthropogen

Eine Anwendung dieser Klassifizierung gemäß DWA (2009) ist für die vorliegende Fragestellung aus folgenden Gründen nicht zielführend:

- Eine Unterscheidung primär aufgrund natürlichen oder künstlichen Ursprungs berücksichtigt zu wenig ökologische Aspekte, denn grundsätzlich beherbergen künstliche Auengewässer bei gleicher Struktur dieselbe Artengemeinschaft wie natürlich entstandene.
- Die überwiegende Mehrzahl der aktuell in den Auen deutscher Flüsse vorhandenen Auengewässer sind anthropogenen Ursprungs. Sie werden pauschal unter dem Begriff „Kiessee“ zusammengefasst und nicht weiter unterschieden.
- Unberücksichtigt bleiben auch Auengewässer, die speziell aus ökologischen Gründen im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen angelegt werden.

2.1.2 Ökologische Klassifizierung von Auengewässern

Von AMOROS ET AL. (1987) wurde eine Klassifizierung von Auengewässern entwickelt, die zunächst ausschließlich die natürliche Morphodynamik berücksichtigt. Die Unterteilung erfolgt hierbei anhand der Anbindung an den Fluss und des Sukzessions-, d. h. Verlandungsstadiums (Tabelle 2, Abbildung 1).

Tabelle 2: Auengewässertypen nach AMOROS ET AL. (1987)

Eupotamon	Fließgewässer
Parapotamon	einseitig angebundener Altarm
Plesiopotamon	vom Fließgewässer abgetrenntes Altwasser
Paläopotamon	stark verlandetes Altwasser

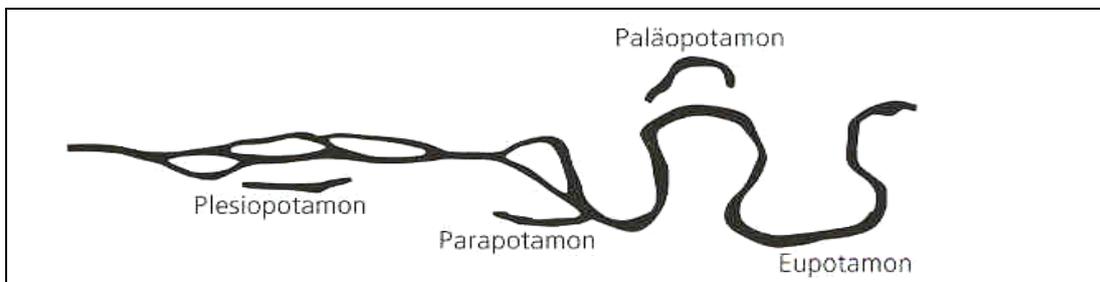


Abbildung 1: Gewässertypen der Aue (JUNGWIRTH ET AL. 2003, nach AMOROS ET AL. 1987)

Ein Vorteil dieser Klassifizierung besteht darin, dass sie dynamische Prozesse abbildet. Sie berücksichtigt die Vernetzung des Fließgewässers mit seinen Auengewässern sowie deren Verlandungsgrad. Genau dies sind die wesentlichen Faktoren, die für die Ausbildung gewässertypspezifischer Artengemeinschaften verantwortlich sind. Entsprechend ist die Einteilung nach AMOROS ET AL. (1987) für die ökologische Charakterisierung von Auengewässern sehr gut geeignet.

Eu-, Para-, Plesio- und Palaeopotamon sind nichts anderes als verschiedene Stadien einer Entwicklung, die jeder Abschnitt eines mäanderbildenden Flusses bis hin zur vollständigen Verlandung durchläuft (Kapitel 3.1). Entsprechend sind diese

Typen durch fließende Übergänge miteinander verbunden. Dennoch ist es für eine Charakterisierung von Auengewässern notwendig, die einzelnen Typen anhand ökologischer Parameter eindeutig voneinander abzugrenzen. Hierzu sind folgende Kriterien heranzuziehen:

Im **Parapotamon** herrschen bei normalen Wasserständen keine wahrnehmbaren Strömungen. Dennoch ist der Wasserkörper nicht von demjenigen des Flusses (Eupotamon) isoliert, was jederzeit einen Wechsel von Fischen zwischen beiden Gewässerabschnitten ermöglicht. Darüber hinaus findet ein allmählicher Austausch der Wasserkörper statt, so dass sich keine ausgeprägten Gradienten chemisch-physikalischer Wasserparameter ausbilden. Insbesondere die Erwärmung des Auengewässers im Verlauf des Frühjahrs wird hierdurch begrenzt. Frühjahrslaicher unter den Fischen, die zur Reproduktion auf hohe Wassertemperaturen angewiesen sind, können sich deshalb im Parapotamon zumeist nicht fortpflanzen. Solange bei normalen Wasserständen keine wahrnehmbare Strömung herrscht, ist es aus fischökologischer Sicht unerheblich ob ein parapotamales Auengewässer ein- oder beidseitig an das Eupotamon angebunden ist.

Der Wasserkörper des **Plesiopotamon** ist so weit von demjenigen des Eupotamon isoliert, dass sich die chemisch-physikalischen Wasserparameter unabhängig voneinander entwickeln. Entsprechend erreicht das Plesiopotamon im Frühjahr so hohe Wassertemperaturen, dass wärmebedürftige Frühjahrslaicher günstige Bedingungen für ihre Reproduktion vorfinden. Gefördert wird die Erwärmung infolge von Sonneneinstrahlung durch die geringe Wassertiefe natürlicher plesiopotamaler Auengewässer. Aufgrund der Isolation der Wasserkörper ist ein aquatischer Faunenaustausch mit dem Eupotamon nur bei Hochwasser möglich. Allerdings können durchaus noch permanente Anbindungen existieren. Diese müssen jedoch in Relation zur Größe des Auengewässers so klein sein, dass kein nennenswerter Wasseraustausch erfolgt.

Das **Palaeopotamon** bildet das Entstadium in der Entwicklung von Auengewässern, also den Übergang vom permanent von Fischen besiedelbaren zum ephemeren, fischfreien Gewässern. Sie sind infolge fortgeschrittener Verlandung durch mächtige, sauerstoffzehrende Schlammablagerungen geprägt, die regelmäßig Sauerstoffmangelsituationen verursachen. Diese führen zu Fischsterben, so dass palaeopotamale Gewässer von einem reduzierten Fischartenspektrum besiedelt werden. Begünstigt werden hingegen spezialisierte Auenarten mit ihren spezifischen physiologischen Anpassungen an geringe Sauerstoffgehalte des Wassers, die entsprechend hier ihren Verbreitungsschwerpunkt und ihre Reproduktionsbiotope finden.

Die meisten Flussauen in Deutschland sind dadurch gekennzeichnet, dass sie hydromorphologisch nicht mehr dem Naturzustand entsprechen, sondern dass ihre Dynamik, die ursprünglich regelmäßig zur Neubildung von Auengewässern führte, seit mindestens 150 Jahren unterbunden ist. Infolge dessen sind fast alle natürlich entstandenen Auengewässer heute mehr als 150 Jahre alt und stehen in der Regel unmittelbar vor der endgültigen Verlandung. In wesentlich größer Anzahl existieren Auengewässer, bei denen es sich zwar um ehemalige Flussbetten handelt, die aber im Rahmen von Flussbaumaßnahmen, Begradigungen, dem Bau von Verkehrsstras-

sen etc. künstlich vom Fließgewässer abgetrennt wurden. In beträchtlichem Umfang befinden sich in den Flussaunen auch Abtragungsgewässer und schließlich wurden z.T. Auengewässer im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen künstlich angelegt. Weil sich die Typologie von AMOROS ET AL. (1987) ausschließlich auf anthropogen unbeeinflusste Auen bezieht, werden alle diese Gewässer hierbei nicht berücksichtigt. Zur Beschreibung von Auen im Ist-Zustand ist es somit notwendig, auch die anthropogen entstandenen Auengewässer in diese Typologie zu integrieren (Tabelle 3).

Ein weiterer Nachteil der Typisierung nach AMOROS ET AL. (1987) ist, dass sämtliche Auengewässertypen mit sperrigen Begriffen belegt sind, die alle mit dem Buchstaben „P“ beginnen. Aus diesen Gründen wird vorgeschlagen für die Auengewässertypen deutschsprachige Begriffe einzuführen (Tabelle 3).

Tabelle 3: Auengewässertypen nach AMOROS ET AL. (1987), mit deutschen Begriffen belegt und um anthropogen entstandene Gewässer ergänzt.

Auengewässertyp	Charakteristik	Ursprung	
		Parapotamon = Altarm	permanent angebunden
		anthropogen	z.B. Bühnenfeld, Abtragungsgewässer, künstlich angelegte Gewässer
Plesiopotamon = Altwasser	episodisch angebunden	natürlich	Altwasser
		anthropogen	z.B. Bühnenfeld, Abtragungsgewässer, künstlich angelegte Gewässer
Paläopotamon = Uraltwasser	episodisch angebunden, verlandend	natürlich	Altwasser
		anthropogen	z.B. sedimentiertes Bühnenfeld, Abtragungsgewässer, künstlich angelegte Gewässer

Mit der in Tabelle 3 dargestellten Klassifizierung ist es grundsätzlich möglich, sämtliche natürlich und anthropogen entstandenen Stillgewässer innerhalb der Aue einem bestimmten Typ zuzuordnen. Gewässer ähnlicher Charakteristik werden hierbei ohne Berücksichtigung ihres Ursprungs gemeinsam betrachtet.

Unberücksichtigt bleiben im folgenden, wie auch bei der Klassifizierung gemäß DWA (2009) solche stehenden Gewässer, die außerhalb der Aue gemäß der Definition von GEPP (1986) liegen, also außerhalb des tatsächlich von Hochwässern beeinflussten Talbereichs, so dass ein Wechsel von Fischen zwischen Fluss und Stillgewässer zu keiner Zeit möglich ist. Dies sind ebenso Totwässer und Qualmgewässer als natürlich entstandene Gewässer wie auch Stillgewässer anthropogenen Ursprungs außerhalb des Überflutungsgebietes. Hingegen sind abgedeichte Gewässer dann zu den Auengewässern zu zählen, wenn sie temporär über Sielbauwerke oder Fischaufstiegsanlagen an das Fließgewässer angebunden sind.

2.2 ABGRENZUNG ANHAND DER AUENTYPOLOGIE

In seiner Typologie der Fluss- und Stromauen Deutschlands beschreibt KOENZEN (2005) den heutigen potentiell natürlichen Zustand der verschiedenen Auenausprägungen. Je nach Auentyp werden neben ausführlichen Beschreibungen des potentiell natürlichen Zustands auch schematische Charakterisierungen in Form von Hydromorphogrammen dargestellt. Sie geben Hinweise auf die Präsenz von Auen-
gewässern sowie einen Näherungswert für die Größe ihrer Wasserfläche im Verhältnis zur Gesamtfläche der Aue (Tabelle 4).

Tabelle 4: Vorkommen von Stillgewässern in den Auentypen Deutschlands sowie deren Flächenanteil, abgeleitet aus Hydromorphogrammen von KOENZEN (2005)

Auentyp	Abschnittstyp	Stillgewässer	
		Vorkommen	Anteil
Sehr gefällearme Flussaue des Flach- und Hügellandes mit Winterhochwässern		ja	10 %
Gefällearme Flussaue des Flach- und Hügellandes mit Winterhochwässern	teilmineralisch-organisch geprägt	ja	10 %
	sandgeprägt	ja	15 %
	sand-kiesgeprägt	ja	15 %
Gefällereiche Flussaue des Flach- und Hügellandes mit Winterhochwässern		ja	15 %
Gefällearme Flussaue des Deckgebirges mit Winterhochwässern	sandgeprägt	ja	15 %
	sand-kiesgeprägt	ja	15 %
	kiesgeprägt	ja	k. A.
	kies-schottergeprägt	ja	10 %
Gefällereiche Flussaue des Deckgebirges mit Winterhochwässern	sandgeprägt	ja	15 %
	kiesgeprägt	ja	15 %
	kies-schottergeprägt	ja	10 %
Gefällereiche Flussaue des Grundgebirges mit Winterhochwässern		ja	5 %
Gefällereiche Flussaue der Alpen / Voralpen mit Sommerhochwässern		nein	-
Gefällearme Stromaue mit Winterhochwässern		ja	5 %
Gefällearme Stromaue mit Sommer- und Winterhochwässern	kiesgeprägt	ja	k. A.
	kies-schottergeprägt	ja	5 %
Gefällereiche Stromaue mit Sommerhochwässern		ja	k. A.
Gefällearme Stromaue mit Sommerhochwässern		ja	k. A.

Die meisten von KOENZEN (2005) beschriebenen Auentypen besitzen nach seinen Angaben in mehr oder weniger großem Umfang Auengewässer. Eine Ausnahme bilden lediglich die gefällereichen Flussauen der Alpen und Voralpen. Basierend auf ihren schmalen Talböden, gepaart mit einem hohen Gefälle, behalten diese Gewässer bis zur Mündung ihren alpinen Charakter mit einer gestreckten Linienführung bei. Daher bilden sie natürlicherweise keine Stillgewässer aus und sind somit für die Betrachtungen im Rahmen der vorliegenden Machbarkeitsstudie nicht relevant.

2.3 ABGRENZUNG ANHAND DER FLIESSGEWÄSSERZONIERUNG

Im Sinne einer Eingrenzung des Fischartenspektrums von Fluss-Auen-Systemen stellt sich zunächst die Frage, welche Arten grundsätzlich in auenbildenden Fließgewässern zu erwarten sind. Dies kann anhand des Instruments der Fließgewässerzonierung erfolgen. Hierbei werden Fließgewässer in ihrem Längsverlauf in Regionen unterteilt, die jeweils durch eine Leitfischart charakterisiert werden. Die Leitfischarten wiederum sind mit einem typischen Spektrum von Begleitfischarten vergesellschaftet. Die Abfolge dieser Fischartengemeinschaften wurde in Deutschland erstmals von MÜLLER (1950) am Beispiel der Fulda exemplarisch belegt, ist jedoch prinzipiell auf die Ichthyozönosen aller mitteleuropäischen Gewässer anwendbar. Die Ausbildung der Fließgewässerregionen ist primär vom Gefälle im Talweg sowie als Annäherung an den Abfluss von der Breite des Gewässers abhängig (HUET 1949). Die gesetzmäßige Beziehung zwischen diesen beiden Parametern und der Fließgewässerregion ist in Tabelle 5 dargestellt.

Tabelle 5: Gefällegliederung der Fließgewässerregionen (nach HUET 1949)

Region	Gefälle im Talweg [%] für Gewässerbreiten von				
	< 1 m	1 - 5 m	5 - 25 m	25 - 100 m	> 100 m
Obere Forellenregion	10,00 - 1,65	5,00 - 1,50	2,00 - 1,45		
Untere Forellenregion	1,65 - 1,25	1,50 - 0,75	1,45 - 0,60	1,250 - 0,450	
Äschenregion		0,75 - 0,30	0,60 - 0,20	0,450 - 0,125	- 0,075
Barbenregion		0,30 - 0,10	0,20 - 0,05	0,125 - 0,033	0,075 - 0,025
Brachsenregion		0,10 - 0,00	0,05 - 0,00	0,033 - 0,000	0,025 - 0,000
Kaulbarsch-Flunder-Region	von den Gezeiten beeinflusster Mündungsbereich				

Gemäß ILLIES (1961) lassen sich Forellen- und Äschenregion zum Rhithral zusammenfassen, während Barben-, Brachsen- und Kaulbarsch-Flunder-Region das Potamal bilden.

KOENZEN (2005) macht zwar keine Angaben zur Fließgewässerzonierung und zum Gefälle im Talweg G_{imTalweg} , aber er gibt für jeden Auentyp das Talbodengefälle G_{Talboden} sowie den Windungsgrad W des auenbildenden Fließgewässers an. Das Gefälle im Talweg G_{imTalweg} lässt sich aus diesen Werten gemäß folgender Formel berechnen:

$$G_{\text{imTalweg}} = G_{\text{Talboden}} / W$$

Sowohl für das Talbodengefälle als auch für den Windungsgrad gibt KOENZEN (2005) Spannweiten an, so dass die Spanne rechnerisch möglicher Gefälle im Talweg durch folgende Extremwerte gekennzeichnet ist:

$$G_{\text{imTalweg-min}} = G_{\text{Talboden-min}} / W_{\text{max}}$$

und

$$G_{\text{imTalweg-max}} = G_{\text{Talboden-max}} / W_{\text{min}}$$

Die Ergebnisse dieser Berechnungen sind in Tabelle 6 für sämtliche Auen- bzw. Auenabschnittstypen gemäß KOENZEN (2005) angegeben, die farbliche Unterlegung symbolisiert jeweils die Fließgewässerregion, die diesem Gefälle gemäß Tabelle 2 zuzuordnen ist.

Hieraus ergibt sich, dass die von KOENZEN (2005) betrachteten Auen fast ausschließlich von Fließgewässern der Barben- und der Brachsenregion gebildet werden. Die einzige Ausnahme bilden die gefällereichen Auen der Alpen und Voralpen, die auch der Äschenregion angehören können. Allerdings gehören Stillgewässer nicht zum Formenschatz dieses Auentyps (Kapitel 2.2), so dass sie im Rahmen der vorliegenden Machbarkeitsstudie ohnehin nicht zu betrachten sind. Insgesamt sind somit permanente Stillgewässer in der Aue ausschließlich Bildungen potamaler Fließgewässer.

Tabelle 6: Gefälle im Talweg der einzelnen Auentypen, ermittelt anhand ihres minimalen und maximalen Talgefälles sowie Windungsgrades (nach KOENZEN 2005)

Auentyp	Abschnittstyp	Gefälle im Talweg [%]	
		minimal	maximal
Sehr gefällearme Flussaue des Flach- und Hügellandes mit Winterhochwässern		0,04	0,09
Gefällearme Flussaue des Flach- und Hügellandes mit Winterhochwässern	teilmineralisch-organisch geprägt	0,04	0,32
	sandgeprägt	0,04	0,32
	sand-kiesgeprägt	0,04	0,32
Gefällereiche Flussaue des Flach- und Hügellandes mit Winterhochwässern	sand-kiesgeprägt	0,25	0,96
	kiesgeprägt	0,25	1,28
Gefällearme Flussaue des Deckgebirges mit Winterhochwässern	sandgeprägt	0,05	0,47
	sand-kiesgeprägt	0,05	0,47
	kiesgeprägt	k. A.	k. A.
	kies-schottergeprägt	0,05	0,50
Gefällereiche Flussaue des Deckgebirges mit Winterhochwässern	sandgeprägt	0,30	1,13
	sand-kiesgeprägt	0,30	1,13
	kiesgeprägt	0,35	0,85
	kies-schottergeprägt	0,35	1,49
Gefällereiche Flussaue des Grundgebirges mit Winterhochwässern		0,26	2,64
Gefällereiche Flussaue der Alpen / Voralpen mit Sommerhochwässern		0,36	3,27
Gefällearme Stromaue mit Winterhochwässern	teilmineralisch-organisch geprägt	0,05	0,40
	kiesgeprägt	0,05	0,47
Gefällearme Stromaue mit Sommer- und Winterhochwässern	kiesgeprägt	0,05	0,33
	kies-schottergeprägt	0,05	0,39
Gefällereiche Stromaue mit Sommerhochwässern		0,34	1,29
Gefällearme Stromaue mit Sommerhochwässern		k. A.	k. A.
Legende:		Äschenregion	
		Barbenregion	
		Brachsenregion	

2.4 ABGRENZUNG ANHAND DER EINZUGSGEBIETSGRÖSSE

Die Auentypisierung von KOENZEN (2005) beschränkt sich auf Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet von mindestens 1.000 km² Fläche. Dies wirft die Frage auf, ob Auen und Auengewässer auf Gewässer mit großen Einzugsgebieten beschränkt sind, oder ob es sich bei der Grenze von 1.000 km² um eine willkürlich gewählte Einschränkung des Untersuchungsgebietes handelt.

Zu diesem Zweck wurden exemplarisch historische Karten daraufhin gesichtet, ob seinerzeit in den Auen von Fließgewässern mit einem Einzugsgebiet kleiner 1.000 km² Auengewässer mutmaßlich natürlicher Entstehung vorhanden waren. In der Tat lassen sich in Karten des 19. Jahrhunderts zahlreiche solche Beispiele finden. Abbildung 2 beispielsweise zeigt einen Ausschnitt der 1851 erstellten preußischen Uraufnahme mit mehreren Altwässern der Fulda flussabwärts der Stadt Fulda. Die Fulda gehört hier der Barbenregion an, die Einzugsgebietsgröße beträgt rund 500 km². Ein weiteres Beispiel ist in Abbildung 3 dargestellt: Auch die Kinzig im Bereich Langenselbold wies zur selben Zeit zahlreiche Altwässer auf, obwohl ihr Einzugsgebiet dort lediglich 800 km² umfasst.

Diese Beispiele, die sich durch viele weitere ergänzen ließen belegen, dass Fließgewässer durchaus Altwässer bilden, wenn ihr Einzugsgebiet kleiner als 1.000 km² ist, solange sie nur dem Potamal angehören. Somit ist nicht die Einzugsgebietsgröße maßgeblich für die Bildung von Auengewässern, sondern die Morphodynamik der Fließgewässer, die wie auch die Ausprägung der Fischartengemeinschaften maßgeblich vom Gefälle beeinflusst wird.

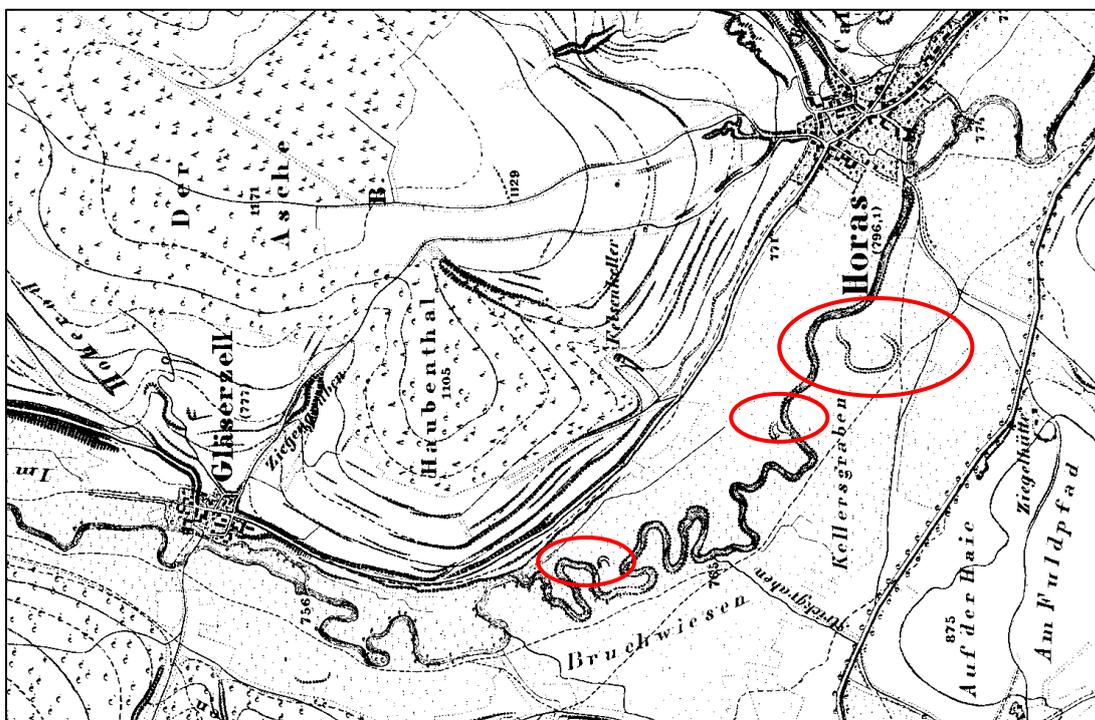


Abbildung 2: Ausschnitt der preußischen Uraufnahme von 1851: Die Fulda unterhalb der Stadt Fulda mit mehreren Altwässern (Einzugsgebietsgröße: ca. 500 km²)

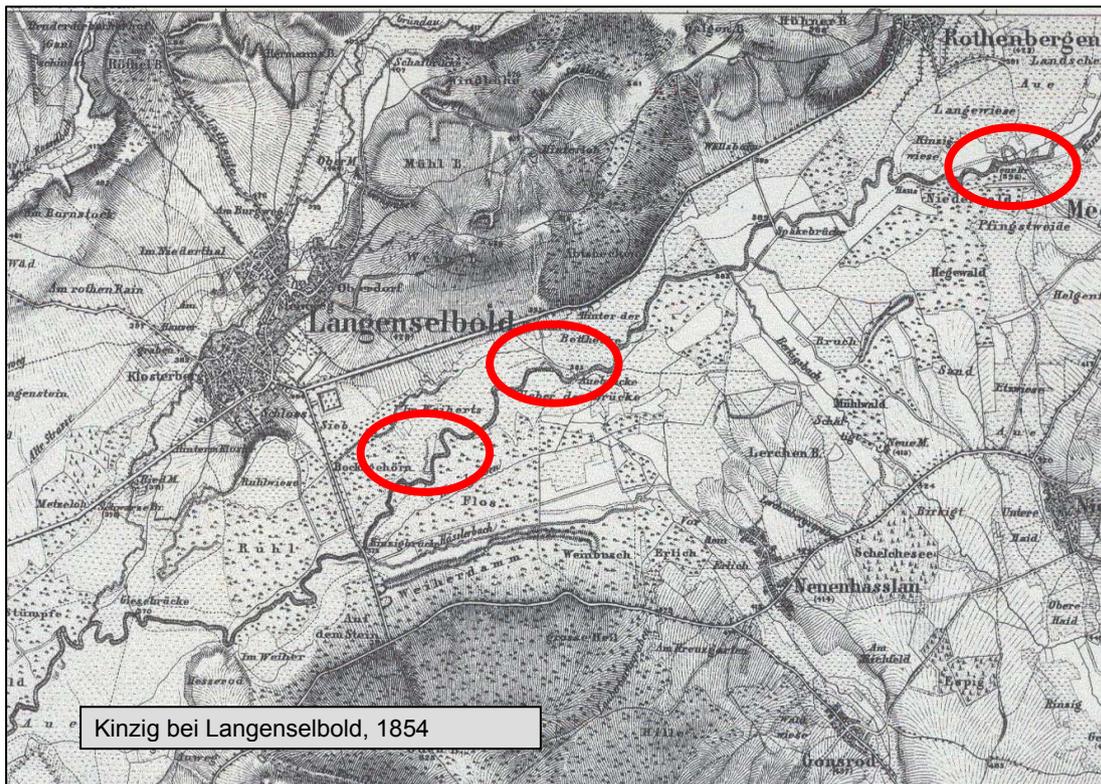


Abbildung 3: Ausschnitt aus der Karte des Großherzogthums Hessen von 1854: Die Kinzigaue weist im Bereich Langenselbold mehrere Altwässer auf (Einzugsgebietsgröße: ca. 800 km²)

2.5 ABGRENZUNG DES BEARBEITUNGSGEGENSTANDES

Gemäß Kapitel 2.1 bis 2.4 lassen sich Auengewässer im Sinne der vorliegenden Machbarkeitsstudie wie folgt charakterisieren:

- Es handelt sich um permanente Stillgewässer.
- Sie können natürlich entstanden oder anthropogenen Ursprungs sein.
- Sie können bei normalen Wasserständen vom Fließgewässer isoliert oder permanent angebunden sein, werden jedoch nicht bzw. allenfalls bei Hochwasser durchströmt.
- Ihr Wasserkörper steht episodisch, insbesondere bei Hochwasser mit dem auenbildenden Fließgewässer in Verbindung, so dass in dieser Zeit ein Austausch aquatischer Organismen möglich ist.
- Auengewässer treten in sämtlichen Auentypen mit Ausnahme der gefällereichen Auen der Alpen und Voralpen auf.
- Sie sind, unabhängig von der Einzugsgebietsgröße, auf die Auen potamaler Fließgewässer beschränkt.

3 ENTSTEHUNG UND STRUKTUR VON AUENGEWÄSSERN

3.1 NATÜRLICH ENTSTANDENE AUENGEWÄSSER

Natürliche Fließgewässer unterliegen aufgrund ihres Abflussverhaltens einer starken Dynamik. Sie verändern entsprechend der naturraumtypischen Gegebenheiten bei Hochwasserereignissen immer wieder ihre Linienführung und Bettgestalt. Günstige Voraussetzungen für das Entstehen von Auengewässern sind bei stark gewundenen Flüssen mit geringem Gefälle gegeben. Sie sind in der Regel durch eine Aufeinanderfolge von jeweils typischen Flussschlingen, den Mäandern, gekennzeichnet und neigen zu Laufveränderungen. Dadurch entstehen insbesondere bei Durchbrüchen fast geschlossener Mäanderschlingen neue Auengewässer (DWA 2009). Je rascher ein Fluss seinen Verlauf ändert, um so mehr Auengewässer bildet er.

Auengewässer sind nicht auf große Flüsse mit hohem Abfluss beschränkt, sondern treten natürlicherweise auch bei kleineren potamalen Gewässern, vor allem im Tiefland auf. Gemäß DWA (2009) neigen insbesondere die in Tabelle 7 aufgeführten Fließgewässertypen zur Bildung von Auengewässern.

Tabelle 7: Fließgewässertypen, die gemäß DWA (2009) im naturnahen Zustand häufig Auengewässer ausbilden

Typen der Alpen und des Alpenvorlandes	
Typ 4	Große Flüsse des Alpenvorlandes
Typen des Mittelgebirges	
Typ 9	Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse
Typ 9.1	Karbonatische, , fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse
Typ 9.2	Große Flüsse des Mittelgebirges
Typ 10	Kiesgeprägte Ströme
Typen des Norddeutschen Tieflandes	
Typ 14	Sandgeprägte Tieflandbäche
Typ 15	Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse
Typ 15_g	Große sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse
Typ 17	Kiesgeprägte Tieflandflüsse
Typ 20	Sandgeprägte Ströme
Ökoregion unabhängige Typen	
Typ 11	Organisch geprägte Bäche
Typ 12	Organisch geprägte Flüsse
Typ 19	Kleine Niederungfließgewässer in Fluss- und Stromtälern

Abgetrennte Mäanderschlingen zeichnen sich durch eine gegenüber dem Hauptgewässer reduzierte Strömung aus. Dies führt zu einer zunehmenden Auflandung, insbesondere im Bereich der Anbindungen, wo sich vom Fließgewässer transportiertes Sediment ablagert. Hierdurch wird der Wasserkörper in der Flussschlinge zunehmend isoliert und nimmt immer seltener und in geringerem Maße am Abfluss-

geschehen teil. Im Laufe der Zeit höht sich die Sohle im Bereich der Anbindungen so weit auf, dass zunächst ein nur noch einseitig angebundener Altarm und später ein Altwasser entsteht, das nur noch bei erhöhten Flusswasserständen durchströmt wird (Abbildung 4).

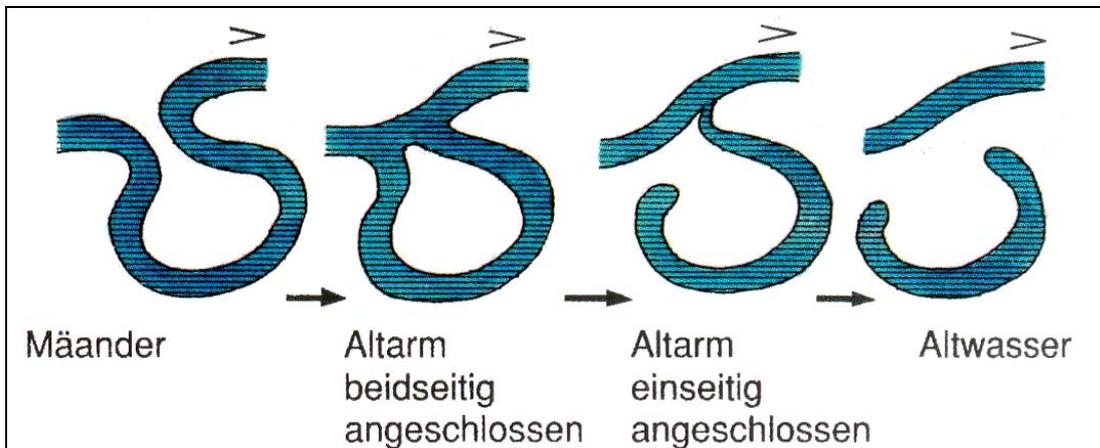


Abbildung 4: Entstehung und Entwicklung von Auengewässern (DVWK 1991)

Neben dem physikalischen Prozess der Ablagerung von Sedimenten bei Hochwasser (Auflandung) findet in Auengewässern auch eine biogene Verlandung statt. Diese wird durch ein üppiges Pflanzenwachstum hervorgerufen, das durch hohe Wassertemperaturen, geringe Wassertiefen, die fehlende Strömung und eine regelmäßige Nährstoffzufuhr bei Hochwasser begünstigt wird. Am Ende der Vegetationsperiode lagern sich abgestorbene Pflanzenteile im Wasserkörper ab, die in Fäulnis übergehen, so dass sich allmählich immer größere Schlammablagerungen bilden. Diese werden zunehmend von Hochstauden- und Seggenbeständen bewachsen. Röhrichte und Schwimmblattpflanzen breiten sich aus, Gehölze fassen in den Randbereichen Fuß und leiten die Entwicklung zum vollständigen Verschwinden des Wasserkörpers ein (DWA 2009, Abbildung 5). Parallel hierzu entstehen in einer natürlichen Flussaue stetig neue Altarme, die ihrerseits dieselbe Entwicklung durchlaufen. Die einzelnen Gewässer unterliegen somit einer hohen Dynamik; das strukturelle Inventar der Aue hingegen, insbesondere ihre Ausstattung mit Auengewässern unterschiedlicher Sukzessionsstadien, bleibt trotz allem weitgehend konstant.

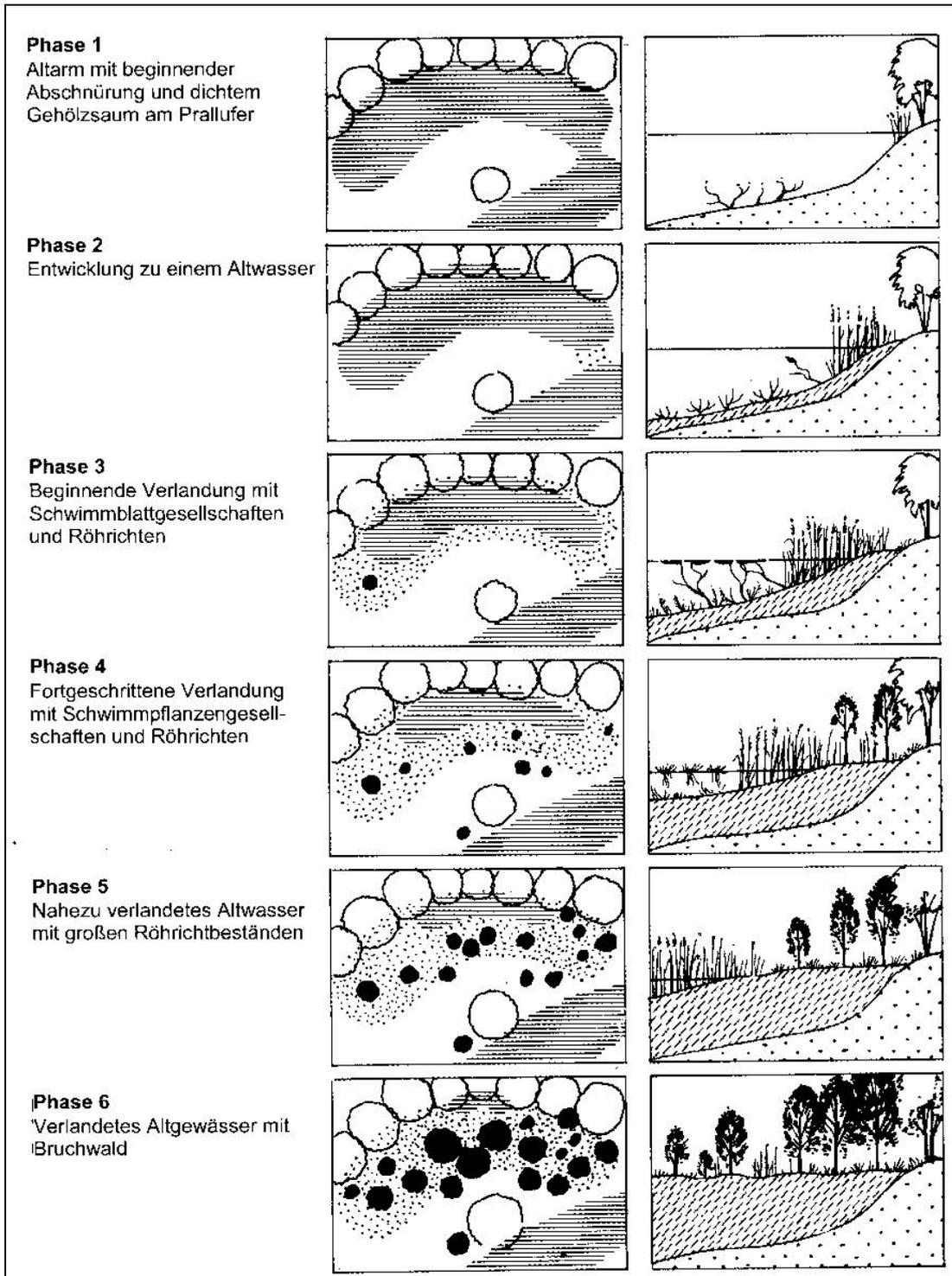


Abbildung 5: Phasen der Verlandung eines Altwassers (DWA 2009)

3.2 ANTHROPOGEN ENTSTANDENE AUENGEWÄSSER

Die überwiegende Mehrzahl der aktuell in den deutschen Flussauen vorhandenen Auengewässer ist nicht natürlich entstanden, sondern anthropogenen Ursprungs. Da diese Gewässer den dominierenden Fischlebensraum der rezenten Auen bilden, sind sie in eine fischökologische Bewertung von Auen einzubeziehen. Dies ist zudem sinnvoll, weil bei vielen Auengewässern hydromorphologisch gar nicht unterschieden werden kann, ob sie natürlich entstandenen oder anthropogenen Ursprungs sind.

3.2.1 Anthropogen entstandene Altarme und Altwässer

Bei vielen der heute existierenden Auengewässer handelt es sich zwar um ehemalige Flussbetten, dennoch aber sind sie nicht durch die in Kapitel 3.1 beschriebenen Mechanismen natürlich entstanden, sondern Ausdruck der Nutzung von Auen durch den Menschen. Dies trifft beispielsweise auf die meisten Altarme und Altwässer des Rheins zu. Sie sind auf die „*Correction*“ des Rheins durch Johann Gottfried TULLA ab 1817 (Abbildung 6) sowie spätere flussbauliche Maßnahmen zurückzuführen. Um die Flussaue für eine landwirtschaftliche Nutzung zu erschließen, den Hochwasserabfluss zu beschleunigen und die Schifffahrtsbedingungen zu verbessern, wurde der ursprünglich mäandrierende und reich verzweigte Flusslauf im Rahmen dieser Maßnahmen auf ein einziges Gerinne reduziert. Flussschlingen und Seitenarme wurden hierbei abgetrennt, so dass in Vielzahl Altarme und Altwässer entstanden.

Vergleichbaren Maßnahmen wurden auch kleinere Gewässern unterworfen. So zeigt Abbildung 7 Varianten einer geplanten Begradigung der Lippe bei Lippborg im 19. Jahrhundert.

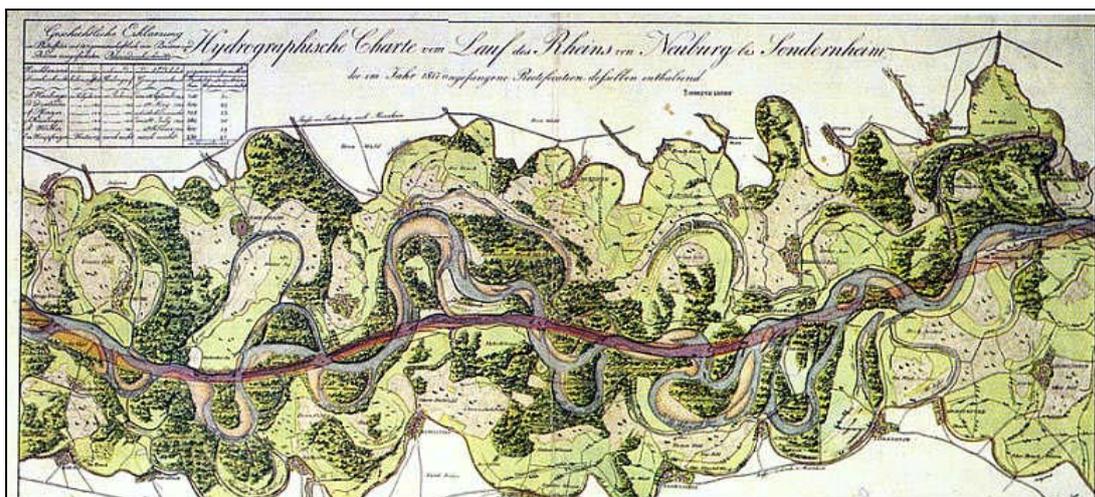


Abbildung 6: Karte der Correction des Rheins durch Johann Gottfried TULLA zwischen Neuburg und Sondernheim



Abbildung 7: Variantendarstellung einer geplanten Flussbegradigung der Lippe bei Lippborg im 19. Jahrhundert

Zahlreiche Auengewässer entstanden auch beim Bau von Verkehrswegen. So wurden seit der 2. Hälfte des 19. Jahrhunderts Eisenbahntrassen bevorzugt in den Flussauen mit ihrem geringem Gefälle verlegt. Um aufwändige Brückenbauten zu vermeiden, wurden vor allem kleinere Flüsse im Rahmen der Bauarbeiten oft parallel zur Bahntrasse verlegt, so dass jenseits der Trasse Altwässer in Form künstlich abgetrennter ehemaliger Flussschlingen entstanden (Abbildung 8). Ebenso wird seit dem 20. Jahrhundert auch beim Straßenbau vorgegangen.

Bei allen diesen Auengewässern handelt es sich um ehemalige Flussbetten, so dass sie sich morphologisch nicht von natürlich entstandenen Stillgewässern in der Aue unterscheiden. Nur die Lage in unmittelbarer Nähe eines Verkehrsweges und die von ihm verursachte Trennung vom Fluss geben einen Hinweis auf ihre anthropogene Entstehung.



Abbildung 8: Entstehung eines Altwassers an der Lahn bei Staufenberg im Rahmen des Eisenbahnbaus: a) vor und b) nach dem Bau der Bahntrasse (um 1825 und 1907) sowie c) in der aktuellen topographischen Karte

3.2.2 Abgedeichte Auengewässer

Inbesondere abflussreiche Fließgewässer werden häufig eingedeicht, um bei Hochwasser eine Ausuferung zu verhindern und landwirtschaftliche Nutzflächen und Siedlungen vor Überflutung zu schützen. Auch ehemalige Auengewässer werden oft durch einen Deich vom Fluss isoliert. Sie werden somit zu Totwässern, deren Fischfauna sich fortan unabhängig von derjenigen im Fluss und seinen Auengewässern entwickelt.

Münden Fließgewässer in ein solches Auengewässer ein, muss der Abfluss über Sielbauwerke geregelt werden (Abbildung 9). Dies sind Kreuzungsbauwerke von Gewässern und Deichanlagen, die das Einfließen von Wasser bei hohen Flusswasserständen in Richtung niedriger gelegener Wasserspiegellagen in der Aue verhindern. Siele bestehen aus einem Durchlass mit einem Verschlussorgan, bei dem es sich traditionell um Tore an der Außenseite des Durchlasses handelt, deren Betrieb passiv durch den Wasserstrom reguliert wird: Bei niedrigen Flusswasserständen werden die Tore durch den Druck des ausströmenden Wassers geöffnet, so dass eine natürliche Freiflut gegeben ist. Mit einer Umkehr der Strömungsrichtung bei hohen Flusswasserständen werden die Sieltore durch den Druck des auflaufenden Wassers geschlossen. Heutzutage sind die Sieltore meist durch maschinell betriebene und gesteuerte Schütztafelwehre ersetzt.

Um Niederungen oder Polder auch bei geschlossenen Sieltoren entwässern zu können, sind mit Pumpen ausgestattete Schöpfwerke erforderlich. Zumeist sind Siel- und Schöpfbauwerke miteinander kombiniert, da bei niedrigen Flusswasserständen eine Freiflut vorhanden und ein Pumpbetrieb nicht erforderlich ist. Die Perioden einer freien Vorflut durch geöffnete Siele bzw. des Pumpbetriebes von Schöpfbauwerken sind standort- und funktionsabhängig und unterscheiden sich stark:

Flussschöpfwerke zur Entwässerung von Poldern, Altarmen oder Altwässern (Abbildung 9), die am Rhein auch als „Schluten“ bezeichnet werden, sind oft nur wenige Tage im Jahr während der Hochwasserperioden des Hauptgewässers in Betrieb, um das Hinterland zur Vermeidung von Schäden zu entwässern. Während dieser Perioden werden die Seitengewässer durch Wehrbauwerke, die sogenannten „Schließen“ abgesperrt und der Abfluss durch das Schöpfbauwerk sichergestellt.

Schöpfwerke zur Entwässerung von Flussniederungen arbeiten über längere Zeiträume oder sogar ganzjährig gegen höhere Außenwasserstände. Beispielsweise werden die Schöpfwerke in der Niederung der Oder zwischen Frankfurt/Oder und Ratzdorf im Durchschnitt an 185 Tagen pro Jahr betrieben.

In Abhängigkeit von der Betriebsweise und der technischen Ausstattung von Siel- und Schöpfbauwerken ist der Kontakt zwischen Fluss und Auengewässer über mehr oder weniger lange Zeiträume sichergestellt, doch kann der Bau spezieller Fischaufstiegsanlagen sinnvoll sein, um laterale Wanderungen von Fischen zwischen dem Fluss und dem abgedeichten Auengewässer zu verbessern (Abbildung 10).

Solche, nur über Siel- und Schöpfbauwerke temporär mit dem Fluss in Verbindung stehenden Stillgewässer sind ökologisch als Altwässer zu betrachten.



Abbildung 9: Dornicker Schleuse: Weitgehend unpassierbares Siel mit Sieltoren und Balkenstau zur Wasserstandsregulierung des Biener Altrheins (Zustand bis 2001)



Abbildung 10: Eine Fischaufstiegsanlage an der Dornicker Schleuse ermöglicht seit 2001 Fischwanderungen zwischen dem Fluss und dem Altrhein

3.2.3 Abgrabungsgewässer

Durch den Abbau von Sanden und Kiesen in der Flussaue entstehende Stillgewässer werden als Abgrabungsgewässer bezeichnet. Sie sind gelegentlich an den Fluss angebunden, beispielsweise wenn der Abtransport des Aushubes auf dem Wasserweg erfolgt oder wenn solche Gewässer mit Baggergut o. ä. verfüllt werden (Abbildung 11). Entsprechend der Anbindungssituation können Abgrabungsgewässer im Überflutungsbereich von Flüssen als künstliche Altarme oder Altwässer eingestuft werden. Im Gegensatz zu Auengewässern natürlichen Ursprungs fehlt Abgrabungsgewässern jedoch die typische, langgestreckte Form ehemaliger Flussbetten. Darüber hinaus sind sie meist deutlich tiefer und ihre Fläche wesentlich größer.

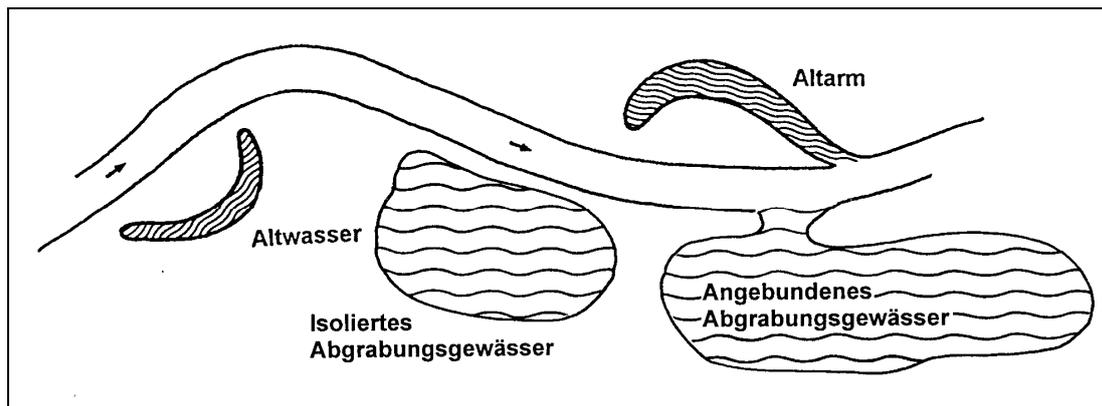


Abbildung 11: Abgrabungsgewässer können entsprechend ihrer Anbindung als künstliche Altarme oder Altwässer eingestuft werden; Im Gegensatz zu Auengewässern natürlichen Ursprungs fehlt ihnen zumeist die typisch lang gestreckte Form ehemaliger Flussschlingen

Je mächtiger sandige und kiesige Ablagerungen in der Flussaue sind, je günstiger die Verkehrsanbindung und je höher der regionale Bedarf, umso intensiver werden sie ausgebeutet. Infolge dessen sind große Abgrabungsgewässer häufig so zahlreich vorhanden, dass sie den dominierenden Stillgewässertyp in Flussauen bilden. Nicht selten ist deshalb der Anteil von Wasserflächen in den Auen heute wesentlich größer als derjenige der potentiell natürlichen Auen gemäß KOENZEN (2005) (Abbildung 12). Typisch für Abgrabungsgewässer ist allerdings, dass sie strukturell sehr einförmig sind (Abbildung 13). Nach Nutzungsaufgabe werden sie in der Regel nur im terrestrischen Bereich rekultiviert. Sie sind deshalb häufig wesentlich tiefer als das Flussbett und besitzen steil abfallende, strukturarme Ufer. Wasserpflanzen fehlen dann vollständig oder sind auf schmale uferbegleitende Streifen beschränkt. Infolge dessen ist die ökologische Wertigkeit des aquatischen Lebensraumes von Abgrabungsgewässern in aller Regel wesentlich geringer, als diejenige von natürlich entstandenen oder von künstlich abgetrennten Altarmen und Altwässern.

Hafenanlagen im Nebenschluss von Flüssen (Abbildung 14) können ebenfalls als künstliche Altarme betrachtet werden, die durch Abgrabung entstanden sind. Infolge ihrer intensiven Nutzung und massiver Befestigungen sind sie in der Regel jedoch nur eingeschränkt von aquatischen Organismen besiedelbar.



Abbildung 12: Infolge großflächiger Abgrabung von Kiesen und Sanden wird die Werraue bei Eschwege heute von Stillgewässern anthropogenen Ursprungs dominiert



Abbildung 13: Abgrabungsgewässer im NSG „Auesche Kugel“ in der Werraue mit steil abfallenden Ufern und typischer, monotoner Uferstruktur



Abbildung 14: Auch wenn massive Befestigungen die Ufer prägen, sind auch Binnenhäfen hydromorphologisch betrachtet als künstliche Altarme einzustufen (Hafen Schweinfurt am Main)

3.2.4 Bühnenfelder

Als Ausdruck verkehrsbaulicher Maßnahmen sind Bühnenfelder typische Strukturelemente von Wasserstraßen. In besonders großer Dichte sind sie entlang der Bundeswasserstraße Main vorhanden, so z.B. allein 48 in der 12 km langen Stauhaltung Randersacker (SCHWEVERS & ADAM 1998).

Diese Strukturen sind entstanden, indem Bühnen, die ursprünglich zum Zwecke der Fahrrinnenvertiefung quer zur Fließrichtung angelegt wurden, so durch Parallelwerke verbunden wurden, dass flussbegleitende Bühnenfelder entstanden. Diese sind meist über mehr oder weniger große Öffnungen mit dem Flussschlauch sowie z.T. auch untereinander verbunden (Abbildung 15). Es handelt sich somit um ehemalige, ufernahe Bereiche des Flussbettes, die sich durch eine relativ geringe Wassertiefe auszeichnen und grundsätzlich günstige Bedingungen für die Entwicklung üppiger Wasserpflanzenbestände bieten. Ein Charakteristikum von Bühnenfeldern, ebenso wie von anderen angebundenen Stillgewässern an Bundeswasserstraßen, ist jedoch das Auftreten von Hub und Sunk. Dies sind Ein- und Ausströmungen z.T. großer Wasservolumina mit einhergehenden Wasserstandsschwankungen, die durch vorbeifahrende Schiffe verursacht werden. Das durch Hub und Sunk verursachte Brandungsgeschehen beeinträchtigt die Ausbildung von Wasserpflanzenbeständen und die Besiedlungsqualität.

Zudem unterliegen Bühnenfelder häufig einer raschen Verlandung, da sich vom Fluss mitgeführte Sedimente bei Hochwasser bevorzugt hier ablagern.

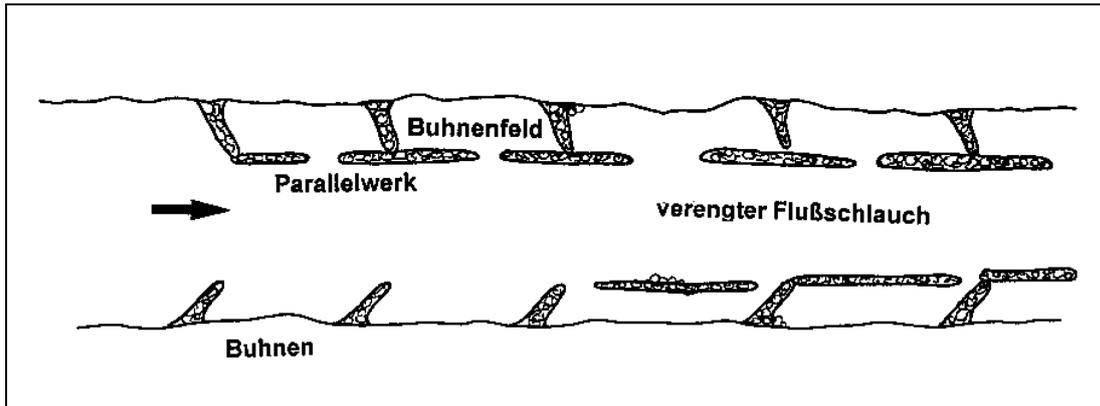


Abbildung 15: Bühnenfelder entstehen, indem die Köpfe von Bühnen durch Parallelwerke miteinander verbunden werden

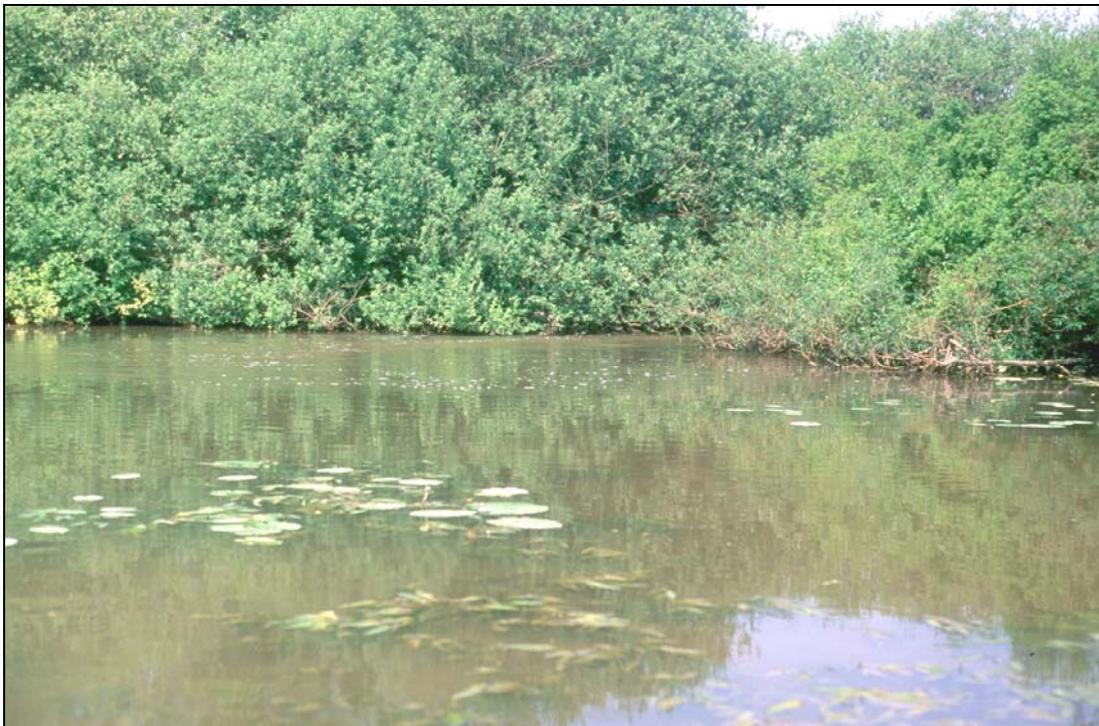


Abbildung 16: Bühnenfeld in der Main-Stauhaltung Wipfeld

3.2.5 Renaturierungsgewässer

Weil reich strukturierte Auengewässer in den rezenten Auen deutscher Flüsse selten sind, werden sie gelegentlich im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen neu angelegt. Solche künstlichen Gewässer sind bei fachgerechter Gestaltung kaum von natürlich entstandenen Auengewässern zu unterscheiden und können deren Funktion in vollem Umfang übernehmen (Abbildung 17, Abbildung 18). Allerdings sind sie aus Kostengründen häufig von so geringer Ausdehnung, dass sie innerhalb weniger Jahre verlanden und so als aquatischer Lebensraum wieder verloren gehen.



Abbildung 17: Im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen neu angelegtes Altwasser in der Fuldaaue bei Mecklar

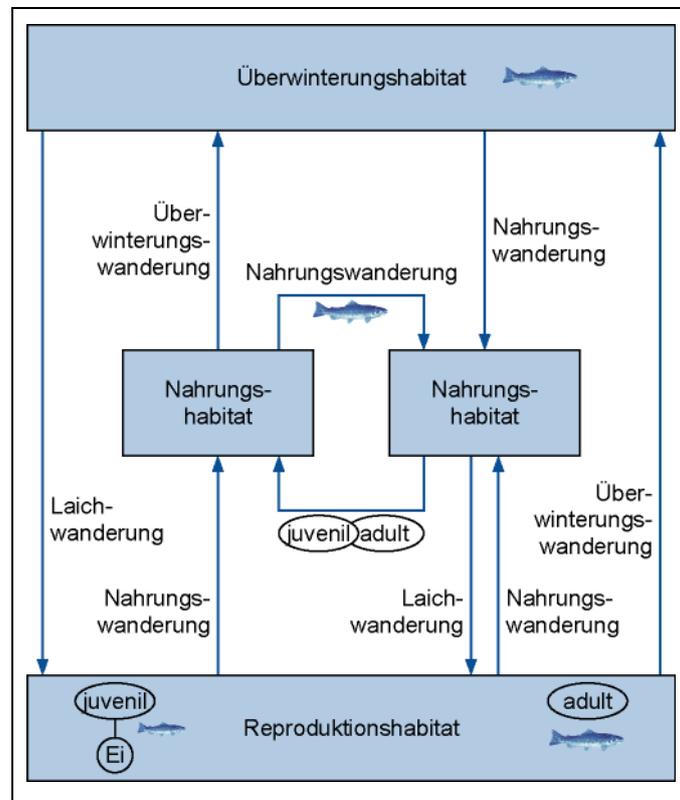


Abbildung 18: Innerhalb weniger Jahre können sich solche künstlichen Auengewässer zu wertvollen Biotopen entwickeln

4 FISCHARTENGEMEINSCHAFTEN DER AUEN

Fische haben je nach Art unterschiedlich ausgeprägte Ansprüche an ihren Lebensraum, weshalb sie in Abhängigkeit von Alter, Entwicklungsstadium und Jahreszeit unterschiedliche Habitats nutzen. Um diese oft räumlich getrennten Habitats zu erreichen, führen Fische im Laufe ihres Lebens Wanderungen durch (Abbildung 19).

Abbildung 19
Wanderungen der Fische zwischen unterschiedlichen Habitats (DWA 2005)



Im Längsverlauf von Fließgewässern sind Fische deshalb auf eine ungehinderte Durchgängigkeit angewiesen (DWA 2005, 2009). Darüber hinaus ist aber auch die laterale Vernetzung zwischen dem Fluss und seinen Auengewässern eine unabdingbare Voraussetzung für die Ausbildung artenreicher potamaler Fischartengemeinschaften:

- Viele Flussfischarten nutzen zumindest temporär die hoch produktiven Auengewässer als Nahrungshabitats.
- Auengewässer werden von vielen Arten als Reproduktionshabitats genutzt, spezialisierte Auenarten sind zwingend hierauf angewiesen.
- Darüber hinaus dienen Auengewässer, insbesondere permanent angebundene Altarme, Flussfischen als Überwinterungshabitats.

Als Voraussetzung für eine Bewertung von Flussauen anhand der Fischfauna ist zunächst zu klären, welche der autochthonen Fischarten Deutschlands (Kapitel 4.1) generell in Auengewässern vorkommen und welche speziellen Ansprüche sie an diese Lebensräume stellen. Grundsätzlich lässt sich die Fischfauna in folgende Gruppen einteilen:

Auenmeidende Arten: Aus dem Gesamtspektrum der in Deutschland autochthonen Fischarten werden zunächst diejenigen Arten ermittelt, die Auengewässer generell nicht als Lebensraum nutzen. Hierbei handelt es sich um Arten, die ausschließlich im Rhithral verbreitet sind und/oder während sämtlicher Lebensstadien an strömungsgeprägte Habitate gebunden sind (Kapitel 4.2).

Auengäste: Andere Arten können zwar in Auengewässer auftreten und nutzen sie z.B. als Nahrungs- oder Überwinterungshabitat, pflanzen sich dort jedoch nicht fort (Kapitel 4.3)

Auenarten: Eine zentrale Bedeutung im Lebenszyklus von Fischen hat die Reproduktion. Entsprechend werden als Auenarten in Kapitel 4.4 solche Arten bezeichnet, denen Auengewässer zumindest fakultativ als Reproduktionshabitat dienen.

Charakterarten: Die obligaten Auenarten schließlich werden als Charakterarten den verschiedenen Auengewässertypen zugeordnet, auf die sie zur Reproduktion zwingend angewiesen sind (Kapitel 4.5).

Eindeutig unterscheiden lassen sich diese Artengruppen insbesondere in den Auen gefällereicher Mittelbergsgewässer, die biozönotisch der Barbenregion (Epi-Rhithral) zuzuordnen sind. Je mehr sich das Gefälle im Tiefland reduziert, umso mehr gleichen sich die Lebensbedingungen der Fischfauna im Fließgewässer denjenigen stehender Gewässer an oder die Fließgewässer sind natürlicherweise zu durchflossenen Seen aufgeweitet. In solchen Lebensräumen sind Fischarten der Auen zunehmend in der Lage, das Fließgewässer zur Reproduktion zu nutzen. Deshalb bezieht sich die nachfolgende Zuordnung der Arten im Sinne der Eindeutigkeit primär auf die Verhältnisse in den gefällereichen Auen epi-potamaler Mittelbergsgewässer, in denen sich die Lebensbedingungen in Auengewässern deutlich von denjenigen im Fließgewässer unterscheiden.

4.1 AUTOCHTHONE FISCHFAUNA DEUTSCHER FLIESSGEWÄSSER

In den Binnengewässern Deutschlands kommen nach BLESS et al. (1998) rund 70 Rundmaul- und Fischarten vor. Eine genaue Angabe der Artenzahl ist bedingt durch die nicht eindeutige taxonomische Zuordnung der Renken nicht möglich. DIEKMANN et al. (2005) geben in dem Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (FIBS) insgesamt 69 Fischarten an. Diese Artenliste, bereinigt um allochthone Arten und ergänzt durch den Donaukaulbarsch wird der vorliegenden Studie zugrunde gelegt (Tabelle 8). Das betrachtete Artenspektrum umfasst somit 65 Arten bzw. Ökotypen. Rein lakustrische Arten wie die Renken der Voralpenseen und der nordostdeutschen Seen (*Coregonus sp.*) sowie der Seesaibling (*Salvelinus alpinus*) wurden hierbei nicht berücksichtigt. Ergänzend sind Angaben zur Verbreitung der einzelnen Arten im Potamal (erweitert nach DWA 2005) und die Strömungspräferenz aufgeführt.

Eine Einteilung der Fische bezüglich ihrer Strömungspräferenz publizierten erstmals SCHIEMER & WAIDBACHER (1992) für die Fischarten des österreichischen Donausystems. Sie unterschieden hierbei folgende Gilden:

rheophil A	Fische, die in allen Altersstadien Fließgewässer besiedeln
rheophil B	Fische der Fließgewässer, bei denen einige Entwicklungsstadien episodisch Auengewässer als Lebensraum nutzen
indifferent (eurytop)	Fische, die keine deutliche Präferenz für Fließ- oder Stillgewässer zeigen
limnophil (= stagnophil)	Fische, die bevorzugt Stillgewässer besiedeln

Die Zuordnung der einzelnen Arten zu diesen Gilden wurde in Tabelle 8 größtenteils übernommen. Bei einigen Arten hingegen wurde sie gemäß Befunden des Instituts für angewandte Ökologie aus deutschen Gewässersystemen korrigiert. Bei Arten, die von SCHIEMER & WAIDBACHER (1992) nicht aufgeführt sind, wurde die Gildenzugehörigkeit u.a. gemäß der Angaben von GERSTMEIER & ROMIG (1998) ergänzt.

Eine weitere Präzisierung der Ansprüche der österreichischen Arten nahmen ZAUNER & EBERSTALLER (1999) vor, indem sie für die Strömungsanforderungen der einzelnen Arten an ihren Laichplatz folgende Gilden einführten:

rheopar	Fische, deren Reproduktionsareal sich im Fließgewässer befindet
euryopar	Fische, die sowohl im Fließgewässer als auch im Ruhigwasser laichen
limnopar	Fische, deren Reproduktionsareal sich im Ruhigwasser befindet

Die Zuordnung der einzelnen Arten zu diesen Gilden wurde in Tabelle 8 größtenteils übernommen. Bei einigen Arten hingegen waren wiederum Korrekturen und Ergänzungen notwendig. Eine Übersicht über die Artenzahl der jeweiligen Gilden gibt Tabelle 9.

Tabelle 8: In Deutschland autochthone Fischarten nach Diekmann et al. (2005), ergänzt durch Angaben zur Verbreitung im Potamal sowie die Strömungspräferenz, generell (SCHIEMER & WAIDBACHER 1992) und bezüglich des Laichplatzes (ZAUNER & EBERSTALLER 1999), Nomenklatur gemäß www.fischbase.org

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	potamale Verbreitung	Strömungspräferenz	
			generell	Reprod.
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	X	indifferent	marin
Aland	<i>Leuciscus idus</i>	X	rheophil B	rheopar*
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	X	rheophil A	rheopar
Atlantischer Lachs	<i>Salmo salar</i>	X	rheophil A ⁺	rheopar ⁺
Atlantischer Stör	<i>Acipenser sturio</i>	X	rheophil A ⁺	rheopar ⁺
Bachforelle	<i>Salmo trutta f. fario</i>	–	rheophil A	rheopar
Bachneunauge	<i>Lampetra planeri</i>	X	rheophil A ⁺	rheopar ⁺
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	X	rheophil A	rheopar
Barsch	<i>Perca fluviatilis</i>	X	indifferent	euryopar
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	X	stagnophil	limnopar
Brachsen	<i>Abramis brama</i>	X	indifferent	euryopar
Döbel	<i>Squalius cephalus</i>	X	rheophil B*	rheopar*
Donaukaulbarsch	<i>Gymnocephalus baloni</i>	X	rheophil B*	euryopar
Donausteinbeißer	<i>Cobitis elongatoides</i>	X	rheophil A ⁺	euryopar
Dreist. Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	X	indifferent*	euryopar*
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	X	rheophil A	rheopar*
Finte	<i>Alosa fallax</i>	X	rheophil A ⁺	rheopar ⁺
Flunder	<i>Platichthys flesus</i>	X	rheophil B ⁺	marin
Flussneunauge	<i>Lampetra fluviatilis</i>	X	rheophil A ⁺	rheopar ⁺
Frauennerfling	<i>Rutilus pigus virgo</i>	X	rheophil A	rheopar
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	X	indifferent	limnopar
Groppe	<i>Cottus gobio</i>	X	rheophil A	rheopar
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	X	indifferent*	euryopar*
Güster	<i>Abramis bjoerkna</i>	X	indifferent	euryopar
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	X	rheophil B*	rheopar
Hecht	<i>Esox lucius</i>	X	indifferent	limnopar
Huchen	<i>Hucho hucho</i>	X	rheophil A	rheopar
Karausche	<i>Carassius carassius</i>	X	stagnophil	limnopar
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	X	indifferent	limnopar
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	X	indifferent	euryopar
Maifisch	<i>Alosa alosa</i>	X	rheophil A ⁺	rheopar ⁺
Mairenke	<i>Chalcalburnus c. mento</i>	X	rheophil A ⁺	rheopar ⁺
Meerforelle	<i>Salmo trutta f. trutta</i>	X	rheophil A ⁺	rheopar ⁺
Meerneunauge	<i>Petromyzon marinus</i>	X	rheophil A ⁺	rheopar ⁺
*: Strömungsgilde gegenüber SCHIEMER & WAIDBACHER bzw. ZAUNER & EBERSTALLER geändert				
+: Strömungsgilde ergänzt				

Tabelle 8: In Deutschland autochthone Fischarten (Fortsetzung)

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	potamale Verbreitung	Strömungsgilde	
			generell	Reprod.
Moderlieschen	<i>Leucaspilus delineatus</i>	X	stagnophil	limnepar
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	X	rheophil B*	rheopar
Nordseeschnäpel	<i>Coregonus oxyrhynchus</i>	X	rheophil A ⁺	rheopar ⁺
Ostseeschnäpel	<i>Coregonus maraena</i>	X	rheophil A ⁺	rheopar ⁺
Perlfisch	<i>Rutilus frisii meidingeri</i>	X	rheophil A	rheopar
Quappe	<i>Lota lota</i>	X	rheophil B	euryopar
Rapfen	<i>Aspius aspius</i>	X	rheophil B	rheopar
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>	X	indifferent	euryopar
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophth.</i>	X	stagnophil	limnepar
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>	X	stagnophil	limnepar
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	X	stagnophil	limnepar
Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	X	rheophil A	rheopar
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	X	rheophil A	rheopar
Schrätzer	<i>Gymnoceph. schraetser</i>	X	rheophil A	rheopar
Seeforelle	<i>Salmo trutta f. lacustris</i>	X	rheophil B ⁺	rheopar ⁺
Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i>	X	indifferent*	euryopar
Steingressling	<i>Gobio uranoscopus</i>	X	rheophil A	rheopar
Stint (Wanderform)	<i>Osmerus eperlanus</i>	X	rheophil B ⁺	rheopar ⁺
Streber	<i>Zingel streber</i>	X	rheophil A	rheopar
Strömer	<i>Leuciscus souffia agasizii</i>	X	rheophil A ⁺	rheopar
Stromgründling	<i>Romanogobio belingi</i>	X	rheophil A	rheopar
Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i>	X	indifferent	euryopar
Ukr. B.-neunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i>	–	rheophil A	rheopar
Wels	<i>Silurus glanis</i>	X	indifferent	euryopar
Zährte	<i>Vimba vimba</i>	X	rheophil A	rheopar
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	X	indifferent	euryopar
Ziege	<i>Pelecus cultratus</i>	X	rheophil B	rheopar*
Zingel	<i>Zingel zingel</i>	X	rheophil A	rheopar
Zobel	<i>Abramis sapa</i>	X	rheophil B	rheopar
Zope	<i>Abramis ballerus</i>	X	rheophil B	rheopar
Zwergstichling	<i>Pungitius pungitius</i>	X	indifferent	limnepar

*: Strömungsgilde gegenüber SCHIEMER & WAIDBACHER bzw. ZAUNER & EBERSTALLER geändert

*: Strömungsgilde ergänzt

Tabelle 9: Artenzahl der Strömungsgilden nach SCHIEMER & WAIDBACHER (1992) sowie ZAUNER & EBERSTALLER (1999)

	Gilden	Artenzahl
Generelle Strömungspräferenz	rheophil A	30
	rheophil B	13
	indifferent	16
	stagnophil	6
Strömungspräferenz am Laichplatz	rheopar	39
	euryopar	14
	limnopar	10
	marin	2

4.2 AUENMEIDENDE ARTEN

In Auengewässern sind Fischarten grundsätzlich nicht zu erwarten, wenn sie der Strömungsgilde rheophil A angehören, also während sämtlicher Entwicklungsstadien an strömungsgeprägte Biotope gebunden sind. Auch die zwischen Voralpenseen und ihren rhithralen Reproduktionsbiotopen wandernde Seeforelle wurde als auenmeidend eingestuft. Insgesamt sind die 30 in Tabelle 10 aufgeführten, streng strömungsgebundenen Arten als auenmeidend einzustufen. Hierunter fallen u.a. fast alle anadromen Arten.

Tabelle 10: Auenmeidende Arten

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	potamale Verbreitung	Strömungspräferenz	
			generell	Reprod.
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	X	rheophil A	rheopar
Atlantischer Lachs	<i>Salmo salar</i>	X	rheophil A	rheopar
Atlantischer Stör	<i>Acipenser sturio</i>	X	rheophil A	rheopar
Bachforelle	<i>Salmo trutta f. fario</i>	–	rheophil A	rheopar
Bachneunauge	<i>Lampetra planeri</i>	X	rheophil A	rheopar
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	X	rheophil A	rheopar
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	X	rheophil A	rheopar
Finte	<i>Alosa fallax</i>	X	rheophil A	rheopar
Flussneunauge	<i>Lampetra fluviatilis</i>	X	rheophil A	rheopar
Frauennerfling	<i>Rutilus pigus virgo</i>	X	rheophil A	rheopar
Groppe	<i>Cottus gobio</i>	X	rheophil A	rheopar
Huchen	<i>Hucho hucho</i>	X	rheophil A	rheopar
Maifisch	<i>Alosa alosa</i>	X	rheophil A	rheopar
Mairenke	<i>Chalcalburnus c. mento</i>	X	rheophil A	rheopar
Meerforelle	<i>Salmo trutta f. trutta</i>	X	rheophil A	rheopar
Meerneunauge	<i>Petromyzon marinus</i>	X	rheophil A	rheopar
Nordseeschnäpel	<i>Coregonus oxyrhynchus</i>	X	rheophil A	rheopar
Ostseeschnäpel	<i>Coregonus maraena</i>	X	rheophil A	rheopar
Perlfisch	<i>Rutilus frisii meidingeri</i>	X	rheophil A	rheopar
Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	X	rheophil A	rheopar
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	X	rheophil A	rheopar
Schrätzer	<i>Gymnoceph. schraetser</i>	X	rheophil A	rheopar
Seeforelle	<i>Salmo trutta f. lacustris</i>	X	rheophil B	rheopar
Steingressling	<i>Gobio uranoscopus</i>	X	rheophil A	rheopar
Streber	<i>Zingel streber</i>	X	rheophil A	rheopar
Strömer	<i>Leuciscus souffia agasizi</i>	X	rheophil A	rheopar
Stromgründling	<i>Romanogobio belingi</i>	X	rheophil A	rheopar
Ukr. B.-neunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i>	–	rheophil A	rheopar
Zährte	<i>Vimba vimba</i>	X	rheophil A	rheopar
Zingel	<i>Zingel zingel</i>	X	rheophil A	rheopar

4.3 AUENGÄSTE

Einige der aus dem Gesamtspektrum verbliebenen 35 Fischarten, die Auengewässer nicht grundsätzlich meiden, nutzen diese in mehr oder weniger großem Umfang vor allem als Nahrungshabitat. Bei Arten wie Döbel, Hasel und Rapfen trifft dies vor allem auf die Jungfische zu. Speziell für die Nase spielen gemäß FREYHOF (1998) angebundene Altarme eine herausragende Rolle als Überwinterungshabitat der Jungfische.

Sofern solche Arten Auengewässer nicht als Reproduktionsbiotop nutzen können, werden sie als Auengäste eingestuft. Dies sind insgesamt 11 Arten, die entweder auf strömungsgeprägte Laichbiotope angewiesen sind, oder als katadrome Arten im Meer laichen (Tabelle 11).

Tabelle 11: Auengäste

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	potamale Verbreitung	Strömungspräferenz	
			generell	Reprod.
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	X	indifferent	marin
Aland	<i>Leuciscus idus</i>	X	rheophil B	rheopar
Döbel	<i>Squalius cephalus</i>	X	rheophil B	rheopar
Flunder	<i>Platichthys flesus</i>	X	rheophil B	marin
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	X	rheophil B	rheopar
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	X	rheophil B	rheopar
Rapfen	<i>Aspius aspius</i>	X	rheophil B	rheopar
Stint (Wanderform)	<i>Osmerus eperlanus</i>	X	rheophil B	rheopar
Ziege	<i>Pelecus cultratus</i>	X	rheophil B	rheopar
Zobel	<i>Abramis sapa</i>	X	rheophil B	rheopar
Zope	<i>Abramis ballerus</i>	X	rheophil B	rheopar

4.4 AUENARTEN

Die übrigen 24 Fischarten deutscher Gewässer sind in der Lage, sich in Auengewässern fortzupflanzen und werden deshalb im folgenden als Auenarten bezeichnet. Für eine ökologische Bewertung von Auen sind sie von besonderer Bedeutung.

Hierbei handelt es sich einerseits um 14 euryopare Arten die sich gleichermaßen in stehenden, wie in fließenden Gewässern fortzupflanzen vermögen. Diese überwiegend anspruchslosen und ubiquitär verbreiteten Arten können somit als fakultative Auenarten bezeichnet werden (Tabelle 12).

Dem sind solche Arten als obligate Auenarten gegenüberzustellen, die zwingend auf stehende Gewässer als Reproduktionsbiotop angewiesen sind. Hierbei handelt es sich um die in Tabelle 13 aufgeführten 10 limnoparen Arten.

Tabelle 12: Fakultative Auenarten

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	potamale Verbreitung	Strömungspräferenz	
			generell	Reprod.
Barsch	<i>Perca fluviatilis</i>	X	indifferent	euryopar
Brachsen	<i>Abramis brama</i>	X	indifferent	euryopar
Donaukaulbarsch	<i>Gymnocephalus baloni</i>	X	rheophil B*	euryopar
Donausteinbeißer	<i>Cobitis elongatoides</i>	X	rheophil B ⁺	euryopar
Dreist. Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	X	indifferent*	euryopar*
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	X	indifferent*	euryopar*
Güster	<i>Abramis bjoerkna</i>	X	indifferent	euryopar
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	X	indifferent	euryopar
Quappe	<i>Lota lota</i>	X	rheophil B	euryopar
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>	X	indifferent	euryopar
Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i>	X	indifferent*	euryopar
Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i>	X	indifferent	euryopar
Wels	<i>Silurus glanis</i>	X	indifferent	euryopar
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	X	indifferent	euryopar

Tabelle 13: Obligate Auenarten

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	potamale Verbreitung	Strömungspräferenz	
			generell	Reprod.
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	X	stagnophil	limnopar
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	X	indifferent	limnopar
Hecht	<i>Esox lucius</i>	X	indifferent	limnopar
Karausche	<i>Carassius carassius</i>	X	stagnophil	limnopar
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	X	indifferent	limnopar
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>	X	stagnophil	limnopar
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophth.</i>	X	stagnophil	limnopar
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>	X	stagnophil	limnopar
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	X	stagnophil	limnopar
Zwergstichling	<i>Pungitius pungitius</i>	X	indifferent	limnopar

4.5 CHARAKTERARTEN DER AUENGEWÄSSERTYPEN

In Kapitel 2.1.2 wurden Auengewässer in Abhängigkeit von ihrer Anbindungssituation klassifiziert. Diese Klassifizierung findet ihren Ausdruck in unterschiedlichen Artengemeinschaften der einzelnen Typen, denn generell ist auf Auengewässer das Prinzip der „Biogeographie der Inseln“ anzuwenden, wonach die Artenzahl mit zunehmendem Isolationsgrad und abnehmender Größe des Lebensraumes sinkt, während der Grad der Spezialisierung der einzelnen Art zunimmt (JUNGWIRTH ET AL. 2003). Analog zu den Auengewässertypen nach AMOROS ET AL. (1987) lassen sich die obligaten Auenarten in folgende Artengruppen unterscheiden:

- Arten, die zur Reproduktion mindestens Altarme benötigen (Altarmarten)
- Arten, die zur Reproduktion mindestens Altwässer benötigen (Altwasserarten)
- Arten, die zur Reproduktion Uraltwässer, also Altwässer in fortgeschrittenem Verlandungsstadium benötigen (Uraltwasserarten)

Altarmarten nutzen die permanente offene Verbindung zwischen Fluss und Altarm. Bezüglich der generellen Strömungspräferenz muss es sich somit um indifferente Arten handeln, die außerhalb der Reproduktionsphase gleichermaßen Still-, als auch Fließgewässer besiedeln können.

Der Wasserkörper von Altarmen steht mit dem Fluss in Verbindung. Entsprechend findet ein begrenzter Wasseraustausch statt, der die Ausbildung größerer Temperaturgradienten verhindert. Entsprechend unterscheiden sich Altarmarten von typischen Altwasserarten dadurch, dass ihre Fortpflanzung nicht an hohe Wassertemperaturen gebunden ist. Die einzige obligate Auenart, auf die dies zutrifft, ist der Hecht. Dies ist folglich die einzige Charakterart der Altarme.

Das andere Extrem bilden die Uraltwässer, also Altwässer in fortgeschrittenem Sukzessionsstadium, kurz vor der endgültigen Verlandung. Hierbei handelt es sich um Extremlebensräume, die sich insbesondere durch langanhaltende Sauerstoffmangelsituationen auszeichnen. Dies ist der Lebensraum spezialisierter Arten, die physiologische Anpassungen an geringe Sauerstoffkonzentrationen entwickelt haben, ansonsten aber konkurrenzschwach sind, und sich deshalb in Gewässern mit ausgeglichenem Sauerstoffhaushalt nicht fortpflanzen. Entsprechende Anpassungen haben zwei heimische Arten entwickelt:

- Die Karausche ist physiologisch an Uraltwässer angepasst, indem sie alle Körperfunktionen auf ein Minimum reduzieren und anaerobe Stoffwechselwege nutzen kann, so dass ihr extrem niedrige Sauerstoffkonzentrationen ausreichen. Selbst kurzzeitige Phasen mit totalem Sauerstoffdefizit vermag sie zu überleben. Bei Austrocknung ihres Gewässers kann sie noch einige Zeit im nassen Schlamm überdauern.

- Auch der Schlammpeitzger ist eine hoch spezialisierte Fischart. Sein Überleben in schlammigen, sauerstoffarmen Gewässern wird dadurch begünstigt, dass er neben der normalen Kiemenatmung und der Hautatmung über die Körperoberfläche auch die Fähigkeit zur Darmatmung besitzt: Bei Sauerstoffmangel schluckt er an der Wasseroberfläche Luft, der bei der Darmpassage der Sauerstoff durch spezielle, gut durchblutete Schleimhäute entzogen wird. Selbst das Austrocknen seines Wohngewässers kann der Schlammpeitzger über längere Zeit überleben, indem er sich bis zu einen halben Meter tief in den Schlamm eingräbt und, ebenso wie die Karausche, seine Körperfunktionen auf ein Minimum reduziert.

Die Vorteile dieser speziellen Anpassung an Uraltgewässer hat WOLTER (2006) anschaulich beschrieben: „*Karausche und Schlammpeitzger [...] haben hier die größten Konkurrenzvorteile gegenüber anderen Fischarten. Im Gegensatz zu anderen einheimischen Arten sind die genannten in der Lage, völlige Sauerstoffdefizite in dem Gewässer zu tolerieren. [...] Nach sog. Ausstickungsereignissen (kurzzeitiges totales Sauerstoffdefizit) sind sie häufig die einzigen Fischarten in diesen Gewässern und können dann Massenentwicklungen ausbilden.*“

Die übrigen 7 limnophilen Arten sind als Altwasserarten einzustufen, denn sie benötigen vergleichsweise hohe Wassertemperaturen zur Reproduktion, wie sie in angebundenen Altarmen während der Laichzeit in der Regel nicht erreicht werden. Andererseits sind sie nicht so stark spezialisiert wie Karausche und Schlammpeitzger, so dass sie nicht zwingend auf stark verlandete Gewässer angewiesen sind, sondern sich auch in Altwässern früherer Sukzessionsstadien fortzupflanzen vermögen. Insgesamt ergibt sich damit die in Tabelle 14 dargestellte Klassifizierung der obligaten Auenarten.

Tabelle 14: Klassifizierung der obligaten Auenarten

	Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name
Altarmarten	Hecht	<i>Esox lucius</i>
Altwasserarten	Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>
	Giebel	<i>Carassius gibelio</i>
	Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>
	Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>
	Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
	Schleie	<i>Tinca tinca</i>
	Zwergstichling	<i>Pungitius pungitius</i>
Uraltwasserarten	Karausche	<i>Carassius carassius</i>
	Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>

4.6 FISCHARTENGEMEINSCHAFTEN DER AUENGEWÄSSERTYPEN

Entsprechend der Anbindungssituation sowie der jeweiligen chemisch-physikalischen Bedingungen werden die verschiedenen Auengewässertypen von unterschiedlichen Fischartengemeinschaften besiedelt, die sich jeweils zu unterschiedlichen Teilen aus Auengästen, fakultativen und obligaten Auenarten zusammensetzen.

Von ganz besonderer Bedeutung hierbei ist die hohe Dynamik von Auen, der nicht zuletzt auch die Besiedlung der verschiedenen Auengewässer durch Fische unterworfen ist. Betrachtet man Auengewässer, insbesondere Uraltwässer im Verlauf mehrerer Jahre, wird man feststellen, dass gerade hochspezialisierte Arten nur in wenigen Jahren genau diejenigen Bedingungen finden, die sie zur Reproduktion benötigen. Dieses Phänomen wurde von DÖRFER (2000) anschaulich als „Auenlotterie“ beschrieben: In der Mehrzahl der Jahre bleibt der Reproduktionserfolg aus und gelegentlich trocknet das Gewässer vollständig aus, so dass der Fischbestand erlischt. Solche „Katastrophen“ sind charakteristisch für Auengewässer und grundsätzlich auch unbedenklich, denn in natürlichen Flussauen bilden sich Auengewässer als Ausdruck der Dynamik des Flusses regelmäßig neu, unterliegen einer stetigen Sukzession bis zur vollständigen Verlandung und werden durch neue ersetzt. Auf diese Weise ist die Aue durch Altgewässer unterschiedlichster Sukzessionsstadien charakterisiert. Diese stehen bei Hochwasserständen in Kontakt zueinander, wodurch ein regelmäßiger Austausch von Individuen ermöglicht wird. So ist die Wahrscheinlichkeit groß, dass innerhalb der Aue in einem Jahr immer einzelne Gewässer die Reproduktion der spezialisierten Auearten ermöglichen. In anderen Gewässern gelingt zwar die Reproduktion nicht, aber die dort befindlichen Exemplare überleben zumindest das Jahr, weil das Gewässer nicht austrocknet. Sie nehmen gewissermaßen eine „Parkposition“ ein und kommen im Folgejahr vielleicht in die „Gewinnposition“ weil sich dann in ihrem Gewässer genau die für die Reproduktion notwendigen Bedingungen einstellen. Ist dies der Fall, ist der Reproduktionserfolg hoch und beim nächsten Hochwasser besiedeln die Nachkommen viele benachbarte Auengewässer.

Ob ein Gewässer von spezialisierten Auenarten besiedelt wird, ist somit nicht allein von der Gewässerstruktur und der Anbindungssituation abhängig, sondern in starkem Maße auch vom Zufall. So weist dasselbe Gewässer in manchen Jahren einen großen Reproduktionserfolg auf, in anderen Jahren sind nur adulte Exemplare präsent und gelegentlich fehlt die Art vollständig. Die Zufallskomponente spielt eine umso größere Rolle, je geringer die Anzahl benachbarter Auengewässer ist. Dennoch lassen sich die Artengemeinschaften der verschiedenen Auengewässertypen eindeutig voneinander abgrenzen.

4.6.1 Fischartengemeinschaft der Altarme

Altarme bilden das Bindeglied zwischen dem Fließgewässer und seiner Aue. Sie zeichnen sich deshalb durch eine besonders artenreiche Fischbesiedlung aus, in der Faunenelemente beider Lebensraumtypen nebeneinander auftreten:

- Die Charakterart der Altarme ist der Hecht, der sich im Fluss selbst in der Regel nicht fortpflanzt, sondern hierzu angebundene Altarme nutzt. Hier findet er in nicht von der Strömung beeinflussten Uferbereichen Wasserpflanzenbestände, die ihm als Laichsubstrat und schützendes Aufwuchshabitat dienen.
- Typische Arten der Altarme sind auch die fakultativen Auenarten, die hier ihren Besiedlungsschwerpunkt innerhalb der Aue finden. Sie profitieren von der Möglichkeit, zwischen Altarm und Fluss wechseln zu können und nutzen so die unterschiedlichen Habitate zeitlich und räumlich in optimaler Weise. Altarme sind insbesondere an Bundeswasserstraßen weit weniger von gewässerstrukturellen Eingriffen betroffen als der Fluss, so dass Altarmen in der rezenten Aue häufig eine ganz besonders wichtige Funktion als Laichgewässer fakultativer Auenarten zukommt.
- Auch die Auengäste sind in großer Artenzahl in Altarmen vertreten, wo sie überwintern oder das günstige Nahrungsangebot nutzen. Die Jungfische rheoparer Arten wie Döbel, Hasel und Rapfen können hier in großer Individuendichte auftreten. Allen diesen Arten ist jedoch gemein, dass sie sich im Altarm nicht fortzupflanzen vermögen.
- Dies gilt ebenso auch für die Charakterarten der Altwässer: Sie finden in Altarmen günstig Nahrungshabitate und können hier ganzjährig überleben; zur Reproduktion aber sind sie auf isolierte Altwässer angewiesen.
- Die Uraltwasserarten hingegen sind in Altarmen nur selten anzutreffen.

4.6.2 Fischartengemeinschaft der Altwässer

In Altwässern bedingt die Isolation vom Wasserkörper des Flusses abweichende Lebensbedingungen, so dass sich die Fischartengemeinschaft grundsätzlich von derjenigen in Altarmen unterscheidet:

- Im Unterschied zum Altarm nutzen stagnophile Arten Altwässer zur Reproduktion. Als Charakterarten treten somit beispielsweise Rotfeder, Moderlieschen, Bitterling und Schleie auf.
- Ebenso sind in Altwässern weiterhin die fakultativen Auenarten sowie der Hecht vertreten und pflanzen sich hier fort.
- Zunehmend treten auch die Charakterarten der Uraltwässer auf. Allerdings nutzen sie die Altwässer nicht zur Reproduktion, sondern als Nahrungs- oder Überwinterungshabitat. Hier können sie zudem überleben wenn ihr bevorzugter Lebensraum, die Uraltwässer beispielsweise, in warmen, niederschlagsarmen Sommern austrocknen.
- Auengäste treten demgegenüber deutlich zurück: Sie können nur bei Hochwasser in die Altarme einwandern, so dass z.B. Nahrungswanderungen juveniler Cypriniden nicht möglich sind. Dies schließt nicht aus, dass einzelne Exemplare rheoparer Arten in Altwässern auftreten, doch müssen sie hier mindestens bis zum nächsten Hochwasser überdauern, bevor sie ins Fließgewässer zurück wandern können und die Gelegenheit haben, sich fortzupflanzen.

4.6.3 Fischartengemeinschaft der Uraltwässer

Bei Uraltwässern handelt es sich um Extremlebensräume, deren Fischartengemeinschaft sich durch eine reduzierte Artenzahl bei gleichzeitig zunehmendem Spezialisierungsgrad auszeichnet:

- Als Charakterarten treten in Auengewässern mit Karausche und Schlammpeitzger zwei Arten auf, die spezielle Anpassungen an die Sauerstoffmangelsituationen entwickelt haben, wie sie häufig in Uraltwässern herrschen. Nur hier sind sie in der Lage, sich fortzupflanzen.
- Weiterhin treten in den Uraltwässern auch die übrigen obligaten sowie die fakultativen Auenarten auf. Allerdings ist ihr Artenspektrum insgesamt reduziert, weil sie einem erhöhten Risiko unterliegen, Fischsterben zum Opfer zu fallen.
- Auengäste hingegen können, sollten sie bei Hochwasser in Uraltwässer geraten, dort nicht dauerhaft überleben.

4.6.4 Übersicht über die Fischartengemeinschaften

Eine Übersicht über die Verbreitung und Reproduktion der verschiedenen Artengruppen auf die Gewässertypen von Auen, wie sie in Kapitel 4.6.1 bis 4.6.3 dargestellt wurde, gibt Tabelle 15.

Tabelle 15: Verbreitung und Reproduktion der verschiedenen Artengruppen in den Gewässertypen von Flussauen

Artengruppen		Gewässertyp			
		Fluss	Altarm	Altwasser	Uraltwasser
Auenmeidende Arten					
Auengäste					
Fakultative Auenarten					
Obligate Auenarten	Altarmarten				
	Altwasserarten				
	Uraltwasserarten				
Legende		reproduktiv			
		nicht reproduktiv, häufig			
		nicht reproduktiv, weniger häufig			
		nie oder sehr selten vorkommend			

5 BEWERTUNGSANSÄTZE

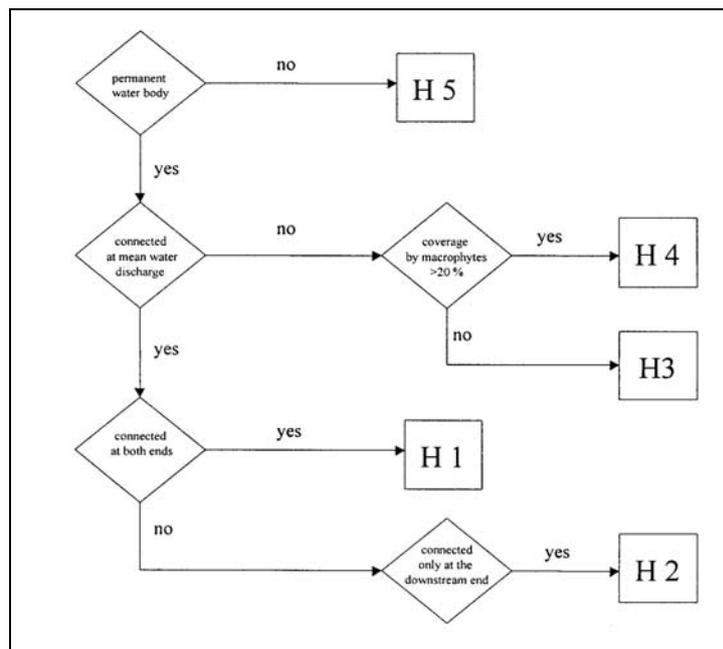
5.1 NATURSCHUTZFACHLICHE BEWERTUNG DER AUENFISCHFAUNA

5.1.1 Floodplain-Index

In Österreich wurde bereits ein System zur Bewertung von Fluss-Auen-Systemen in Hinblick auf die Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie entwickelt. In Analogie zum Fischregionsindex für Fließgewässer schlugen CHOVANEC ET AL. (2005) zu diesem Zweck den sogenannten „Floodplain-Index“ vor. Sie differenzier-ten hierzu Auengewässer in Anlehnung an AMOROS ET AL. (1987) in folgende 5 Habitattypen (Abbildung 20):

- H1 Beidseitig angebundene, permanent durchflossene Gewässer
- H2 Einseitig angebundene Gewässer
- H3 Nur bei Hochwasser angebundene Gewässer mit einem Makrophyten-Deckungsgrad von weniger als 20 %
- H4 Nur bei Hochwasser angebundene Gewässer mit einem Makrophyten-Deckungsgrad von mehr als 20 %
- H5 Gewässer ohne permanenten Wasserkörper

Abbildung 20:
Fließdiagramm von CHOVANEC
ET AL. (2005) zur Differenzie-
rung von Auen-Habitattypen



Anhand von Literaturdaten, ergänzt um Expertenwissen legten CHOVANEC ET AL. (2005) durch Verteilung von insgesamt 10 Punkten fest, wie sich die Vorkommen von Auenarten, u.a. auch Fischarten, auf diese 5 Habitattypen verteilen. Anhand der nachfolgenden Formel ermittelten sie auf dieser Basis den artspezifischen Habitatwert „Species-specific habitat value“ (HV):

$$HV = (1 \cdot H1 + 2 \cdot H2 + 3 \cdot H3 + 4 \cdot H4 + 5 \cdot H5) / 10$$

Dieser Wert gibt die mittlere Habitatpräferenz der jeweiligen Art an. Die Habitatpräferenz 1 kommt dabei Arten zu, die ausschließlich durchströmte Biotope besiedeln. Die Habitatpräferenz 5 erhalten Arten, die ausschließlich in Gewässern ohne permanenten Wasserkörper auftreten. Für alle anderen Arten errechnet sich je nach Verteilung der Punkte für die Habitatpräferenz ein Habitatwert > 1 und < 5 . So vergeben CHOVANEC ET AL. (2005) beispielsweise im Falle der Rotfeder 3 Punkte an Habitattyp H2, 4 Punkte an Habitattyp H3 und 3 Punkte an Habitattyp H4. Hieraus ergibt sich gemäß o.a. Formel:

$$HV_{\text{Rotfeder}} = (1 \cdot 0 + 2 \cdot 3 + 3 \cdot 4 + 4 \cdot 3 + 5 \cdot 0) / 10 = 3,0$$

Das Indikationsgewicht „Indication weight“ (IW) ist ein Maß für die Verteilung der Art auf die einzelnen Habitattypen, wobei das Indikationsgewicht 1 euryöke Arten bezeichnet, die gleichmäßig in allen 5 Habitattypen vorkommen, während das Indikationsgewicht 5 für stenöke Arten vergeben wird, die ausschließlich einen bestimmten der 5 Habitattypen besiedeln. Für die Rotfeder geben CHOVANEC ET AL. (2005) beispielsweise ein Indikationsgewicht von $IW = 2$ an.

Aus diesen Werten, die von WARINGER ET AL. (2005) publiziert wurden, errechnet sich der sogenannte „Floodplain-Index“ (FI) nach folgender Formel:

$$FI = \sum (HV \cdot IW) / \sum IW$$

Dieser Wert liegt zwischen 1 und 5 und gibt gemäß CHOVANEC ET AL. (2005) die Habitatpräferenz der Artengemeinschaft an, so dass sich die verschiedenen Habitattypen gemäß der in Tabelle 16 angegebenen Werte differenzieren lassen.

Tabelle 16: Indikatorwerte des Floodplain-Index für die verschiedenen Auen-Habitattypen gemäß CHOVANEC ET AL. (2005)

FI-Werte	Habitattyp
1,0 - 1,8	H1 = beidseitig angebundene, permanent durchflossene Gewässer
1,9 - 2,6	H2 = Einseitig angebundene Gewässer
2,7 - 3,4	H3 = Altwässer mit einem Makrophyten-Deckungsgrad < 20 %
3,5 - 4,2	H4 = Altwässer mit einem Makrophyten-Deckungsgrad > 20 %
4,3 - 5,0	H5 = Gewässer ohne permanenten Wasserkörper

Auf der Basis dieses Verfahrens schlagen CHOVANEC ET AL. (2005) folgende Vorgehensweise bei der Ermittlung des ökologischen Zustandes von Fluss-Auen-Systemen für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie vor:

- Zunächst wird der prozentuale Anteil von Habitaten der Typen H1 bis H5 im Referenzzustand bestimmt.
- Dann werden Bestandsaufnahmen in repräsentativen Gewässern des Untersuchungsgebietes durchgeführt und anhand der Artnachweise für jedes Gewässer der Floodplain-Index berechnet.
- Anhand der in Tabelle 16 angegebenen FI-Werte werden nun die einzelnen Gewässer den Habitattypen H1 bis H5 zugeordnet.

- Die Bewertung des ökologischen Zustandes schließlich erfolgt durch Vergleich der prozentualen Aufteilung der Gewässer auf die Habitattypen H1 bis H5 im Referenz- und im Ist-Zustand.

Die Ergebnisse dieses Verfahrens zur ökologischen Bewertung der Donau bei Klosterneuburg empfanden CHOVANEC ET AL. (2005) als plausibel, so dass sie empfahlen, es an Gewässern gleichen sowie anderen Charakters zu testen.

Diese Anregung nahmen REICHHOFF & ZUPPKE (2009) auf und ermittelten den Floodplain-Index für 42 Auengewässer der Mittelelbe anhand der Fischfauna. Fließgewässer (Habitattyp H1) wurden hierbei nicht betrachtet und auch temporäre Stillgewässer (Habitattyp H5) blieben unberücksichtigt, weil sie natürlicherweise nicht von Fischen besiedelt sind. Entsprechend ordneten sie die untersuchten Auengewässer anhand vegetationskundlich-struktureller Merkmale folgenden 3 Typen zu:

- Initiale Altwasserphase / (H2)
- Optimale Altwasserphase / (H3)
- Terminale Altwasserphase / (H4)

Darüber hinaus errechneten sie anhand von Fischbestandsdaten der untersuchten 42 Auengewässer jeweils gemäß der Methode von CHOVANEC ET AL. (2005) anhand der Indexwerte von WARINGER ET AL. (2005) den Floodplain-Index. Die Ergebnisse sind in Abbildung 21 dargestellt. Zum Vergleich sind darüber hinaus die Wertebereiche des Floodplain-Index der Habitattypen H2 bis H4 gemäß CHOVANEC ET AL. (2005) (Tabelle 17) dargestellt.

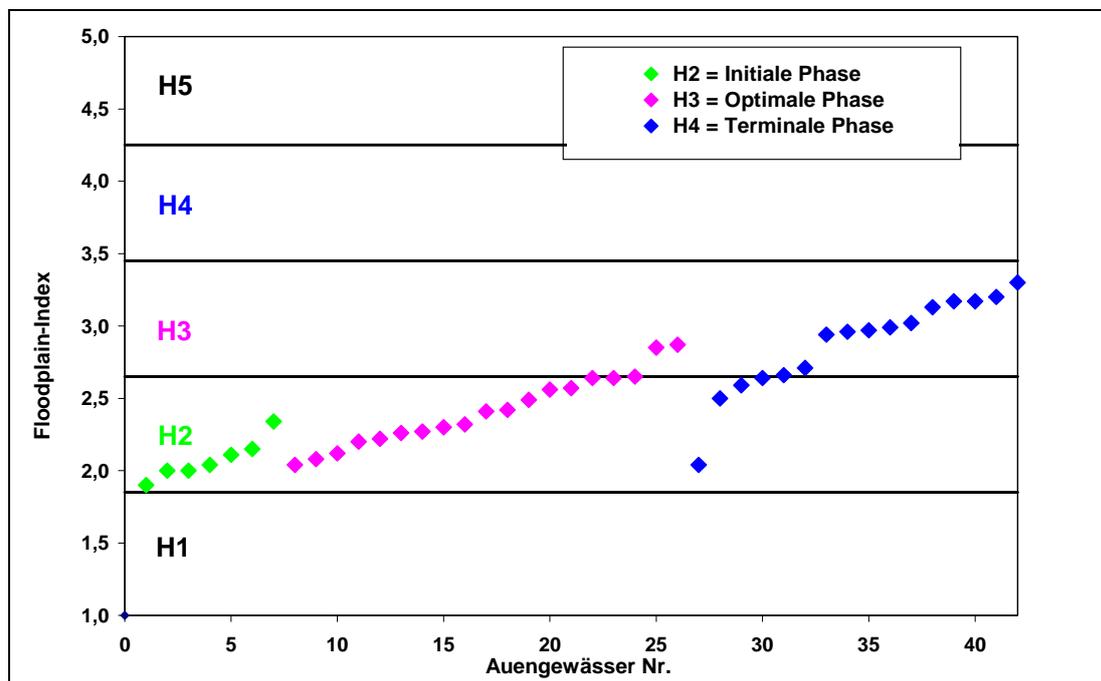


Abbildung 21: Floodplain-Index der von REICHHOFF & ZUPPKE (2009) untersuchten Auengewässer im Elbe-Einzugsgebiet im Vergleich mit der Spannweite der Indikatorwerte für die einzelnen Auengewässertypen gemäß CHOVANEC ET AL. (2005) (Tabelle 16)

Hierbei zeigt sich, dass die auf der Basis von Fischbestandsdaten ermittelten Floodplain-Indices nur im Falle des Habitattyps H2 tatsächlich in den von CHOVANEC ET AL. (2005) angegebenen Wertebereich von 1,9 bis 2,6 fallen. Bei Auengewässern des Habitattyps H3 hingegen stimmen die berechneten Indices nur zu 26 % mit dem entsprechenden Wertebereich von 2,7 bis 3,4 überein und kein einziges Auengewässer des Habitattyps H4 erreicht tatsächlich die entsprechenden Werte $\geq 3,5$ (Tabelle 17).

Tabelle 17: Floodplain-Indices von Auengewässern der Mittelelbe der Habitattypen H2 bis H4 nach REICHHOFF & ZUPPKE (2009) im Vergleich mit den von CHOVANEC ET AL. (2005) vorgegebenen Wertebereichen

Typ	FI-Wertebereich gemäß CHOVANEC ET AL. (2005)	Indexwerte nach REICHHOFF & ZUPPKE (2009)	Anteil Übereinstimmungen
H2	1,9 bis 2,6	1,90 bis 2,34	100 %
H3	2,6 bis 3,4	2,04 bis 2,87	26 %
H4	3,5 bis 4,2	2,04 bis 3,30	0 %

Diese Diskrepanzen erklären REICHHOFF & ZUPPKE (2009) wie folgt: *„Der Bestand und die Zusammensetzung der Fischzönosen reagieren verzögert auf die Gewässersukzession und die Alterung, insbesondere wenn die Altwasser regelmäßig bei Hochwasser überflutet werden. So können flusstypische Fischarten, die auf strömendes Wasser angewiesen sind, durch Verdriftung bei Hochwasser bis weit in die Optimalphase in den Altwässern angetroffen werden. Ihr Vorkommen in den Altwässern ist aber nicht beständig, Vermehrung erfolgt hier nicht“.*

In der Tat ist es ein wesentlicher Nachteil des Floodplain-Index, dass jede nachgewiesene Art in die Berechnung eingeht, unabhängig von ihrer Häufigkeit und ob sie sich fortpflanzt. Darüber hinaus weist dieser Verfahrensvorschlag weitere Aspekte auf, die eine Anwendung nicht ratsam erscheinen lassen:

- Die Ermittlung des artspezifischen Indexwertes HV und des Gewichtungsfaktors IW beruht auf Expertenwissen. Sie ist somit weder transparent, noch nachvollziehbar und überprüfbar.
- Der Indexwert ist völlig unabhängig von der Anzahl der nachgewiesenen Arten. Faunistisch völlig verarmte Gewässer können denselben Wert erreichen wie solche mit artenreicher Ichthyozönose.
- Nahezu unberücksichtigt bleibt der unterschiedliche Spezialisierungsgrad der Fischarten, so dass Ubiquisten das Ergebnis der Bewertung dominieren, auch wenn ihnen ein geringerer IW-Wert zugeordnet wurde, als spezialisierten Auenarten.

Entscheidend für die Frage der Einsetzbarkeit ist schließlich, dass der Floodplain-Index in der von CHOVANEC ET AL. (2005) veröffentlichten Form gar kein Instrument zur ökologischen Bewertung von Auen ist. Er wird nämlich nicht dazu eingesetzt,

Fischbestände oder Auen oder Fluss-Auen-Systeme ökologisch zu bewerten, sondern er dient ausschließlich dazu, anhand faunistischer Daten eine Zuordnung von Gewässern zu den Typen H1 bis H5 zu treffen. Dies aber ist überflüssig, denn die Zuordnung ist präziser anhand vegetationskundlich-gewässerstruktureller Merkmale möglich, wie dies von CHOVANEC ET AL. (2005) selbst in einem Fließdiagramm dargestellt wurde (Abbildung 20) und durch REICHHOFF & ZUPPKE (2009) bei deren Untersuchung an der Mittelelbe erfolgte.

Die eigentliche Bewertung des ökologischen Zustandes der Aue erfolgt nach CHOVANEC ET AL. (2005) ausschließlich anhand eines Vergleichs der Anteile der Habitattypen H1 bis H5 im Ist- und im Referenzzustand, also ausschließlich anhand einer Kategorisierung struktureller Parameter. Der „Umweg“ der Bestimmung des Habitattyps anhand der Fischfauna ist deshalb gar nicht notwendig und zudem, wie die Befunde von REICHHOFF & ZUPPKE (2009) von der Mittelelbe zeigen, fehlerbehaftet.

Insgesamt ist der Floodplain-Index somit nicht als Instrument zur ökologischen Bewertung von Auen und vor allem deren Besiedlung geeignet. Entsprechend erscheint es notwendig, andere Bewertungsverfahren zu entwickeln, um die Fischfauna adäquat in die ökologische Bewertung von Auen einzubeziehen.

5.1.2 Bewertung anhand des Arteninventars

Derjenige Parameter, der vergleichsweise leicht und zuverlässig im Freiland bestimmbar ist, ist das Inventar der in einem Auengewässer vorkommenden Fischarten. Weil die Bewertung der Fließgewässerfischfauna gemäß EG-WRRL in Deutschland anhand des Bewertungsverfahrens fiBS (DUSSLING 2009) ohne adäquate Berücksichtigung der Auenarten erfolgt, forderte bereits WOLTER (2006): *„Zur fischbasierten ökologischen Gewässerbewertung gemäß WRRL wird deshalb vorerst ein pragmatischer Lösungsansatz vorgeschlagen, Hauptstrom und Aue getrennt zu bewerten, wobei sich die Bewertung der Auengewässer auf die dort typischen Fischarten beschränkt.“*

Dies erscheint absolut plausibel und insofern sollte sich die Bewertung der Auenfischfauna auf die in Kapitel 4.4 ausgewiesenen typischen Auenarten und hier wiederum auf reproduktive Vorkommen konzentrieren. Besonderes Gewicht ist dabei auf die obligaten Auenarten zu legen, da sie zur Arterhaltung zwingend an Auengewässer gebunden sind. Der höchste Indikatorwert kommt den Charakterarten der Uraltwässer zu, da sie spezifische Anpassungen an diesen Extremlebensraum entwickelt haben.

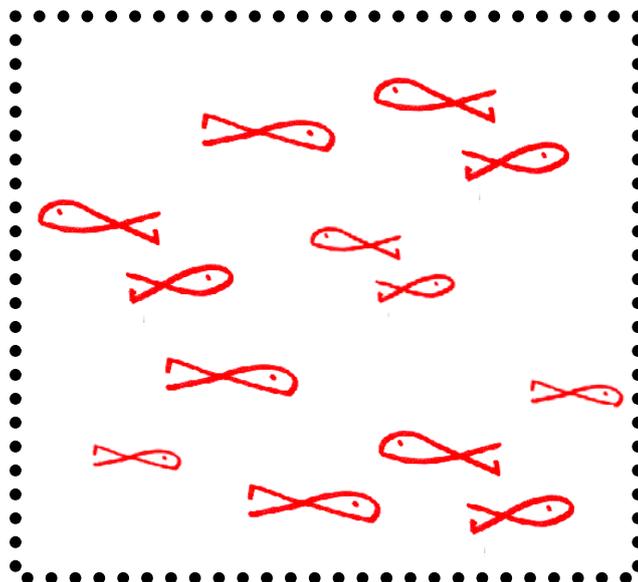
Von nachgeordneter Bedeutung hingegen sind die fakultativen Auenarten (Tabelle 12) und erst recht die Auengäste (Tabelle 11), da sie nicht an Auengewässer gebunden sind, sondern auch ohne deren Vorhandensein zu überleben vermögen. Dennoch wurde Auengewässern bezüglich dieser Arten gelegentlich eine große Bedeutung zugeschrieben. Nach FREYHOF (1998) ist beispielsweise ein Altarm im Unterlauf der Sieg das einzige Überwinterungshabitat der Nase im gesamten Einzugsgebiet, in dem Jungfische der Altersstufe 0+ den Winter zu überleben vermögen. BUNZEL-DRÜKE ET AL. (2004) gehen davon aus, dass die Verfügbarkeit

von Altwässern eine entscheidende Voraussetzung für das Überleben von Quappenlarven in der Lippe sind. Derartige Spezialfälle, die aus anderen Gewässersystemen bislang nicht beschrieben sind, bleiben bei einer Bewertung auf der Basis obligater Auenarten freilich unberücksichtigt.

5.1.3 Berücksichtigung quantitativer Parameter bei der Bewertung

Gemäß EG-WRRL ist der ökologische Zustand der Fischfauna u.a. auch anhand quantitativer Parameter zu ermitteln. Explizit genannt wird die **Abundanz**. Hierunter versteht man die Anzahl der Individuen einer Art, bezogen auf eine Raum- oder Flächeneinheit (Abbildung 22). Der Raumbezug ist vor allem bei Mikroorganismen, z.B. Bakterien in wässrigen Medien üblich, während Abundanzen in der terrestrischen Ökologie, aber auch in der Fischereibiologie in der Regel auf eine Fläche bzw. eine Wasserfläche bezogen werden. Die Abundanz von Fischen wird somit in Individuen pro m² oder ha angegeben.

Abbildung 22:
Die Abundanz ist ein artspezifisches Merkmal und wird in der Regel in Individuen pro Fläche angegeben



Während sich die Abundanz terrestrischer Arten bei entsprechendem Aufwand relativ zuverlässig ermitteln lässt, stößt dies bei Fischen auf erhebliche Schwierigkeiten. Dies ist nicht nur darin begründet, dass sich Fische der direkten Beobachtung entziehen. Hinzu kommt, dass es sich bei den einheimischen Fischen in der Regel um sogenannte „R-Strategen“ handelt, die im Gegensatz zu den verhältnismäßig nachkommenarmen „K-Strategen“ keine Brutpflege betreiben bzw. diese nur den Eiern, nicht aber den Larven und Jungfischen angedeihen lassen. Die hierdurch bedingte hohe Mortalität der frühen Entwicklungsstadien wird durch eine entsprechend hohe Reproduktionsrate ausgeglichen. So hat der Bitterling, dessen Eier sich ungefährdet im Kiemenraum von Muscheln entwickeln sowie das Brutpflege betreibende Moderlieschen mit 100 bis 200 sehr geringe Eizahlen. Andere Auenarten wie Rotfeder und Hecht, deren Eier ungeschützt an der Oberfläche verschiede-

ner Substrate abgelaicht werden, produzieren typischerweise Eizahlen von 100.000 bis 1.000.000.

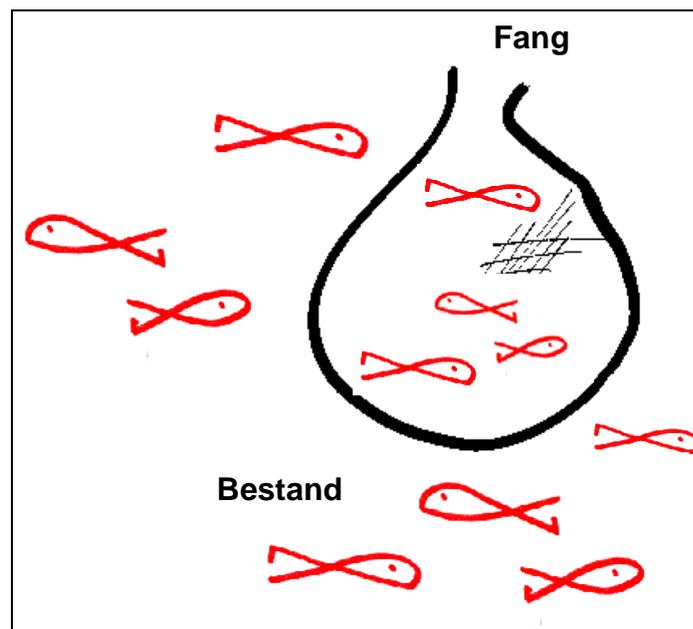
Aus dieser Reproduktionsstrategie folgt, dass die ungeschützten Brütlinge und Jungfische einem sehr hohen Mortalitätsrisiko unterliegen. Kurz nach dem Schlupf werden somit sehr hohe Abundanzen erreicht, die sich jedoch rasch, in der Regel exponentiell, reduzieren. Entsprechend schwanken die Abundanzen einer Art im Jahresverlauf, auch in anthropogen unbeeinträchtigten Gewässern, häufig um mehrere Zehnerpotenzen. Auch von Jahr zu Jahr kann die Abundanz von Fischarten erheblichen Fluktuationen unterworfen sein. Dies resultiert aus unterschiedlichen Umwelt- und Aufwuchsbedingungen während der Laichzeit, die den saisonalen Reproduktionserfolg und damit die Jahrgangsstärken beeinflussen, ohne dass dies auf anthropogene Einflüsse zurückzuführen wäre.

Die Abundanz ist somit kein konstanter Wert, sondern sie schwankt in so starkem Maße in Abhängigkeit vom Erfassungszeitpunkt, dass ihr Indikationswert äußerst gering ist.

Unabhängig von diesen natürlichen Phänomenen, die die Abundanz von Fischen beeinflussen, bestehen erhebliche methodische Probleme, die eine Quantifizierung erschweren. Herkömmliche Elektrofischungen ergeben in Abhängigkeit von der Gewässergroße und anderen fangbeeinflussenden Faktoren bestenfalls halbquantitative Ergebnisse, zumal selbst in sehr kleinen Gewässern nicht alle Individuen erfasst werden. Entsprechend weicht das Fangergebnis generell, in Abhängigkeit von der erzielten **Fangquote**, mehr oder weniger stark vom realen Bestand ab (Abbildung 23). Dieser errechnet sich nach der Formel:

$$\text{Bestand}_{\text{real}} = \frac{\text{Fang}}{\text{Fangquote}}$$

Abbildung 23:
Der Fang repräsentiert bei
Elektrofischungen
immer nur eine Teilmenge
des Bestandes



Die Fangquote kann hierbei einen Wert zwischen 0 und 1 annehmen. Wie hoch sie tatsächlich ist, lässt sich jedoch im Regelfall nicht ermitteln. Um Fischbestände dennoch quantitativ erfassen zu können, wurden in vergangenen Jahrzehnten gelegentlich Fischgifte wie Kupfervitriol, Toxaphen oder Rotenon eingesetzt. So ermittelte beispielsweise BALON (1966) die exakte Abundanz der Fische in einem 0,5 ha großen Altwasser der Donau, indem er 128.719 Individuen vergiftete, einsammelte, nach Arten bestimmte, vermaß und wog. Dass sich der Einsatz derartiger Methoden heute verbietet, muss nicht besonders betont werden.

Um zumindest das **Gewicht** von Fischbeständen zu quantifizieren, wurden zahlreiche Versuche mit methodischen Modifikationen der Elektrofischerei unternommen. Unter bestimmten Rahmenbedingungen ist dies mit der sogenannten De-Lury-Methode nach LIBOSVARSKY (1962) möglich. Mittels dieser Technik kann durch dreimalige Elektrobefischung derselben Probestrecke, wobei die gefangenen Fische jeweils entnommen werden, auf das Gewicht des Fischbestandes hochgerechnet werden. Relativ zuverlässig lässt sich die De-Lury-Methode anwenden, um das Gesamtgewicht von Fischbeständen in bewatbaren Fließgewässern bis ca. 10 m Breite zu ermitteln. Bei systematischen Fischbestandsuntersuchungen in der Ahr (Rheinland-Pfalz) ergab sich jedoch, dass die Fangquote selbst hierbei nicht reproduzierbar und damit auch nicht vorhersagbar ist: Sowohl bei der zeitgleichen Befischung verschiedener, vergleichbarer Probestrecken am selben Gewässer, als auch bei mehrmaligen Befischungen der selben Probestrecke schwankte die Fangquote des ersten Befischungsdurchgangs jeweils zwischen ca. 30 und 80 % (Abbildung 24), ohne dass eine Korrelation mit der Morphologie des Gewässerabschnittes, den Abflussverhältnissen, der Leitfähigkeit oder anderen Faktoren erkennbar wäre (SCHWEVERS & ADAM 2005).

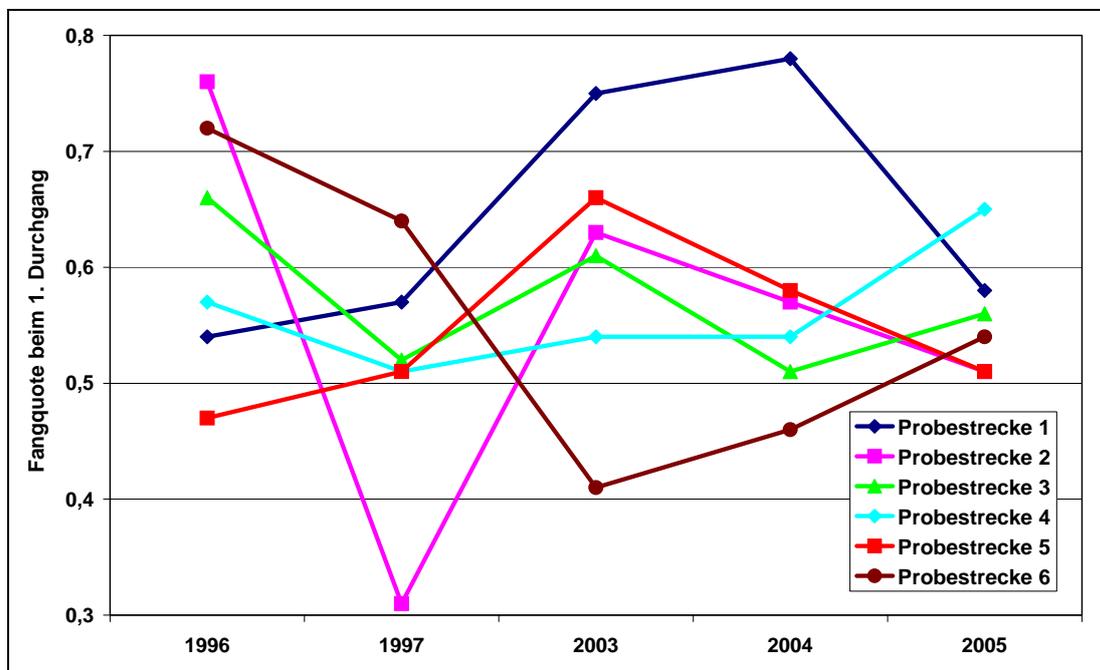


Abbildung 24: Fangquote beim 1. Durchgang von Elektrobefischungen an den gleichen 6 Probestellen in der Ahr zu 5 unterschiedlichen Befischungsterminen (nach Daten von SCHWEVERS & ADAM 2005)

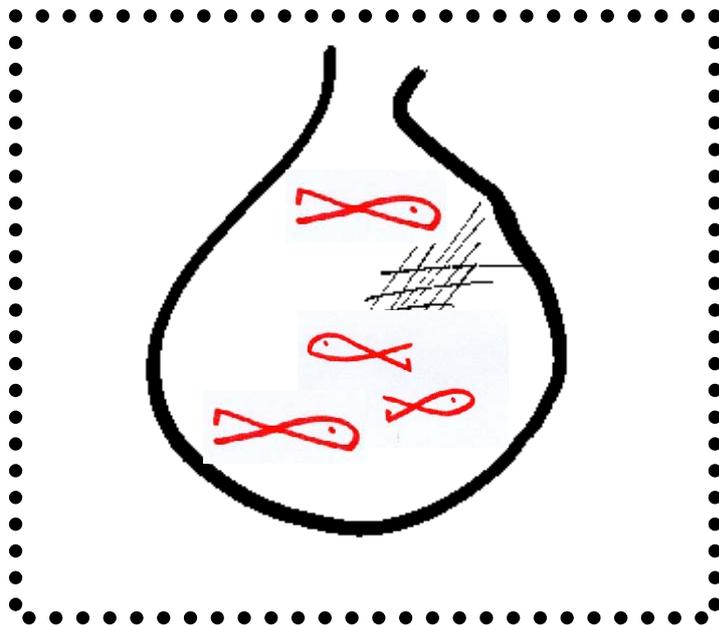
Darüber hinaus ergab sich, dass die Fangquote selbst in bewatbaren Gewässern von 8 bis 12 m Breite und beim Einsatz von zwei Elektrofängergeräten so gering sein kann, dass das Fangergebnis nicht von Durchgang zu Durchgang abnimmt und die De-Lury-Methode deshalb nicht anwendbar ist. Generell nicht einsetzbar ist diese Methode in allen Gewässern, die zu tief oder zu schlammig sind, um bewatet werden können, also z.B. in Auengewässern.

Diese Befunde verdeutlichen, dass es nicht möglich ist, durch Verrechnung des Fangergebnisses mit einer geschätzten Fangquote auf das Gesamtgewicht hochzurechnen, wie dies z.B. im „Merkblatt für die praktische Anwendung der Elektrofischerei in Binnengewässern“ vorgesehen ist (BANKSTAHL 1997).

Aufgrund der methodischen Schwierigkeiten zur Ermittlung der Abundanz ist es in der Fischereibiologie üblich die **relative Häufigkeit** als quantitativen Parameter zur Beschreibung von Fischpopulationen zu verwenden. In der internationalen Literatur hat sich hierfür der von RICKER (1940) geprägte Begriff CPUE = „Catch per unit effort“ etabliert. Dieser bezeichnet die Anzahl oder das Gewicht von Fischen eines Bestandes, die bei standardisierter Methodik und konstantem Aufwand nachgewiesen werden (Abbildung 25).

Hierbei ist es üblich, den Aufwand entweder zeitlich oder räumlich zu standardisieren, also z.B. eine konstante Zeitdauer zugrunde zu legen oder eine festgelegte Strecke entlang des Ufers zu befischen. Auf diese Weise erhält man quantitative Werte, die einen direkten Vergleich unterschiedlicher Probenahmeorte oder -zeitpunkte ermöglichen.

Abbildung 25:
Der CPUE bezeichnet den
Fang, der innerhalb einer
bestimmten Zeit- oder
Raumeinheit erzielt wurde



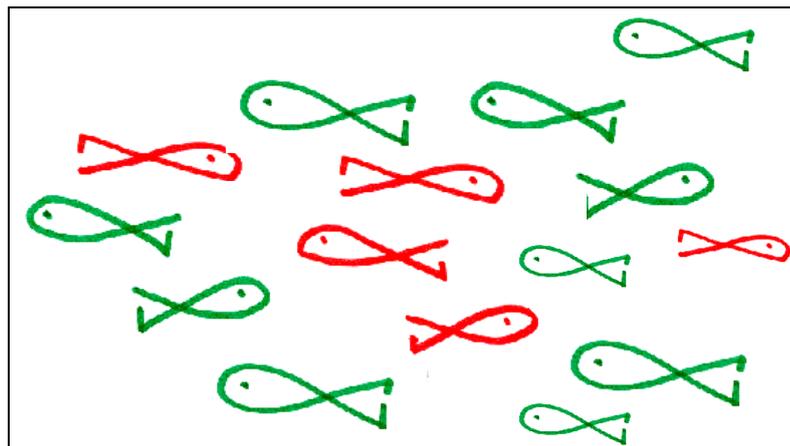
Der wesentliche Unterschied zur Abundanz ist, dass die Fangquote bei CPUE-Werten unberücksichtigt bleibt. Insofern sind die ermittelten Daten, auch bei standardisierter Methodik, nicht ausschließlich von der Abundanz abhängig, sondern darüber hinaus auch von einer Fülle verschiedener Umweltfaktoren, z.B.:

- Leitfähigkeit des Wassers,
- Wassertemperatur,
- Wassertiefe,
- Sichttiefe,
- Strömung,
- Uferstruktur,
- Jahres- und Tageszeit.

Die in Abbildung 24 aufgeführten Fangquoten von Elektrofischungen, die mit standardisierten Methoden an topographisch genau festgelegten, jeweils 100 m langen Probestrecken in Fließgewässern durchgeführt wurden zeigen auf, dass die Nachweisquote des Gesamtgewichts selbst in 10 bis 12 m breiten, bewatbaren Gewässern zwischen 30 und 80 % schwankt. Eine noch wesentlich größere Schwankungsbreite ergibt sich bei Betrachtung einzelner Arten sowie bezüglich der Individuenzahl. Dies bedeutet, dass die Fangquote in der Realität häufig, insbesondere bei Altgewässern, die nur vom Boot aus befischbar sind, CPUE-Werte in wesentlich stärkerem Maße beeinflusst als die realen Abundanzen, die ihrerseits beträchtlichen Fluktuationen unterworfen sind.

Die **Dominanz** bezeichnet den prozentualen Anteil der Individuen einer Art an der Gesamtindividuenzahl einer Lebensgemeinschaft (Abbildung 26).

Abbildung 26:
Die Dominanz
bezeichnet den Anteil
einer Art am
Gesamtbestand in [%]

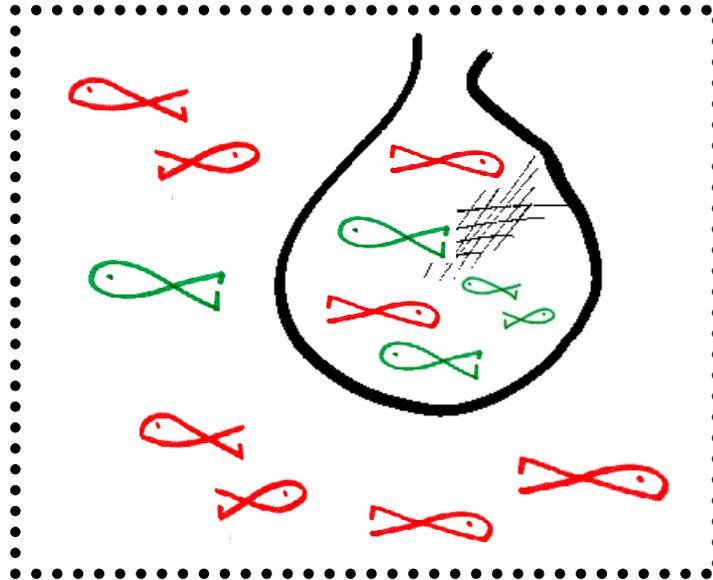


Es handelt sich somit um die relative Abundanz einer Art. Insofern gelten für die Ermittlung der Dominanz dieselben Probleme und Einschränkungen wie für die Abundanz (s. o.):

- methodisch bedingt ist die Ermittlung der Dominanz in der Regel nicht möglich und
- sie ist im Jahresverlauf extrem starken Schwankungen unterworfen.

Um diese Probleme zu umgehen, wird die Dominanz häufig nicht für den tatsächlichen Bestand, sondern lediglich für den Fang ermittelt (Abbildung 27).

Abbildung 27:
Die Dominanz des Fanges weicht in mehr oder weniger starkem Maße von der tatsächlichen Dominanz des Bestandes ab



Im Gegensatz zur Abundanz weist die Dominanz keinen Flächenbezug auf. Sie ist somit unabhängig von Bestandsgrößen und Besiedlungsdichten: Es spielt keine Rolle, ob ein Gewässer in großer Dichte von Fischen besiedelt ist, oder nur von wenigen Exemplaren. Solange die Relation zwischen den Individuenzahlen der Arten unverändert bleibt, ändert sich auch nichts an den Dominanzverhältnissen. Andererseits kann sich die Dominanz einer Art allein dadurch reduzieren, dass die Bestände anderer Arten z.B. aufgrund besonders günstiger Reproduktionsbedingungen zunehmen.

Insofern bildet die Dominanz keine bessere Bewertungsgrundlage für Fischbestände als die Abundanz, sondern ohne substantiellen Zugewinn an Informationen gehen relevante Daten verloren.

Insgesamt sind somit alle o. a. quantitativen Parameter zur Beschreibung von Fischartengesellschaften mit großen Unsicherheiten verbunden. Im speziellen gilt dies für nicht bewatbare Gewässer wie Auengewässer. Entsprechend können quantitative Parameter, auch wenn dies in der EG-WRRRL so gefordert wird, nicht als Grundlage für die Bewertung der Fischfauna von Auen empfohlen werden.

5.1.4 Skizze eines Bewertungsverfahrens für die Auenfischfauna

Grundsätzlich sollte eine Bewertung der Auenfischfauna referenzbasiert erfolgen, wie dies von der EG-WRRL generell für sämtliche Qualitätskriterien und Gewässer gefordert wird. Es ist somit zunächst der vom Menschen weitgehend unbeeinflusste Naturzustand zu definieren und die Bewertung erfolgt dann anhand der Abweichung des Ist-Zustandes von dieser Referenz.

Im anthropogen unbeeinflussten Referenzzustand weisen Auengewässer je nach Typ eine sehr unterschiedliche Fischartenbesiedlung auf, wobei die hochspezialisierten Arten und insbesondere deren Reproduktionshabitate weitgehend auf die Uraltwässer beschränkt sind. Bei einer referenzbasierten Bewertung von Einzelgewässern können Altarme und Altwässer eine optimale Bewertung erhalten, auf Uraltgewässer angewiesene spezialisierte Arten können jedoch in der gesamten Aue ausgestorben sein. Dies führt dann zu einer Verfälschung des Ergebnisses, wenn anschließend die Gesamtbewertung der Aue anhand einer Verrechnung der Einzelbewertungen, z.B. durch Mittelwertbildung erfolgt, wie dies bei der Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern praktiziert wird. Deshalb ist es notwendig, die Aue bei der Bewertung ihrer Fischfauna großräumig zu betrachten und die Bewertung für die Gesamtheit der Auengewässer durchzuführen.

5.1.4.1 Referenzerstellung

Es ist zunächst ein Referenzzustand für die gesamte Aue zu ermitteln, indem die Anzahl N von Auengewässern der unterschiedlichen Typen im vom Menschen unbeeinflussten Zustand der Aue festgelegt werden. Dies könnte beispielsweise durch Präzisierung der von KOENZEN (2005) formulierten Leitbilder allgemein für die verschiedenen Auentypen erfolgen. Denkbar wäre aber auch eine Festlegung für den Einzelfall, wie dies von CHOVANEC ET AL. (2005) anhand historischer Informationen für die Donau bei Klosterneuburg praktiziert wurde.

Allerdings ist zu berücksichtigen, dass auch natürlicherweise nicht alle Arten in sämtlichen potentiell geeigneten Auengewässern vertreten sind, sondern speziell die Uraltwässer aufgrund episodischer Fischsterben ein eingeschränktes Arteninventar aufweisen. Der prozentuale Anteil der potentiell geeigneten Gewässer, in denen eine Art tatsächlich vorkommt, ist artspezifisch unterschiedlich und lässt sich durch systematische Fischbestandsuntersuchungen in intakten Auen ermitteln. Er kann in Anlehnung an die Pflanzensoziologie als Stetigkeit S bezeichnet werden (WILMANN 1984). Entsprechend ergibt sich die Anzahl $[n]$ der im Referenzzustand in der Aue vorhandenen Vorkommen einer Art nach der Formel

$$n = N * S$$

Darüber hinaus pflanzt sich nicht jede Auenart in jedem Jahr in sämtlichen potentiell geeigneten Gewässern tatsächlich fort. Entsprechend könnten diese Werte anhand der Fischartenvorkommen in intakten Auen jeweils separat für reproduktive und nicht reproduktive Vorkommen ermittelt werden.

Fiktive Beispiele für den Referenzzustand der Häufigkeit einer Uraltwasser- und einer Altarmart anhand der Häufigkeit der verschiedenen Auengewässertypen sowie der Stetigkeit sind in Tabelle 18 angegeben. In diesem Beispiel wären von den 96 Auengewässern im Referenzzustand insgesamt 21 von der Uraltwasserart besiedelt, lediglich 6 Vorkommen wären reproduktiv. Die Altarmart wäre mit insgesamt 84 Vorkommen und 60 reproduktiven Beständen natürlicherweise wesentlich weiter verbreitet.

Tabelle 18: Fiktive Beispiele für die Ermittlung der Häufigkeit einer Altarm- und einer Uraltwasserart im Referenzzustand

	Referenzzustand der Aue	Stetigkeit der Art		Referenzzustand der Art	
	N	S _{gesamt}	S _{reproduktiv}	n _{gesamt}	n _{reproduktiv}
	Uraltwasserart				
Altarme	60	0,00	0,00	0	0
Altwässer	24	0,50	0,00	12	0
Uraltwässer	12	0,75	0,50	9	6
Summe	96			21	6
	Altarmart				
Altarme	60	1	0,75	60	45
Altwässer	24	0,75	0,5	18	12
Uraltwässer	12	0,5	0,25	6	3
Summe	96			84	60

Die im Referenzzustand besiedelte Fläche [f] könnte ggf. analog aus der Gesamtfläche der jeweiligen Gewässertypen und der jeweiligen Stetigkeit ermittelt werden:

$$f = F * S$$

5.1.4.2 Erfassung des Ist-Zustandes

Um einen vollständigen Überblick über die Fischfauna zu erhalten, ist es notwendig sämtliche Auengewässer zu beproben. Je kleiner die Stichprobe, umso größer wird auch bei repräsentativer Auswahl die Abweichung der Befunde von der tatsächlichen Ist-Situation.

Zur effektiven und schonenden Erfassung der Fischfauna in Auengewässern ist vor allem die Elektrofischerei geeignet. Ergänzt werden kann sie in großen Auengewässern z.B. durch Zugnetzfischerei. Wichtig ist, dass alle Habitattypen und Strukturen des Gewässers befischt werden, so dass möglichst das gesamte Artenspektrum nachgewiesen wird.

Darüber hinaus ist es notwendig den Altersaufbau zu erfassen, also die Verteilung der Individuen auf die verschiedenen Jahrgänge. Dies erfolgt anhand des Größenspektrums. Einheimische Fische pflanzen sich in der Regel 1 mal jährlich fort, wobei das Zeitfenster für die Reproduktion u.a. über die Wassertemperatur gesteuert wird. Die Laichzeit beschränkt sich somit in der Regel auf einen wenige Tage oder allenfalls Wochen umfassenden Zeitraum des Jahres. Infolge dessen sind alle Individuen eines Jahrgangs fast exakt gleich alt und jeweils relativ genau 365 Tage älter als der darauf folgende Jahrgang. Weil das Wachstum der einzelnen Exemplare vergleichbar ist, weisen alle Exemplare eines Jahrganges eine ähnliche Größe auf, die sich deutlich von derjenigen der älteren und der jüngeren Jahrgänge unterscheidet.

Die Größe eines Fisches korreliert somit mit seinem Alter und aus diesem Grunde lässt sich der Altersaufbau eines Fischbestandes anhand von Längenvermessungen analysieren. Dies bezieht sich jedoch grundsätzlich nicht auf den Gesamtbestand, sondern immer nur auf eine bestimmte Art, denn:

- Unterschiedliche Arten wachsen unterschiedlich rasch. So erreichen beispielsweise Schleien im ersten Lebensjahr eine maximale Gesamtlänge von weniger als 10 cm, während gleich alte Hechte bei guter Nahrungsversorgung eine Länge von mehr als 30 cm aufweisen können.
- Auch die Lebenserwartung von Fischen ist in starkem Maße artabhängig. Während Kleinfische wie Stichling und Moderlieschen ein Alter von maximal 3 Jahren erreichen, kann das Alter kapitaler Karpfen, Welse und anderer großwüchsiger Arten viele Jahrzehnte betragen.

Werden im Rahmen der Fischbestandsaufnahme alle registrierten Exemplare auf mindestens 1 cm genau vermessen und die Anzahl der Individuen pro Größengruppe in einem so genannten Längenfrequenzdiagramm dargestellt, lässt sich der Altersaufbau einer Population anschaulich darstellen (Abbildung 28).

Anhand eines Längenfrequenzdiagramms lassen sich vor allem die ersten Jahrgänge deutlich voneinander differenzieren. Hierbei werden in der Regel folgende Jahrgangsbezeichnungen verwandt:

- 0⁺: Jungfische, die weniger als 1 Jahr alt sind
- 1⁺: Fische, die mehr als ein Jahr alt sind, das zweite Lebensjahr aber noch nicht vollendet haben
- 2⁺: Fische, die mehr als zwei Jahre alt sind, das dritte Lebensjahr aber noch nicht vollendet haben etc.

Die heimischen Fischarten sind überwiegend sogenannte „r-Strategen“, die eine große Zahl von Nachkommen produzieren. Entsprechend hoch ist die Mortalität, so dass die Jahrgangsstärke von Jahrgang zu Jahrgang abnimmt. Infolge dessen werden Fischpopulationen natürlicherweise sehr stark von den Jungfischen dominiert.

Je älter die Fische werden, umso langsamer wachsen sie, so dass die mittlere Größe eines Jahrgangs im Jahresverlauf nur noch geringfügig zunimmt. Bei älteren Fischen führt dies dazu, dass die größten Exemplare eines Jahrgangs bereits gleich groß oder sogar größer sein können, als die kleinsten Exemplare des vorangegangenen Jahrganges. Aus diesem Grunde werden die Grenzen zwischen den Jahrgängen im Längenfrequenzdiagramm mit zunehmendem Alter undeutlicher, bis sie schließlich ganz verschwinden. Wesentlich für die Analyse des Populationsaufbaus aber sind vor allem die ersten Jahrgänge, so dass die Genauigkeit der Längenfrequenzanalyse in der Regel für die Ermittlung der Altersstruktur vollkommen ausreicht. Zur Veranschaulichung ist in Abbildung 28 beispielhaft die summarische Längenfrequenz der Schleie an 60 Probestellen in Auengewässern der Fulda dargestellt, sowie an 281 Fließgewässer-Probestellen desselben Flusses (SCHWEVERS ET AL. 2002):

- Hierbei bestätigt sich zunächst die Charakterisierung der Schleie als stagnophile Art: An den 60 Probestellen in Auengewässern wurden weit mehr Exemplare nachgewiesen, als an der vierfachen Zahl von Probestellen im Fließgewässer.
- Die Bestände der Auengewässer werden von Exemplaren bis etwa 11 cm Gesamtlänge dominiert. Hierbei handelt es sich um die Jungfische der Jahrgangsstufen 0⁺ (2 bis 5 cm) und 1⁺ (6 bis 11 cm). Dies belegt, dass sich die Schleie in vielen der untersuchten Auengewässer reproduziert. Eine weitere Differenzierung wäre bei Darstellung der Längenfrequenzdiagramme für die einzelnen Gewässer möglich. Dass die Jahrgangsstufe 1⁺ in größerer Zahl registriert wurde, ist auf die eingeschränkte Nachweisbarkeit und entsprechend geringe Fangquote der nur wenige Zentimeter langen Exemplare der Jahrgangsstufe 0⁺ zurückzuführen.
- An sämtlichen Probestellen im Fließgewässer Fulda hingegen wurden fast ausschließlich Schleien ab 20 cm Länge registriert. Hier ist eine Reproduktion der Schleie somit zuverlässig auszuschließen. Die Bestände rekrutieren sich stattdessen aus Abwanderung aus den Auengewässern sowie aus dem Besatz der Fischereivereine.

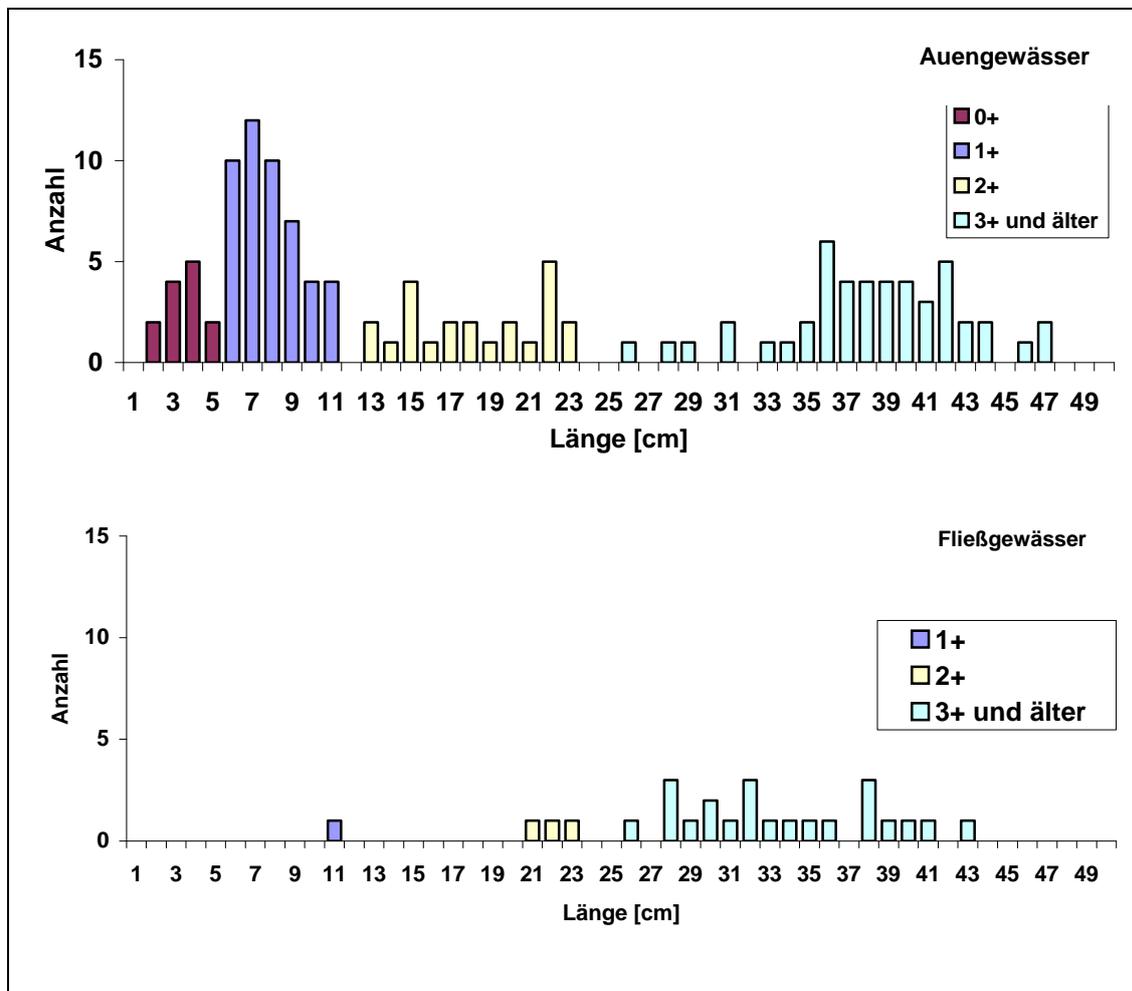


Abbildung 28: Längenfrequenz der Schleie in der Fuldaaue, differenziert nach Vorkommen in Auengewässern und im Fließgewässer (SCHWEVERS ET AL. 2002)

5.1.4.3 Bewertung

Auengewässer werden in Deutschland im Rahmen der Umsetzung der EG-WRRL bislang nicht als Bestandteil des Fließgewässers betrachtet. Auch bei den Stillgewässern bleiben sie weitgehend unberücksichtigt, weil fast alle Auengewässer kleiner sind als 50 ha und damit unterhalb der Erfassungsgrenze liegen. Dennoch sollte die ökologische Bewertung der Fischfauna von Auen möglichst kompatibel zu den Vorgaben der EG-WRRL erfolgen. Diese gibt als Kriterien für die Bewertung folgende Parameter vor:

- Zusammensetzung,
- Abundanz und
- Altersstruktur.

Während die Zusammensetzung der Fischfauna, also das Arteninventar zuverlässig zu ermitteln ist (Kapitel 5.1.2) und auch der Altersaufbau analysiert werden kann (Kapitel 5.1.4.2), erweist sich die Abundanz als wenig aussagekräftige und nicht quantifizierbare populationsbiologische Größe (Kapitel 5.1.3). Ersatzweise kann

jedoch die Stetigkeit, also die „Abundanz“ der von einer Art besiedelten Gewässer in der Aue für die Bewertung herangezogen werden.

Entsprechend wäre zunächst für jede der obligaten Auenarten eine Besiedlungsquote Q_{Art} zu ermitteln, indem die Anzahl der im Ist-Zustand besiedelten Gewässer n_{Ist} durch die Anzahl der im Referenzzustand besiedelten Gewässer n_{Referenz} dividiert wird:

$$Q_{\text{Art}} = n_{\text{Ist}} / n_{\text{Referenz}}$$

Aus der Gesamtheit der artspezifischen Besiedlungsquoten ergibt sich dann die Gesamt-Besiedlungsquote:

$$Q_{\text{Gesamt}} = (Q_{\text{Art-1}} + Q_{\text{Art-2}} + Q_{\text{Art-3}} \dots + Q_{\text{Art-i}}) / i$$

Eine Berücksichtigung des Altersaufbaus könnte entweder dadurch erfolgen, dass nur reproduktive Nachweise bewertet werden, oder indem nicht reproduktive Nachweise mit geringer Gewichtung in diese Bilanzierung eingehen.

Zudem gilt es, den unterschiedlichen Indikationswert von Altarm-, Altwasser- und Uraltwasserarten zu berücksichtigen. Auch hier könnte z.B. mit unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren gearbeitet werden.

Im Ergebnis erhält man auf diese Weise einen Wert Q_{Gesamt} , der den Anteil der tatsächlichen Vorkommen obligater Auenarten in Relation zum Referenzzustand angibt. Die Bewertung des ökologischen Zustandes der Auenfischfauna anhand dieses Wertes ließe sich dann auf der Basis einer semantischen Interpretation der in der EG-WRRL verwandten Begriffe durchführen. Hierzu wird die in Tabelle 19 aufgeführte Klassifizierung vorgeschlagen, die z.B. bereits von DUMONT et al. (2004) zur Bewertung von Lebensraumverlusten in Fließgewässern durch Aufstau und Ausleitung benutzt wurde.

Tabelle 19: Bewertung der Fischfauna von Auen anhand des Besiedlungsquotienten der obligaten Auenarten

Bewertungsstufe		Abweichung von der Referenz	Definition
A	sehr gut	keine oder sehr geringfügig	$Q_{\text{Gesamt}} \approx 1$
B	gut	geringfügig	$Q_{\text{Gesamt}} \geq 0,75$
C	mäßig	mäßig	$Q_{\text{Gesamt}} \geq 0,50$
D	unbefriedigend	erheblich	$Q_{\text{Gesamt}} \geq 0,25$
E	schlecht	mehr als erheblich	$Q_{\text{Gesamt}} \leq 0,25$

Anstelle einer unterschiedlichen Gewichtung der Altarm-, Altwasser- und Uraltwasserarten könnten auch ergänzende Bedingungen zur Anwendung kommen, z.B.:

Die Bewertungsstufe „gut“ ist nur zu vergeben, wenn für mindestens eine Uraltwasserart mindestens ein Reproduktionsnachweis vorliegt. Andernfalls erfolgt eine Abwertung zu „mäßig“.

5.1.5 Verfügbare Datenbasis

Zur Ermittlung der für eine Bewertung der Auenfischfauna verfügbaren Datenbasis wurden im Rahmen der vorliegenden Machbarkeitsstudie die zuständigen Landesbehörden, in der Regel die obersten Fischereibehörden oder die Fischereianstalten der Bundesländer angeschrieben und eigene Erfahrungen mit der Erfassung fischfaunistischer Daten herangezogen.

Fischbestandsdaten sind nur in relativ seltenen Fällen das Ergebnis systematischer Erhebungen der zuständigen Dienststellen oder in deren Auftrag. Primär handelt es sich um die Daten der Fangprotokolle von Elektrobefischungen, die als Genehmigungsaufgabe nach erfolgter Befischung bei den zuständigen Behörden einzureichen sind. Entsprechend der Fragestellung der Untersuchung und der Qualifikation des Bearbeiters sind der Informationsgehalt und die Verlässlichkeit der verzeichneten Nachweise sehr unterschiedlich.

Unabhängig von dieser generellen Situation zeigt sich im Ergebnis auch ein sehr heterogenes Bild der Datenverfügbarkeit in den einzelnen Bundesländern. Häufig erfolgt gar keine zentrale Erfassung von Fischbestandsdaten, so dass keine Informationen zur Verfügung gestellt werden können. In anderen Bundesländern werden lediglich die Fundorte der Arten archiviert, ohne dass nähere Angaben zur Art oder zur Probestelle gemacht werden.

Über einen vergleichsweise umfangreichen, zentral archivierten Datenbestand verfügt Nordrhein-Westfalen mit der Landesdatenbank „LAFKAT“. Darin ist für ca. 4.500 Probestrecken neben Angaben zum Biotop auch die Anzahl der nachgewiesenen Exemplare einer Art verzeichnet. Aussagen zur Reproduktion enthält die Datenbank jedoch nicht. Da anstelle einer Längenfrequenz lediglich geschätzte Größenklassen aufgeführt sind, lässt sich diese zentrale Information auch kaum nachträglich anhand des verfügbaren Datenbestandes ermitteln.

Die hessische Landesdatenbank ■natis verzeichnet über 7.000 Probestellen mit mehr als 40.000 Datensätzen. Nachweise in Auengewässern sind hierin gekennzeichnet und bezüglich der unterschiedlichen Auengewässertypen differenziert. Soweit von den Bearbeitern angegeben, enthalten die Datensätze auch auf 1 cm genaue Längenfrequenzen sowie eine Einstufung des Reproduktionsstatus. Auch in Sachsen werden Fischbestandsdaten in vergleichbarem Detaillierungsgrad in der Datenbank SAFI DB archiviert, die aktuell Daten von ca. 3.000 Probestrecken enthält.

Generell aber sind bei den Datenbeständen der Bundesländer Nachweise aus Stillgewässern und speziell aus Auengewässern stark unterrepräsentiert, da dort wesentlich seltener Fischbestanderfassungen durchgeführt werden als in Fließgewässern.

Ein großer Teil der aktuellen Fischbestandsuntersuchungen entfällt auf das Fischmonitoring gemäß EG-WRRL. Allerdings ist das Bewertungsverfahren fiBS ausschließlich zur Anwendung für Fließgewässer konzipiert und die Beprobung von Auengewässern ist hierbei überhaupt nicht vorgesehen. Entsprechend liefert das

WRRL-Monitoring allenfalls in Ausnahmefällen Informationen zum Fischbestand von Auengewässern. Stehende Gewässer sind erst ab einer Größe von 50 ha WRRL-relevant. Diese Größe erreichen beispielsweise in ganz Nordrhein-Westfalen lediglich zwei Altarme des Rheins. In Nord- und Nordostdeutschland existieren zwar in wesentlich größerer Zahl Stillgewässer von mehr als 50 ha Fläche, doch sind dies in der Regel Seen und keine aufgrund der Fließgewässerdynamik entstandenen Auengewässer.

Monitoringuntersuchungen im Rahmen der Umsetzung der FFH-Richtlinie umfassen grundsätzlich auch Auengewässer, da mit Bitterling und Schlammpeitzger zumindest zwei spezialisierte Auenarten in Anhang II der Richtlinie aufgenommen wurden. Die Grunddatenerhebungen in ausgewiesenen FFH-Gebieten ist inzwischen allerdings abgeschlossen. In nennenswertem Umfang sind damit weder vom WRRL- noch vom FFH-Monitoring Synergien bezüglich der Datenbereitstellung zu erwarten.

Insgesamt ist damit die Datenverfügbarkeit nur in wenigen Ausnahmefällen ausreichend für eine ökologische Bewertung der Auenfischfauna. Wollte man eine derartige Bewertung vornehmen, wäre dies somit nicht ohne eine umfangreiche Datenerhebung im Freiland möglich.

5.2 STRUKTURELLE BEWERTUNG VON AUEN

Das aktuell angewandte Verfahren zur Zustandsbewertung der Fluss- und Stromauen in Deutschland (BMU & BfN 2009) basiert in Anlehnung an die Gewässerstrukturgütekartierung der Fließgewässer im Wesentlichen auf einer Analyse der morphologischen und hydrologischen Standortbedingungen (BRUNOTTE ET AL. 2007, 2008).

Hierbei werden grundsätzlich auch Auengewässer erfasst und bewertet. Dieses Verfahren geht allerdings nicht so weit ins Detail, dass die für die Fischfauna entscheidenden Qualitätsmerkmale berücksichtigt würden. Entsprechend lassen sich anhand des Kartierungsverfahrens keine Aussagen bezüglich der ökologischen Qualität von Auen als Lebensraum der auentypischen Fischarten ableiten.

Vor diesem Hintergrund werden nachfolgend Kriterien diskutiert, die zur strukturellen Bewertung von Auen in Hinblick auf ihre Funktion als Fischlebensraum herangezogen werden können. Hierbei sind zunächst die einzelnen Auengewässer hinsichtlich ihrer fischökologischen Wertigkeit zu berücksichtigen (Kapitel 5.2.1). Darüber hinaus ist jedoch die Aue mit der Gesamtheit ihrer Auengewässer als funktionelle Einheit zu betrachten und zu bewerten (Kapitel 5.2.2).

5.2.1 Eignung struktureller Merkmale als bewertungsrelevante Parameter für Einzelgewässer

5.2.1.1 Ursprung

Auengewässer können natürliche Bildungen des Flusses sein, die durch Laufverlagerungen entstanden sind. Es kann sich auch um ehemalige Flussbetten handeln, die im Rahmen von Baumaßnahmen vom Fluss abgetrennt wurden oder um Gewässer rein anthropogener Entstehung. Dies ist jedoch für ihre Funktion als Fischlebensraum unerheblich, so dass der Ursprung der einzelnen Auengewässer nicht zur fischökologischen Bewertung heranzuziehen ist.

5.2.1.2 Anbindungssituation

Die Anbindungssituation von Auengewässern entscheidet maßgeblich über deren Fischartengemeinschaft und ihre Bedeutung für den Gesamtfischbestand der Aue. Es sind zunächst solche Gewässer zu identifizieren, bei denen es sich aufgrund ihrer Anbindung gar nicht um Auengewässer im Sinne der vorliegenden Machbarkeitsstudie handelt. Dies sind:

- beidseitig angebundene, permanent durchflossene Seitengerinne eines Fließgewässers
- Gewässer, deren Fischbestand vollständig von demjenigen des Fließgewässers isoliert ist, also z.B. Qualmgewässer und Totwässer.

Bei den Auengewässern im eigentlichen Sinne ist anhand der Anbindungssituation zu differenzieren, ob es sich um Altarme oder Altwässer handelt. Relevant für eine Einstufung als Altarm ist hierbei nicht, ob eine Anbindung grundsätzlich vorhanden ist, sondern ob diese hydraulisch und ökologisch wirksam ist, so dass der Wasserkörper des Auengewässers mit demjenigen des Flusses korrespondiert.

Der Sinn einer Differenzierung zwischen Altarmen und Altwässern besteht jedoch ausschließlich in einer Inventarisierung des Bestandes an Auengewässern. Für die fischökologische Bewertung ist dies zunächst irrelevant, da beide Typen Bestandteil einer intakten Aue sind und unterschiedliche Funktionen für die Fischartengemeinschaft übernehmen.

5.2.1.3 Sukzessionsstadium

Bei Altwässern ist anhand des Sukzessionsstadiums eine Abgrenzung von Uraltwässern vorzunehmen. Ökologisch zeichnen sich Uraltwässer durch das episodische Auftreten von Sauerstoffmangelsituationen und Fischsterben aus. Dies entzieht sich jedoch einer Kartierung, so dass hilfsweise folgende Kriterien angewandt werden können:

- Uraltwässer sind weitgehend verlandet. Die Verlandungszonen nehmen den größten Teil der ursprünglichen Wasserfläche ein, häufig zerfallen sie in mehrere Restgewässer.
- Die Wassertiefe ist sehr gering, selbst an der tiefsten Stelle beträgt sie oft nur noch wenige Dezimeter.
- Der Wasserkörper ist während der Vegetationsperiode vollständig oder zum größten Teil von submersen Wasserpflanzen durchdrungen.

Der Sinn einer Differenzierung zwischen Altwässern und Uraltwässern besteht jedoch ausschließlich in einer Inventarisierung des Bestandes an Auengewässern. Für die fischökologische Bewertung ist dies zunächst irrelevant, da beide Typen Bestandteil einer intakten Aue sind und unterschiedliche Funktionen für die Fischartengemeinschaft übernehmen.



Abbildung 29: Das Frankenloch bei Heldra in der Werraue ist ein typisches Uraltwasser

5.2.1.4 Überflutungswahrscheinlichkeit

Natürlicherweise zeichnen sich Fluss- und Stromauen durch ein sehr flaches Relief aus, so dass die Auengewässer regelmäßig, mindestens 1 mal jährlich bei höheren Abflüssen überflutet werden. Dies ist in rezenten Auen häufig nicht mehr der Fall. So werden Ausuferungen von stauregulierten Gewässern nach Möglichkeit durch die Steuerung der Wehre vermieden. Bei abgedeichten Auengewässern wird ein unkontrollierter Wassereinstrom durch Sielbauwerke unterbunden, der Ausstrom wird über Schöpfbauwerke gewährleistet.

Der Abfluss in nicht stauregulierten Flüssen, z.B. der Oder, der Elbe, der Oberweser oder dem Rhein unterhalb Iffezheim ist meist zur Verbesserung der Schifffahrtsbedingungen auf eine enge Fahrrinne konzentriert sowie ggf. zusätzlich durch Buhnen eingengt und beschleunigt. Sofern nicht zusätzlich Sohlensicherungen eingebracht wurden, hat dies, in Kombination mit Laufverkürzungen, eine beschleunigte Eintiefung des Fließgewässers zur Folge, die etliche Zentimeter pro Jahr erreichen kann. Das Niveau der Aue hingegen bleibt unverändert. Dies führt zu einer zunehmenden Entkopplung des Flusses von seinen Auengewässern, die Überflutungswahrscheinlichkeit reduziert sich immer mehr (Abbildung 30).



Abbildung 30: Nicht nur die Anbindung, sondern auch die Sohle der Roos, eines Altwassers des Rheins bei Duisburg, liegt heute oberhalb des Normalwasserspiegels des Rheins (Pfeil)

Nach WOLTER (2006) werden beispielsweise die Altwässer in den höheren Auebereichen der Oder nur noch alle 50 bis 100 Jahre überflutet. Dies bedeutet, dass der Verlust von Arten infolge von Fischsterben erst nach Jahrzehnten durch Einwanderung aus anderen Auengewässern kompensiert werden kann. Die Wahrscheinlichkeit des Aussterbens obligater Auenarten erhöht sich somit in gleichem Maße, wie sich die Überflutungswahrscheinlichkeit reduziert. Insofern ist dies ein wesentliches wertbestimmendes Merkmal von Auengewässern.

5.2.1.5 Morphologie

Natürlich entstandene Auengewässer zeichnen sich durch eine charakteristische Morphologie aus, die auf ihre Entstehung aus ehemaligen Flussschlingen hinweist: Sie sind typischerweise wesentlich länger als breit, von gekrümmter Gestalt und lassen im Querschnitt das typische Profil einer Flusskrümmung mit einem steilen Prall- und einem flachen Gleithang erkennen.

Für die Qualität von Auengewässern als Fischlebensraum ist es jedoch völlig unerheblich, ob sie diese morphologischen Merkmale aufweisen.

5.2.1.6 Habitatstruktur

Die Erfassung und Bewertung von Strukturen, die außerhalb des Wasserkörpers liegen bzw. die sich von oberhalb der Wasseroberfläche erkennen, kartieren und bewerten lassen, ist für die Fischfauna nur von begrenztem Wert, denn deren Lebensraum befindet sich unterhalb der Wasseroberfläche. Dieser Lebensraum ist in der Regel nicht einsehbar und sein Strukturinventar ist allenfalls mit großem Aufwand zu ermitteln.

Unter Wasser wirksam ist im Wesentlichen die Kompartimentierung des Wasserkörpers durch submerse Wasserpflanzen (Kapitel 5.2.1.8). Demgegenüber treten andere Strukturen in ihrer Bedeutung für die Fischfauna zurück. Im Gegensatz zu anderen Biotoptypen ist eine Habitatkartierung somit in Hinblick auf die Bewertung von Auengewässern als Lebensraum für Fische von geringem Nutzen.

5.2.1.7 Tiefe

Natürlicherweise sind Auengewässer höchstens so tief wie der auenbildende Fluss und mit fortschreitender Alterung reduziert sich die Tiefe immer mehr. Insofern ist eine geringe Wassertiefe charakteristisch für Auengewässer und dies ist in zweierlei Hinsicht ein wesentliches wertbestimmendes Merkmal:

- Flache Gewässer erwärmen sich im Frühjahr rascher als tiefe und erreichen insgesamt höhere Wassertemperaturen. Dies ist für obligate Auenarten wie Karpfen, Karausche und Schleie von wesentlicher Bedeutung, da für sie hohe Wassertemperaturen die Voraussetzung für eine erfolgreiche Reproduktion bilden.
- Ein wesentliches wertbestimmendes Merkmal von Auengewässern ist die Kompartimentierung des Wasserkörpers durch submerse Wasserpflanzen. Voraussetzung hierfür ist eine geringe Wassertiefen $< \text{ca. } 2 \text{ m}$, damit ausreichend Sonnenlicht auf den Gewässergrund fällt, um ein Pflanzenwachstum zu ermöglichen.

Insofern kann der Flächenanteil von Flachwasserzonen mit einer Wassertiefe $< 2 \text{ m}$ als Bewertungskriterium für Auengewässer herangezogen werden.

5.2.1.8 Vegetation

Von herausragender Bedeutung für die Auenfischfauna ist die Vegetation. Allerdings ist dies auf die submerse Vegetation beschränkt sowie emerse Wasserpflanzen und die Ufervegetation, so lange sie in den Wasserkörper hinein ragen:

- Bei der Mehrzahl der Auenfischarten, z.B. Hecht, Karausche, Rotfeder, Schlammpeitzger und Schleie handelt es sich um phytophile Arten, die ihren Laich in Wasserpflanzenbeständen abgeben bzw. ihn an submerse Pflanzenteile heften.
- Die Jungfische sind auf eine üppige submerse Vegetation angewiesen, die den Wasserkörper gliedert und Schutz vor Prädatoren bietet.

- Einige stagnophile Arten sind Pflanzenfresser bzw. Allesfresser, die in beträchtlichem Umfang pflanzliche Nahrung zu sich nehmen.
- Die Jungfische ernähren sich von Makrozoobenthern, die wiederum in hoher Dichte in Wasserpflanzenbeständen anzutreffen sind.

Aus diesen Gründen sind obligate Auenarten in besonders hoher Dichte und Artenzahl in solchen Gewässern zu finden, deren Wasserkörper vollständig von submersen Wasserpflanzen durchwachsen ist, die an der Gewässersohle wurzeln und bis an die Wasseroberfläche hinauf ragen.

Entsprechend kann der Deckungsgrad submerser Wasserpflanzen als qualitätsbestimmender Faktor von Auengewässern für die Fischfauna herangezogen werden. Hierbei ist es unerheblich, um welche Wasserpflanzenarten es sich handelt. Auch Neophyten sind diesbezüglich nicht von geringerem Wert als autochthone Arten.



Abbildung 31: Abgrabungsgewässer in der Werraue bei Altenburschla: Das Gewässer ist weitgehend frei von Wasserpflanzenbeständen und allein dies verringert den Wert als Lebensraum für obligate Auenfischarten ganz entscheidend



Abbildung 32: Teich in der Werrauaue bei Lengens: Die submerse Vegetation ist sehr spärlich ausgebildet, doch ermöglicht ein Schilfgürtel zumindest die Reproduktion von Hecht, Rotfeder und Moderlieschen



Abbildung 33: Der Wasserkörper der Alten Fulda bei Bad Hersfeld ist größtenteils von Wasserpflanzen durchwachsen und bietet somit augenscheinlich günstige Voraussetzungen für die Ausbildung einer artenreichen Auenfischfauna



Abbildung 34: Für die Auenfischfauna ist von wesentlicher Bedeutung, dass die submerse Vegetation den gesamten Wasserkörper vom Gewässergrund bis zur Wasseroberfläche durchwächst

5.2.1.9 Hub und Sunk

Ein Charakteristikum von Bühnenfeldern, ebenso wie von anderen angebundenen Stillgewässern an Wasserstraßen, ist das Auftreten von Hub und Sunk infolge der Vorbeifahrt von Schiffen. Hierbei sind drei Phasen zu unterscheiden:

- Das Schiffsgefäß verengt den durchflossenen Querschnitt, so dass Schiffe speziell bei Bergfahrt eine beträchtliche Bugwelle erzeugen, die sich bis zu den Ufern ausbreitet (Abbildung 35). Hierdurch steigt der Wasserspiegel im Fluss vor dem Schiff an und bevor das Schiff die Anbindung erreicht hat, erfolgt entlang des Gefälles ein Einstrom von Wasser aus dem Flussschlauch in die angebundenen Auengewässer.
- Seitlich neben dem Schiff wird der Wasserkörper beschleunigt und der Wasserspiegel sinkt deutlich ab. Deshalb erfolgt während der Vorbeifahrt des Schiffes eine starke Ausströmung von Wasser aus dem Bühnenfeld (Abbildung 36). Hierdurch sinkt der Wasserstand, so dass es bei flachen Auengewässern im Extremfall zu einem kurzzeitigen Trockenfallen kommen kann.
- Hat das Schiff die Anbindung passiert, steigt der Flusswasserstand wieder an, so dass sich das Wasserspiegelgefälle abermals umkehrt. Der hieraus resultierende Hub verursacht eine Einströmung von Wasser in die angebundenen Auengewässer, die wesentlich stärker ist als die erste, durch die Bugwelle verursachte Hubwelle. Verstärkt wird dies zusätzlich durch die Heckwelle des Schiffes.

Infolge von Hub und Sunk ist eine regelrechte Brandung zu beobachten, wobei Wellen das gesamte Bühnenfeld durchlaufen, an den Ufern reflektiert werden, sich gegenseitig überlagern und insgesamt starke Wasserstandsschwankungen bewirken (Abbildung 37). Hierbei ist bemerkenswert, dass diese Auswirkungen selbst in

sekundär angebundenen Bühnenfeldern noch deutlich spürbar sind, da sich Hub und Sunk über große Distanzen ausbreiten. Das Ausmaß von Hub und Sunk in angebundenen Auengewässern von Wasserstraßen ist von verschiedenen Faktoren abhängig. Es ist umso größer,

- je größer das Verkehrsaufkommen ist,
- je größer die Verdrängung eines Schiffes ist und je schneller es fährt,
- je schmaler der Fluss ist,
- je größer die Verbindung zwischen Fluss und Auengewässer ist und
- je geringer das Wasservolumen des Auengewässers ist.



Abbildung 35: Bergfahrt eines Schubverbandes auf dem Main: Vor dem Schiff entsteht eine Bugwelle; entlang des Schiffes wird der Wasserkörper beschleunigt, der Wasserstand ist reduziert



Abbildung 36: Ausströmung von Wasser aus einem Bühnenfeld des Mains bei Vorüberfahrt eines Schiffes



Abbildung 37: Ablauf des Brandungsgeschehens in einem Bühnenfeld des Main bei Vorüberfahrt eines Schiffes

Direkt proportional zu dem Ausmaß von Hub und Sunk sind die negativen Folgen für die Auenfischfauna. Hierbei wirken sich einerseits Wasserstandsschwankungen, Flutwellen und Brandungsgeschehen mechanisch auf die Fischfauna aus, indem Eier, Larven und Brut direkt geschädigt werden, ans Ufer gespült werden, wo sie

verenden oder mit dem abströmenden Wasser in den Flussschlauch gesogen werden, wo ihre Überlebenschancen nicht zuletzt aufgrund der Schifffahrt und des von ihr verursachten Wellenschlages gering sind. Indirekt wird die Fischfauna beeinträchtigt, indem die Wasserpflanzenbestände geschädigt werden bzw. sich in massiv von Hub und Sunk betroffenen Auengewässern erst gar nicht ansiedeln können.

Der Main beispielsweise ist eine vergleichsweise schmale Bundeswasserstraße mit hohem Verkehrsaufkommen. Obwohl sich gerade dieser Fluss durch eine Vielzahl künstlicher Auengewässer in Form von Bühnenfeldern, künstlichen Altarmen und Abtragungsgewässern auszeichnet, gelingt es den obligaten Auenarten nicht oder nur in wenigen Fällen, sich in angebundenen Auengewässern zu reproduzieren (SCHWEVERS ET AL. 1999). Eine solche Ausnahme bilden beispielsweise besonders große Bühnenfelder, sogenannte „Buhnenteiche“, mit enger Anbindung in der Stauhaltung Randersacker, die seinerzeit bei der Stauregulierung des Mains gezielt als fischereiliche Ausgleichsmaßnahmen angelegt worden waren (KEIZ & REICHENBACH-KLINKE 1961).

5.2.2 Bewertungsrelevante Parameter für Auen

Das Fließgewässer bildet mit seiner Aue und den darin gelegenen Auengewässern eine funktionelle Einheit. Insofern darf sich eine Bewertung von Auengewässern nicht auf die einzelnen Gewässer beschränken und eine Gesamtbewertung durch Mittelwertbildung der Einzelbewertungen würde den ökologischen Interaktionen unterhalb der Auengewässer nicht gerecht werden. Vielmehr muss die Gesamtheit aller Gewässer betrachtet werden wenn die Bewertung zu einer realistischen Einschätzung der fischökologischen Situation kommen soll.

5.2.2.1 Fläche

Als pauschal-quantitatives Kriterium kann zunächst die Gesamtfläche der Auengewässer ermittelt werden. Eine Bewertung könnte dann anhand der Relation zur Auengewässerfläche im Referenzzustand erfolgen. In seiner Beschreibung der Auenleitbilder macht KOENZEN (2005) z.T. bereits entsprechende Angaben, die jedoch weiter präzisiert und bezüglich der verschiedenen Auengewässertypen differenziert werden müssten.

Allerdings haben anthropogen entstandene Auengewässer, insbesondere Abtragungsgewässer häufig zwar eine beträchtliche Größe, doch handelt es sich hierbei überwiegend um tiefe, nicht von Wasserpflanzen besiedelte Stillgewässer, die von der Auenfischfauna nicht nutzbar sind (Abbildung 38). Entsprechend wäre bei der Flächenbilanzierung nicht die Gesamtfläche des Gewässers zu veranschlagen, sondern lediglich derjenige Teil, der eine Tiefe < 2 m aufweist und/oder tatsächlich von submersen Wasserpflanzen bewachsen ist.



Abbildung 38: Abtragungsgewässer in der Werraue bei Freudenthal: von der Gesamtfläche des Gewässers ist nur ein geringer Teil als Lebensraum spezialisierter Auenarten geeignet, da die Wassertiefe überwiegend wesentlich größer als 2 m ist

5.2.2.2 Anzahl

Gemäß dem Prinzip der „Auenlotterie“ von DÖRFER (2000) entspricht jedes Auengewässer einem Los. Ebenso, wie mit der Anzahl der Lose auch die Gewinnchancen zunehmen, steigt mit der Anzahl der Gewässer die Wahrscheinlichkeit, dass spezialisierte Auenarten regelmäßig geeignete Reproduktionsgewässer vorfinden und so ihre Populationen erhalten können. Insofern ist neben der absoluten zur Verfügung stehenden Wasserfläche auch die Anzahl der in der Aue vorhandenen Stillgewässer von wesentlicher fischökologischer Bedeutung.

Eine Bewertung wäre auch hier in Relation zum Leitbild möglich, wenn dies entsprechend präzisiert würde.

5.2.2.3 Diversität

Auengewässer unterschiedlichen Typs ergänzen einander in ihrer fischökologischen Bedeutung. Entsprechend ist eine Aue, unabhängig von der Anzahl, Größe und Qualität der vorhandenen Auengewässer nur dann ein vollwertiger Fischlebensraum, wenn sämtliche Auengewässertypen zu ausgewogenen Anteilen vertreten sind.

Auch hierzu wäre ein entsprechend präzisiertes Leitbild notwendig, um die Anteile der verschiedenen Typen im Vergleich zu einem Referenzzustand bewerten zu können.

5.2.3 Skizze eines Bewertungsverfahrens für Auengewässer anhand der Struktur

Gemäß den Ausführungen in Kapitel 5.2.1 und 5.2.2 könnte eine fischökologische Bewertung von Auengewässern auf der Basis struktureller Parameter in erster Annäherung anhand ihrer Fläche erfolgen.

Hierzu wäre zunächst die Gesamtfläche der Auengewässer im Referenzzustand F_{Referenz} festzulegen. Dies könnte beispielsweise durch Präzisierung der von KOENZEN (2005) formulierten Leitbilder allgemein für die verschiedenen Auentypen erfolgen. Denkbar wäre auch eine Festlegung für den Einzelfall, wie dies von CHOVANEC et al. (2005) anhand historischer Informationen praktiziert wurde. Anschließend ist die Gesamtfläche der Auengewässer im Ist-Zustand F_{Ist} zu ermitteln. Der Flächenanteil der vorhandenen Auengewässer in Relation zur Referenz ergibt sich dann nach folgender Formel:

$$Q_{\text{Auengewässer}} = F_{\text{Ist}} / F_{\text{Referenz}}$$

Diese Berechnung wäre allerdings nur dann als Bewertungsmethode geeignet, wenn alle vorhandenen Auengewässer in optimalem Zustand wären, und auch Anzahl und Diversität dem Leitbild entsprächen. Weil diese Charakterisierung aber auf rezente Auen in aller Regel nicht zutrifft, sind weitere Präzisierungen notwendig. Zunächst sollten nur solche Flächen der Auengewässer berücksichtigt werden, die aufgrund einer Wassertiefe < 2 m sowie des Vorhandenseins aquatischer Vegetation tatsächlich als hochwertiger Lebensraum stagnophiler Arten einzustufen sind ($F_{\text{Ist-effektiv}}$). Da Auengewässer im vom Menschen unbeeinflussten Zustand fast vollständig von Wasserpflanzen bewachsen sind, kann die Abweichung des Ist-Zustandes vom Referenzzustand $Q_{\text{Auengewässer}}$ dann anhand folgender Formel berechnet werden:

$$Q_{\text{Auengewässer}} = F_{\text{Ist-effektiv}} / F_{\text{Referenz}}$$

Weiterhin wären folgende wertmindernde Faktoren entsprechend dem Ausmaß der hierdurch hervorgerufenen Beeinträchtigungen zu berücksichtigen:

- Hub und Sunk in Auengewässern an Wasserstraßen.
- Isolation von Auengewässern in höher gelegenen Bereichen der Aue infolge einer Eintiefung des Fließgewässers.
- Reduzierte Anzahl von Auengewässern.
- Mangelnde Diversität der Auengewässer bzw. Seltenheit oder Fehlen bestimmter Typen.

Der durch diese Faktoren eingeschränkte Wert von Auengewässern könnte bei der Berechnung der effektiven Fläche berücksichtigt werden.

Im Ergebnis erhält man auf diese Weise einen Wert Q_{Gesamt} , der den Anteil der tatsächlichen in der rezenten Aue existierenden, ökologisch wirksamen Fläche von Auengewässern in Relation zum Referenzzustand angibt. Die Bewertung des ökologischen Zustandes der Aue anhand dieses Wertes könnte dann auf der Basis einer sprachlichen Interpretation der in der EG-WRRL verwandten Begriffe erfolgen.

Hierzu wird die in Tabelle 20 aufgeführte Skalierung vorgeschlagen, die z.B. bereits von DUMONT ET AL. (2004) zur Bewertung von Lebensraumverlusten in Fließgewässern durch Aufstau und Ausleitung benutzt wurde.

Tabelle 20: Bewertung von Auen anhand des Anteils ökologisch wirksamer Auengewässer in Relation zum Leitbild

Bewertungsstufe		Abweichung von der Referenz	Definition
A	sehr gut	keine oder sehr geringfügig	$Q_{\text{Gesamt}} \approx 1$
B	gut	geringfügig	$Q_{\text{Gesamt}} \geq 0,75$
C	mäßig	mäßig	$Q_{\text{Gesamt}} \geq 0,50$
D	unbefriedigend	erheblich	$Q_{\text{Gesamt}} \geq 0,25$
E	schlecht	mehr als erheblich	$Q_{\text{Gesamt}} \leq 0,25$

6 FAZIT

Der erfolgversprechendste Ansatz, Auen in Hinblick auf ihre Funktion als Lebensraum auentypischer Fischarten bewerten zu können liegt darin, die Fischfauna selbst zu untersuchen. Die vorhandenen autökologischen Kenntnisse über die Ansprüche der heimischen Arten erlauben eine präzise Abgrenzung auentypischer Arten sowie die Zuweisung von Charakterarten zu den einzelnen Auengewässertypen. Die Methodik der Elektrofischerei ermöglicht die Erfassung aller für eine Bewertung notwendigen Parameter in hinreichender Genauigkeit. Insofern wären alle Grundlagen vorhanden, um die ökologische Qualität von Auengewässern plausibel und nachvollziehbar anhand ihrer Fischbesiedlung zu bewerten. Das einzige Problem bei diesem Ansatz besteht darin, dass aktuell systematische, untereinander vergleichbare Datenbestände zur Auenfischfauna bundesweit rar sind und dass deshalb für eine valide überregionale Bewertung der Fluss- und Stromauen zunächst umfangreiche Freilandhebungen notwendig wären.

Bis eine solche Datenbasis vorliegt, empfiehlt es sich, vorhandene Informationen zur Hydromorphologie von Auen zu nutzen, um anhand der vorhandenen Kenntnisse zur Autökologie von Auenfischarten die Eignung vorhandener Auengewässer als Fischlebensraum abzuschätzen. Eine solche Vorgehensweise würde jedoch nur dann zu wirklich belastbaren Aussagen führen, wenn die Zusammenhänge zwischen Struktur und Besiedlung vollumfänglich bekannt und verstanden wären und alle notwendigen, fischrelevanten gewässerstrukturellen Daten erhoben wären. Der Floodplain-Index nach CHOVANEC ET AL. (2005) liefert hierfür leider keinen brauchbaren Ansatz.

Tatsächlich zeigt sich, dass häufig gravierende Diskrepanzen zwischen dem optischen Eindruck eines Gewässers und der daraus gemäß Experteneinschätzung abgeleiteten Erwartung an den Fischbestand einerseits sowie der tatsächlich vorhandenen Fischartengemeinschaft andererseits bestehen. So würde man beispielsweise in der in Abbildung 39 dargestellten Alten Fulda bei Asbach anhand des optischen Eindrucks sowie des hohen Deckungsgrades submerser Wasserpflanzen eine artenreiche Fischartengemeinschaft erwarten. Tatsächlich wurden dort jedoch lediglich vereinzelt Aale registriert (SCHWEVERS ET AL. 2002). Die in Abbildung 33 dargestellte Alte Fulda bei Bad Hersfeld wäre anhand des optischen Eindrucks als Lehrbuchbeispiel für ein intaktes Altwasser geeignet. Tatsächlich ist die Fischartengemeinschaft jedoch völlig verarmt. Sie wird von Hechten dominiert, die als Nahrungsbasis im wesentlichen auf ihre eigene Nachkommenschaft angewiesen sind und entsprechende Hungerformen ausbilden (Abbildung 40).

Abbildung 39:

Die Alte Fulda bei Asbach erscheint optisch als intaktes Altwasser, doch fehlt ihm eine adäquate Fischbesiedlung, ohne dass hierfür Gründe erkennbar wären

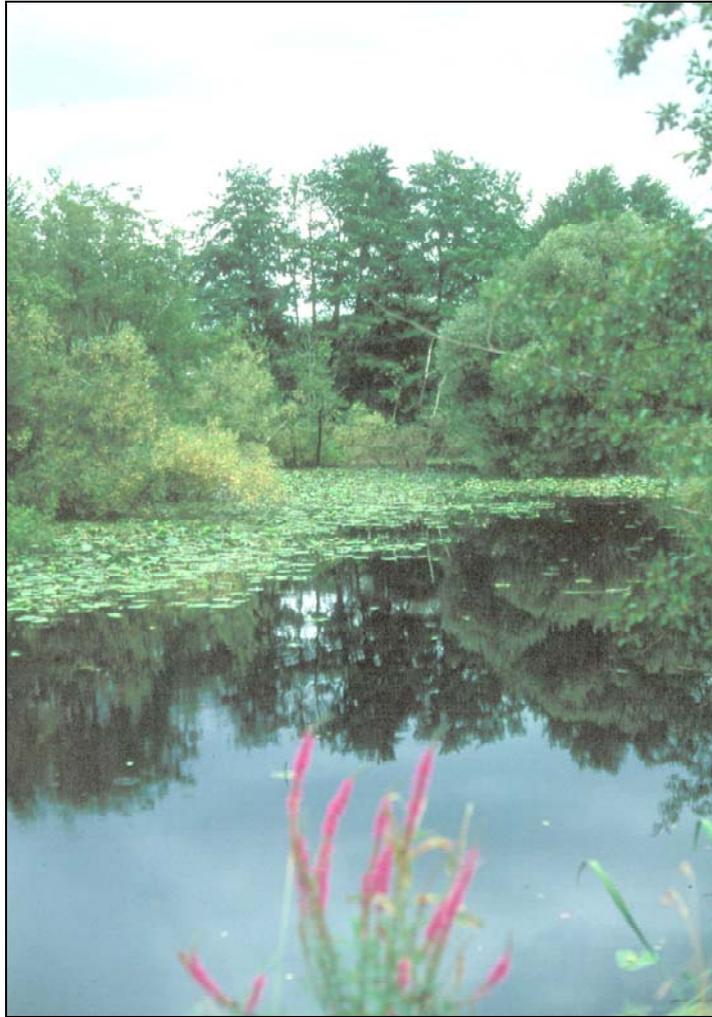


Abbildung 40: Hungerform des Hechts aus der Alten Fulda bei Bad Hersfeld

Auch die Hoffnung, dass Auengewässer, die aufgrund ihrer natürlichen Entstehung und naturnahen Struktur als Naturschutzgebiet ausgewiesen sind, gewässerökologisch per se besonders wertvoll wären und entsprechend von einer intakten Fischartengemeinschaft besiedelt wären, erfüllt sich in vielen Fällen nicht: Bei einem Vergleich zwischen Auengewässern in Naturschutzgebieten und nicht unter Schutz stehenden Stillgewässern in den Auen von Fulda und Werra zeigten sich keine signifikanten Unterschiede zwischen beiden Gewässerkategorien. Insofern ist der in Abbildung 41 abgebildete Kommentar eines unbekanntes Autors in vielen Fällen durchaus zutreffend (ENGLER & SCHWEVERS 2006).

Solange solche gravierenden Diskrepanzen zwischen der aufgrund struktureller Merkmale erwarteten und der tatsächlich vorhandenen Fischartengemeinschaft bestehen, ist eine fischökologische Bewertung von Auengewässern allein anhand struktureller Merkmale mit einem unvermeidbar hohen Risiko eklatanter Fehleinschätzungen behaftet.

Auf der Basis von Gewässerstrukturdaten lässt sich folglich allenfalls eine erste, grobe Voreinschätzung des fischökologischen Potenzials vornehmen, die beispielsweise geeignet ist, repräsentative Probestellen in einer Auswahl von Auengewässern auszuwählen, wenn eine Beprobung sämtlicher vorhandener Gewässer nicht möglich ist. Auf eine Untersuchung von Auengewässern mittels Elektrofischfang auf ihre Fischbesiedlung kann jedoch im Interesse belastbarer Bewertungsergebnisse nicht verzichtet werden.

Abbildung 41:
Kommentar eines
unbekanntes Autors zu einem
als Naturschutzgebiet ausge-
wiesenen Altarm der Eder



7 LITERATUR

- AMOROS, C., A. L. ROUX, J. L. REYGROBELLET, J. P. BRAVARD & G. PAUTOU (1987): A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. - *Regulated Rivers: Research & Management* 1, 17 - 36.
- BALON, E. K. (1966): Bemerkungen über die Fischgemeinschaften und über die Ichthyomasse eines Inundationsarmes der Donau. - *Verh. internat. Verein. Limnol.* 16, 1108 - 1115.
- BANKSTAHL, M. (1997): Merkblatt für die praktische Anwendung der Elektrofischerei in Binnengewässern. - Kirchhundem-Albaum (LÖBF-Dezernate für Fischerei), 37 S.
- BLESS, R., A. LELEK & A. WATERSTRAAT (1998): Rote Liste der in Binnengewässern lebenden Rundmäuler und Fische (Cyclostomata & Pisces). - *SchrR. Landschaftspflege und Naturschutz* 55, 53 - 59.
- BMU & BFN (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTOR-SICHERHEIT & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (2009): Auenzustandsbericht - Flusssauen in Deutschland. - Berlin & Bonn, 35 S.
- BRUNOTTE, E., R. BONN, K. LÖHR, U. ZELLMER, U. KOENZEN, A. KURTH, J. HERDA, P. AMERGE, K. VAN DE WEYER & H. RAUERS (2008): F+E-Vorhaben „Zustandsbewertung der Fluss- und Stromauen in Deutschland“, 1. Zwischenbericht. - Köln, Hilden und Nettetal (Geographisches Institut der Universität zu Köln, Planungsbüro Koenzen - Wasser und Landschaft und lanaplan GbR), im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (FKZ 806 82 240), 30 S.
- BRUNOTTE, E., R. BONN, S. MACH, U. ZELLMER, U. KOENZEN, A. KURTH, H. P. HENTER, P. AMERGE, K. VAN DE WEYER & H. RAUERS (2008): F+E-Vorhaben „Zustandsbewertung der Fluss- und Stromauen in Deutschland“, 2. Zwischenbericht. - Köln, Hilden und Nettetal (Geographisches Institut der Universität zu Köln, Planungsbüro Koenzen - Wasser und Landschaft und lanaplan GbR), im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (FKZ 806 82 240), 50 S.
- BUNZEL-DRÜKE, M., M. SCHARF & O. ZIMBALL (2004): Die Quappe in Nordrhein-Westfalen - Bestandssituation und Schutz eines vom Aussterben bedrohten Auenfisches. - *LÖBF-Mitt.* 29/3, 12 - 17.
- CHOVANEC, A., J. WARINGER, M. STRAIF, W. GRAF, W. RECKENDORFER, A. WARINGER-LÖSCHENKOHL, H. WAIDBACHER & H. SCHULZ (2005): The floodplain-index - a new approach for assessing the ecological status of river/floodplain-systems according to the EU water framework directive. - *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 155 (Large Rivers 15), 169 - 185.
- DIEKMANN, M., U. DUßLING & R. BERG (2005): Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (FIBS) - Hinweise zur Anwendung. - Langenargen (Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg), 71 S.
- DÖRFER, K. (2000): Artenschutz durch Stabilisierung des Lebensraumes - ein Irrweg?. - *Angewandte Landschaftsökologie* 37 (Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen), 49 - 58.
- DUMONT, U., P. ANDERER & U. SCHWEVERS (2005): Handbuch Querbauwerke. - Düsseldorf (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und ländlichen Raum NRW), 212 S.
- DUSSLING, U. (2009): Handbuch zu fiBS, 2. Auflage: Version 8.0.6. - VDFF (Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V.), Arbeitskreis Fischereiliche Gewässerzustandsüberwachung, 41 S.

- DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V.) (1991): Ökologische Aspekte zu Altgewässern. - Bonn (Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH), Merkblätter zur Wasserwirtschaft 219, 48 S.
- DWA (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V.) (2009): Altgewässer - Ökologie, Sanierung und Neuanlage. - Hennef (DWA), Entwurf, 91 S.
- DWA (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V.) (2005): DWA -Themen: Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. - Hennef (DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.), 2. Auflage, 256 S.
- DWA (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V.) (2005): DWA-Merkblatt M-509 "Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke" - Bemessung, Gestaltung, Qualitätssicherung. - Entwurf, Hennef (DWA) (in Druck).
- ENGLER, O. & U. SCHWEVERS (2006): Fischökologischer Zustand stehender Gewässer in Naturschutzgebieten - Fallbeispiele aus Hessen. - Artenschutzreport 19, 49 - 53.
- FREYHOF, J. (1998): Winterliche Verteilungsmuster von Fischen in der Sieg. - LÖBF-Mitt. 23/2, 56 - 58.
- GEPP, J., N. BAUMANN, E. P. KAUCH & W. LAZOWSKI (1985): Auengewässer als Ökozellen. - Wien (Bundesministerium für Gesundheit und Umwelt), Grüne Reihe 4.
- GERSTMEIER, R. & T. ROMIG (1998): Die Süßwasserfische Europas. - Stuttgart (Franckh-Kosmos Verlags GmbH & Co.), 367 S.
- HUET, M. (1949): Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. - Schweiz. Z. Hydrol. 11, 322 - 351.
- ILLIES, J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. - Int. Revue ges. Hydrobiol. 46, 205 - 213.
- JUNGWIRTH, M., G. HAIDVOGL, O. MOOG, S. MUHAR & S. SCHMUTZ (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. - Wien (Facultas Verlags- und Buchhandels AG), 547 S.
- KEIZ, G. & H. H. REICHENBACH-KLINKE (1961): Über Buhnenteichuntersuchungen am mittleren Main. - Allg. Fischerei-Z. 86, 598 - 601, 626 - 630.
- KOENZEN, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland - Typologie und Leitbilder. - Angewandte Landschaftsökologie 65, 327 S.
- LIBOSVARSKY, J. (1962): Application of De Lury method in estimating the weight of fish stock in small streams. - Int. Revue ges. Hydrobiol. 47, 515 - 521.
- MÜLLER, K. (1950): Fische und Fischregionen der Fulda. - Jahresb. limnol. Flußstation Freudenthal 1, 18 - 23.
- REICHHOFF, L. & U. ZUPPKE (2009): Schutz und Revitalisierung von Auenaltwassern im Mittelbegebiet - Zustandsbewertung der Fischvorkommen auf der Grundlage des Floodplain-Index und Handlungskonzeption. - Natur und Landschaft 84, 366 - 371.
- RICKER, W. E. (1940): Relation of "Catch per unit effort" to abundance and rate of exploitation. - J. Fish. Res. Board Can. 5, 43 - 70.

- SCHIEMER, F. & H. WAIDBACHER (1992): Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. - In: Boon, P. J. et al. (Hrsg.): River conservation and management, Chichester (John Wiley & Sons), 363 - 382.
- 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 (2005): Untersuchungen zum Einfluss von Kormoranabschüssen auf die Bestandsentwicklung der Fischfauna in der Ahr. - - Kirtorf-Wahlen (Institut für angewandte Ökologie), im Auftrag der ARGE-Ahr e.V., 21 S.
- SCHWEVERS, U., B. ADAM & C. GUMPINGER (1998): Fischfaunistische und fischereiliche Untersuchungen in der Main-Stauhaltung Randersacker. - Kirtorf-Wahlen (Institut für angewandte Ökologie), im Auftrag des Wasserstraßen-Neubauamtes Aschaffenburg, 151 S.
- SCHWEVERS, U., B. ADAM, O. ENGLER & K. SCHINDEHÜTTE (2002): Fischökologische Untersuchungen im Gewässersystem der Fulda. - Kirtorf-Wahlen (Institut für angewandte Ökologie), im Auftrag des Regierungspräsidiums Kassel, 8 Bände, zus. 3.960 S.
- WARINGER; J. A. CHOVANEC, M. STRAIF, W. GRAF, W. RECKENDORFER, A. WARINGER-LÖSCHENKOHL, H. WAIDBACHER & H. SCHULZ (2005): The floodplain-index - habitat values and indication weights for molluscs, dragonflies, caddisflies, amphibians and fishes from Austrian Danube floodplain waterbodies. - *Lauterbornia* 54, 177 - 186.
- WILMANN, O. (1984): Ökologische Pflanzensoziologie. - Heidelberg (Quelle & Meyer), 3. Auflage, 372 S..
- WOLTER, C. (2006): Die fischökologische Bedeutung von Flussauen und ihre Berücksichtigung bei der fisch-basierten Gewässer-Zustandsbewertung. - Artenschutzreport 19, 45 - 49.
- ZAUNER, G. & J. EBERSTALLER (1999): Klassifizierungsschema der österreichischen Flußfischfauna in bezug auf deren Lebensraumsprüche. - *Österr. Fischerei* 52, 198 - 205.