



# Ökologische Aufwertungsmaßnahmen in oberösterreichischen Gewässern

*Planung, Umsetzung, Erfolge, Probleme*

Clemens Gumpinger, Sarah Höfler & Christian Pichler-Scheder

Libellenbeitrag: Andreas Chovanec

Wels, April 2018

Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung

Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft

Abteilung Wasserwirtschaft





Ökologische Aufwertungsmaßnahmen in oberösterreichischen Gewässern  
*Planung, Umsetzung, Erfolge, Probleme*

**blattfisch e.U.**

Technisches Büro für Gewässerökologie  
DI Clemens Gumpinger



4600 Wels | Gabelsbergerstraße 7  
Tel: 07242/211592 | e-Mail: office@blattfisch.at  
FN 443343 a (Landesgericht Wels)

Im Auftrag des  
Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung  
Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft  
Abteilung Wasserwirtschaft

Wels, April 2018



# Inhalt

|       |   |    |
|-------|---|----|
| 1     | Einleitung .....  | 1  |
| 2     | Fließgewässerrenaturierung.....   | 2  |
| 2.1.1 | Gewässerlandschaften und Flussbau – ein historischer Abriss .....   | 2  |
| 2.1.2 | Auswirkungen von menschlichen Eingriffen auf die Fließgewässerökologie.....   | 4  |
| 2.1.3 | Beispiele für die menschliche Überprägung von Fließgewässern in Oberösterreich .....  | 8  |
| 2.1.4 | Gewässer in der menschlichen Wahrnehmung.....   | 10 |
| 2.2   | Aktuelle Maßnahmenumsetzung an den Gewässern .....  | 11 |
| 2.3   | Gewässerrenaturierung – eine begriffliche Differenzierung.....  | 13 |
| 3     | Bearbeitungsmethodik .....  | 16 |
| 3.1   | Datensammlung.....  | 16 |
| 3.2   | Bewertungsmethodik .....  | 16 |
| 3.3   | Beschreibung von Beispiel-Projekten und Monitoring-Ergebnissen .....  | 21 |
| 4     | Ergebnisse.....   | 22 |
| 4.1   | Projektinventur Oberösterreich – Stand der Umsetzung.....   | 22 |
| 4.1.1 | Projektintentionen .....  | 22 |
| 4.1.2 | Maßnahmentypen.....   | 25 |
| 4.1.3 | Übersicht über die Standorte im prioritären Sanierungsraum .....  | 27 |
| 4.1.4 | Zeitliche Umsetzung.....  | 29 |
| 4.1.5 | Investitionsvolumen für ökologisch relevante Maßnahmen .....  | 31 |
| 4.1.6 | Maßnahmen zur Lebensraumverbesserung im Detail .....  | 32 |
| 4.2   | Umsetzungsbeispiele mit Monitoringergebnissen .....   | 37 |
| 4.2.1 | Aschach-Sandbach-Leitenbach.....  | 37 |
| 4.2.2 | Verschiedene Abschnitte der Krems .....   | 43 |
| 4.2.3 | Verschiedene Abschnitte in der Naarn .....  | 49 |
| 4.2.4 | Donau–Nebenarm Marktau inklusive Umgehungsgerinne Ottensheim-Wilhering .....  | 52 |
| 4.2.5 | Mattig-Mündungsabschnitt.....   | 57 |
| 4.2.6 | Gurtenbach-Mündung .....  | 59 |
| 4.2.7 | Kandlbach-Unterlauf .....   | 63 |
| 4.2.8 | Antiesen – Herstellung der Durchgängigkeit genügt nicht .....   | 65 |
| 4.3   | <b>Gastbeitrag (Andreas Chovanec):</b> Libellen als Indikatoren zur Bewertung von gewässerökologischen Maßnahmen an Fließgewässern in Oberösterreich..... | 68 |
| 5     | Diskussion .....  | 83 |
| 5.1   | Stand der Umsetzung in Oberösterreich.....  | 83 |
| 5.2   | Generelle Erfolgsfaktoren für Gewässerrenaturierung.....  | 84 |

|       |   |    |
|-------|---|----|
| 5.2.1 | Definition der Zielsetzung.....                   | 84 |
| 5.2.2 | Ökologisch und technisch integrative Planung..... | 85 |
| 5.2.3 | Fachlich fundierte Baubegleitung.....             | 89 |
| 5.2.4 | Langfristige Funktionalität der Maßnahmen .....   | 89 |
| 5.2.5 | Monitoring erleichtert Lernen .....               | 90 |
| 6     | Resümee.....                                      | 94 |
| 7     | Literatur.....                                    | 96 |







# 1 Einleitung

Mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie (RICHTLINIE 2000/60/EG) ist nach Jahrzehnten intensiver Gewässerverbauungen ein bahnbrechender Ordnungsrahmen zur Verbesserung aquatischer Ökosysteme geschaffen worden. Im Prozess der Erfüllung dieser Richtlinie sind europaweit bereits zahlreiche Maßnahmen umgesetzt worden.

Zielsetzung des vorliegenden Berichts ist, eine Inventur der in den oberösterreichischen Fließgewässern umgesetzten Maßnahmen zu machen und sie anhand verschiedener Gesichtspunkte zu charakterisieren. Weiters sollen die Rahmenbedingungen für die zukünftige Prioritätensetzung und Implementierung abgesteckt und daraus eine Handlungsempfehlung abgeleitet werden.

Die Wirksamkeit der Maßnahmen auf die (Gewässer-)Ökologie wird darüber hinaus beispielhaft anhand einzelner Maßnahmen, von denen eine gute Datenlage vorliegt, herausgearbeitet.

Die Forderung nach der Umsetzung von Maßnahmen, die eine eigendynamische Gewässerentwicklung ermöglichen, anstatt „starre Renaturierungen“ herzustellen, ist eine altbekannte (z.B. STANFORD et al. 1996). Der Fortschritt der in den letzten Jahren in diese Richtung gelang, wird dokumentiert und eine Weiterentwicklung in Richtung dynamischer, großzügiger Maßnahmen mittels Vorschlägen unterstützt.

Ergänzend zu der Inventur der Projekte und der Analyse der Monitoring-Ergebnisse ausgewählter Projekte wurden Expertenmeinungen zum Thema Gewässerrenaturierung eingeholt. Es wurden zahlreiche Personen um eine schriftliche Meinung gebeten, wobei folgende Fragen als Hilfestellung formuliert wurden:

- Was ist bei Gewässerrenaturierungen besonders zu beachten?
- Was sind die Erfolgsfaktoren für eine gelungene gewässerökologische Maßnahme?
- Welche zukünftigen Herausforderungen sehen Sie für die Maßnahmenumsetzung?

Sämtliche Rückmeldungen dieser Expertenbefragung sind als ergänzende Textfelder in vorliegendem Bericht eingestreut.

Ergänzend ist als Kapitel 4.3 ein Beitrag von Andreas Chovanec integriert, der aufgrund zahlreicher Studien und einer entsprechenden Expertise über die Möglichkeiten schreibt, mittels anderer, als der ohnehin bekannten Indikatorengruppen, in diesem Fall der Libellen (Odonata), ökologisch orientierte Gewässerbaumaßnahmen zu beurteilen.

## 2 Fließgewässerrenaturierung

Fließgewässer werden seit jeher vom Menschen genutzt. Über Jahrtausende dienten sie der Versorgung mit Wasser und Nahrung sowie der Entsorgung von Abfall ebenso als Reise- und Transportwege. Eingriffe in Flusslandschaften haben daher in unterschiedlichem Ausmaß schon seit Menschengedenken stattgefunden, wobei in Oberösterreich wie in ganz Mitteleuropa die massivsten Veränderungen mit ihren flächendeckenden Auswirkungen erst mit dem Beginn der Industrialisierung im 19. Jahrhundert eingesetzt haben.

Letztendlich wurden im Laufe der Jahrhunderte, vor allem aber in den letzten Jahrzehnten des vergangenen Jahrhunderts, zahllose Fließgewässer durch Begradigung und Regulierung zu Abflusskanälen reduziert, deren vordringlichste Funktionen das schadlose Abführen von Hochwässern und die Nutzung der Wasserkraft darstellen. Parallel dazu fand meist eine vollständige Überprägung des Umlandes und des gesamten Einzugsgebietes statt. Dadurch wurde das komplexe Wirkungsgefüge zwischen dem Fluss und dem begleitenden Umland entkoppelt und die ökologische Funktionsfähigkeit der Gewässerräume über weite Strecken zerstört.

In Oberösterreich sind speziell kleine und mittelgroße Gewässer mit Mittelwasserabflüssen von wenigen hundert Litern pro Sekunde bis hin zu 30 – 50 m<sup>3</sup>/s sehr intensiv und schon lange Zeit von diesen Veränderungen betroffen (HAIDVOGL et al. 2011). Viele dieser Gewässer verlaufen in den Kulturlandschaften des Alpenvorlandes und sind der Fließgewässerregion des Hypo-Rhithral (Äschenregion) zuzuordnen, in der eine sensible Fauna und Flora einem hohen menschlichen Nutzungsdruck ausgesetzt ist. In der weiter flussabwärts anschließenden Barbenregion ist die anthropogene Einflussnahme zwar ebenfalls groß, die Lebensgemeinschaften dort haben aber eine höhere Toleranz gegenüber den, neben der Regulierung als Hauptstressoren geltenden unnatürlich hohen Feinsedimentmengen und dem erhöhten Nährstoffangebot.

Zum aktuellen Zeitpunkt liegt die Situation vor, dass in ganz Österreich etwa 30 % der Gewässerläufe massiv morphologisch verändert sind. Diese Situation ist durchaus mit vielen anderen mittel- und westeuropäischen Staaten vergleichbar und liegt in einem nahezu schon üblichen Bereich, wenn man die westliche Welt betrachtet.

Diese Entwicklung hat zu einem enormen Verlust an Biodiversität und zur qualitativen und quantitativen Schädigung der aquatischen und gewässergebundenen Flora und Fauna zur Folge. Die Reaktion der Politik auf diese Erkenntnis war eben die Etablierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, um beim Niedergang der aquatischen Ökosysteme eine Trendwende einzuleiten.

In vielen Fällen ist die großzügige Renaturierung möglichst großer Fließgewässerräume die einzige Möglichkeit, die ökologische Sanierung der Gewässerökologie nachhaltig wirksam zu initiieren.

### 2.1.1 Gewässerlandschaften und Flussbau – ein historischer Abriss

An dieser Stelle soll die Entwicklung der oberösterreichischen Gewässerlandschaften von der natürlichen, unbeeinflussten Situation bis heute nachgezeichnet werden. Da aber kein heute lebender Mensch mehr miterlebt hat, wie die heimischen Fließgewässer ursprünglich ausgesehen haben, ist man hierzu auf historische Schriften und Kartendarstellungen angewiesen.

Wegen der großen Bedeutung der Fließgewässer als Transportwege wurden die meisten historischen Beschreibungen von Flusslandschaften aus dem Blickwinkel der Schifffahrt verfasst. Als Beispiel sei hier die Charakteristik der Donau angeführt, wie sie sich laut DEUTSCH-ÖSTERREICHISCH-UNGARISCHEM VERBAND FÜR BINNENSCHIFFFAHRT (1909) vor dem Jahr 1850 in Oberösterreich dargestellt haben soll: „Knapp

unterhalb [von Aschach und Brandstatt] eröffnete die bis Ottensheim reichende Weitung dem unregelmäßigem Strome zahlreiche Seitenarme und damit stets wechselnde Naufahrtslinien. Aus der Situation dieser Weitung [...] ist ersichtlich, wie die Strömung bald den, bald jenen Seitenarm aufsuchte und selbst innerhalb kurzer Zeiträume, bloß von der Höhe des Wasserstandes abhängig, die entlegendsten Uferländer zu Treppelwegszwecken ausgenützt werden mußten“. Und weiter: „Linz selbst entbehrte am Beginne dieser Periode noch geeigneter Uferbeschläge. Die oberhalb der Linzer Brücke beginnende Weitung, innerhalb welcher die geschiebereichen Zuflüsse der Traun und Enns, selbst unregelmäßig, ihren Detritus bald da, bald dort zur Ablagerung brachten, bot der dem Defilee entströmenden Wassermenge abermals Gelegenheit, in zahllosen Spaltungen immer neue Arme aufzusuchen, aus denen nur das kundige Auge des ‚Schiffmeisters‘ die zweckmäßigste Fahrrinne zu finden vermochte.“ In den hier beschriebenen Beckenlandschaften der Donau sah man sich klassischen Furkationsbereichen gegenüber, die die Schifffahrt schwierig und gefährlich machten.

Die zunehmende Technisierung und damit einhergehend die Fähigkeit, größere Flöße und Schiffe zu bauen, ermöglichten schon früh den Transport großer Mengen von Gütern auf den Flüssen (siehe z.B. CASSON 1995, HARTL 2009). Dies erhöhte die Notwendigkeit, die Flüsse leichter befahrbar zu machen. Besonders erwähnenswert ist in diesem Zusammenhang die Intention der Schiffbarmachung des „Wilden Falls“, also des Traunfalls flussauf von Lambach, die im Auftrag der Königin Elisabeth bereits im Jahr 1311 in Angriff genommen worden sein soll (BAUMANN 1951). Mit zunehmender Nutzung wurden, um den Zugang zum Fluss zu verbessern und etwa Ladetätigkeiten zu erleichtern, auch größere bauliche Maßnahmen an den Gewässern gesetzt – so entstanden erste Ufermauern, Treppelwege, Steg- und Hafenkonstruktionen. Im oberösterreichischen Alpenraum wurden schon vor Jahrhunderten zur gefahrloseren Flößerei Verbauungen entlang der Ufer errichtet, aber auch die ersten großen Bauwerke zur Steuerung des Durchflusses, nämlich die Traunklausen bei Gmunden und Steeg (BAUMANN 1951).

In den großen Flüssen baute man bald mit sehr hohem Personaleinsatz und unter äußerst gefährlichen Bedingungen Leitwerke, um Gefahrenstellen für die Schifffahrt auszuräumen. Der Versuch, die Stromschnellen der Donau im Strudengau bei Grein zu bändigen, zählt wohl zu den ersten derartigen Eingriffen großen Ausmaßes in Oberösterreich. Der ursprüngliche Charakter dieser schwer schiffbaren Flusslandschaft wird von WALCHER (1778) wie folgt beschrieben: „Die Sohle der Donau bestand dort, auf einer Länge von ungefähr 400 Metern, aus wild zerrissenen und zerklüfteten Felsen, die größtenteils über Niederwasser reichend, eine ebenso malerische als gefahrdrohende Stromschnelle bildeten.“ Der Versuch, diese Schifffahrtshindernisse durch Aussprengung eines Fahrkanals zu beseitigen, zog sich, nicht zuletzt wohl aufgrund der ungenügenden Sprengtechnik und der Tatsache, dass nur bei extremer Niederwasserführung gesprengt werden konnte, bis ins Jahr 1850 hin (DEUTSCH-ÖSTERREICHISCH-UNGARISCHER VERBAND FÜR BINNENSCHIFFFAHRT 1909).

Eine entscheidende Wende stellte sich im Jahr 1850 mit der Errichtung der K. u. K.-Generalbaudirektion zur technisch-administrativen Leitung des Baudienstes ein. Diese Institution sollte unter anderem die Donau in Österreich durchgehend schiffbar machen (MELICHAR et al. 2008). Rasch begann man mit der Realisierung koordinierter flächendeckender Gewässerverbauungen mit dem Ziel, die Gefahr von Überschwemmungen zu reduzieren und fruchtbares Land zu gewinnen (HOHENSINNER et al. 2003, WINIWARTER et al. 2016). Europaweit führte man in dieser Epoche mit Hilfe zahlloser Arbeitskräfte auch an großen Flüssen, etwa am Rhein oder an der Rhône, großangelegte sogenannte „Correctionen“ durch (LAMMERSEN et al. 2002). Die Arbeiten am oberösterreichischen Inn etwa, begannen bereits 1853 (BAUMANN 1951). Hauptmaßnahmen waren die Herstellung eines zentralen Abflusskanales, die Begradigung des Laufes, Mäanderdurchstiche und Ufersicherungen. Begleitet wurden diese massiven Landschaftsgestaltungen von der Trockenlegung des Gewässerumlandes und Drainagierungen der in den Tallagen sumpfigen Einzugsgebiete. Der Landesbaudirektor von Linz, Josef BAUMGARTNER, berichtet beispielsweise in seiner „Beschreibung der Regulierungsbauten an der Donau in Oberösterreich“ (1861),

dass „das rechte und teilweise auch das linke Ufer durch Steinpflasterungen geschützt [ist], die Mehrzahl der Afterrinnsale abgeschlossen und zur Verlandung gebracht [wurde].“

Nach dem Ersten Weltkrieg und mit dem Zerfall des Habsburgerreiches erfolgte der Verlust der großen ungarischen Landwirtschaftsflächen – der sogenannten „Kornkammern der Monarchie“ – für die Versorgung der österreichischen Bevölkerung mit Nahrungsmitteln. Es musste folglich innerhalb der neuen Staatsgrenzen für die Entstehung ausreichend großer Anbauflächen gesorgt werden, was vor allem mit der Regulierung von Fließgewässern und der Trockenlegung von gewässerbegleitenden Auflächen angestrebt wurde. Nach dem Zweiten Weltkrieg erfolgte mit Maschineneinsatz im großen Stil eine neuerliche Steigerung der Effizienz in der Gewässerverbauung und zur Nutzbarmachung der Landschaft. Man bearbeitete nun auch kleinere Fließgewässer intensiv. In Österreich erfolgte dies unter dem Motto der Schaffung eines „zehnten Bundeslandes“ mittels des sogenannten „landwirtschaftlichen Wasserbaues“. Angesichts von Zerstörung, Armut und Hunger, die der Krieg hinterlassen hatte, ein durchaus verständliches Ansinnen zur Sicherstellung der Ernährung der Bevölkerung.

Wenig später, zur Zeit prosperierender Wirtschaft, nahm dann der Hochwasserschutz, und darauf folgend vor allem der Ausbau der Wasserkraft einen immer wichtigeren Stellenwert ein, der zum Teil bis heute erhalten geblieben ist.

## 2.1.2 Auswirkungen von menschlichen Eingriffen auf die Fließgewässerökologie

Um zu verdeutlichen, wie und wo menschliche Eingriffe in Fließgewässer das ökologische Gefüge stören, sei einleitend das „Extended Serial Discontinuity Concept“ (WARD & STANFORD 1983, WARD & STANFORD 1995) vorgestellt, in dem Gewässer als vierdimensionale Systeme verstanden werden (Abb. 1 links). Die drei räumlichen Ebenen sind die Längsdurchgängigkeit oder die longitudinale Konnektivität, die seitliche oder laterale Vernetzung des Gewässers mit seinem Umland, und schließlich die vertikale Interaktion des Wasserkörpers mit der Gewässersohle, dem Kieslückenraum, dem Grundwasser und der Atmosphäre. Als vierte wesentliche Komponente werden die Veränderungen und Prozesse über die Zeit betrachtet: Die typische Dynamik aus wiederkehrenden Störungen mit teils großen morphologischen Veränderungen, Umlagerungen und Erosions- wie Sedimentationsprozessen und den dazwischen liegenden, stabilen Phasen ist wesentlich für die Ausbildung vielfältiger Habitats und damit einer arten- und individuenreichen Lebensgemeinschaft im Gewässer und im Umland (z.B. SCHIEMER & ZALEWSKI 1992).

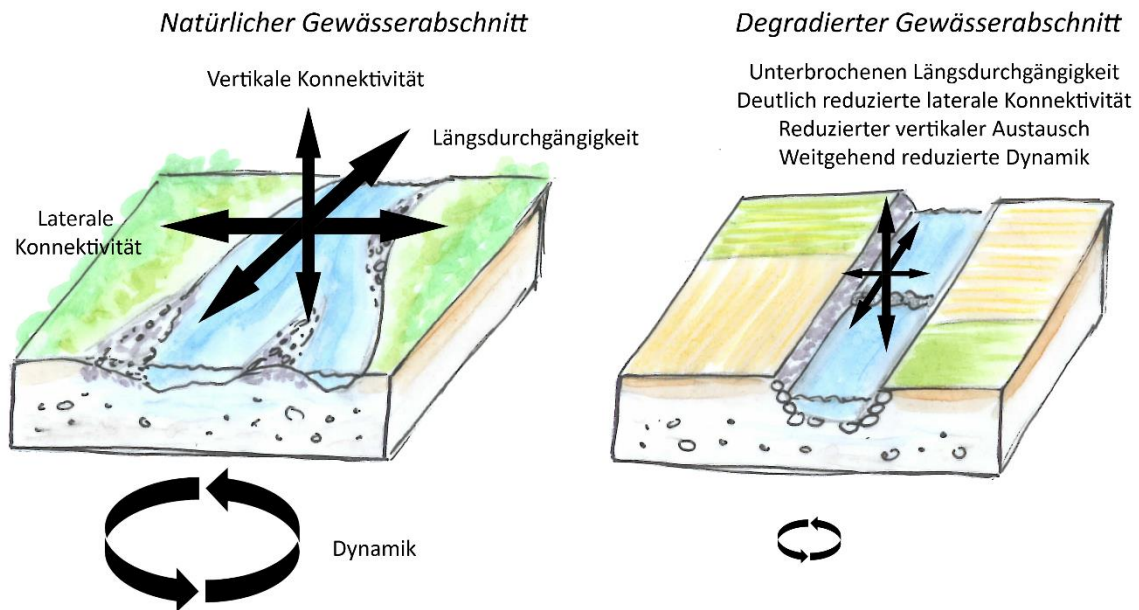


Abb. 1 Vergleich zwischen einem natürlichen und einem degradierten Flussabschnitt hinsichtlich der vier Dimensionen nach VANNOTE et al. 1980, WARD & STANFORD 1983 bzw. JUNGWIRTH et al. 2003.

Alle genannten Prozesse wurden im Zuge von Begradigung, Regulierung und Verbauung drastisch reduziert (Abb. 1 rechts) – mit weitreichenden Folgen für die betroffenen Gewässer und ihre Lebensgemeinschaften.

Mit einer Regulierung wird generell die Fließgeschwindigkeit erhöht, weil das Gewässer auf einer verkürzten Lauflänge denselben Höhenunterschied abbauen muss und zudem meist in der Breite reduziert wurde. Eine höhere Fließgeschwindigkeit bedeutet zugleich aber auch eine höhere Erosionskraft, deren seitliche Auswirkungen durch (Blockwurf-)Sicherungen verhindert werden. Begradigte Gewässer können Material nur in der vertikalen Dimension mobilisieren, also aus der Sohle. Dieses Sohlmaterial, das im natürlichen Zustand liegenbleiben würde, wird erodiert und flussabwärts transportiert, das Gewässer gräbt sich durch diesen Vorgang immer tiefer in sein eigenes Bett hinein. In letzter Konsequenz führt diese Entwicklung zum sog. Sohlurchschlag, der dann entsteht, wenn das natürliche Gewässer-Schotterbett völlig wegerodiert ist.

Um also diese unerwünschte Eintiefung hintanzuhalten, wurden zahllose Querbauwerke zur Sohlstabilisierung in unsere Gewässer eingebaut, die aber andererseits die Längsdurchgängigkeit einschränken und so zur Fragmentierung des Lebensraumes führen: Sie stören oder unterbrechen gar die Wanderrouten der aquatischen Fauna, allen voran der Fische, und verhindern damit die für den Arterhalt zahlreicher Arten nötigen Laichwanderungen. Selbstredend stellen auch Wehre, die zur Stromerzeugung dienen, solche Barrieren dar, ebenso wie Geschiebesperren, Brückensicherungen, Ausleitungsbauwerke für Bewässerungszwecke oder für die Wasserversorgung von Teichanlagen – eben alle Sohleinbauten mit einer Fallhöhe. Diese Eingriffe haben schlussendlich dazu geführt, dass wir heute laut Nationalem Gewässerbewirtschaftungsplan (BMLFUW 2017) in Österreich mit mehr als 30.000 Querbauwerken konfrontiert sind – das entspricht im Schnitt einem Wanderhindernis pro Kilometer Gewässerlauf.

Durch diese Querbauwerke wird aber nicht nur die Längsdurchgängigkeit, sondern auch die vertikale Vernetzung der Gewässer mit dem Umland beeinträchtigt. In besonders technisch ausgeführten

Regulierungen, in denen die Sohle gar gepflastert wurde, ist die Gewässervernetzung in allen drei räumlichen Dimensionen vollständig unterbunden.

Im Zuge von Regulierungen, deren Ziel ja die möglichst rasche Abführung von Hochwasserereignissen ist, wurden in erster Linie Kurven und Bögen abgeschnitten und die Ufer befestigt. Durch Blocksteinverbauungen, Betonmauern aber auch durch ingenieurbioökologische Maßnahmen wie Weidenflechtzäune wird die laterale Vernetzung des Gewässers mit dem Umland stark eingeschränkt, wenn nicht gar völlig verhindert. Die oben beschriebene Sohleintiefung trägt noch zusätzlich massiv zur Gewässer-Umland-Entkoppelung bei. All die geschilderten Eingriffe haben letztendlich die massive Reduktion der, für das charakteristische Fließgleichgewicht verantwortlichen dynamischen Prozesse in Fließgewässern zur Folge. All die geschilderten Eingriffe haben dazu geführt, dass sich heute etwa ein Drittel, exakt 29,2 % der Gewässerläufe mit Einzugsgebietsflächen über 10 km<sup>2</sup> in einem morphologisch veränderten Zustand befinden. Im Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan wird in diesem Zusammenhang von „Belastungen durch strukturelle Eingriffe“ gesprochen (BMLFUW 2017).

Aber nicht nur technische Sicherungen oder Querbauwerke bedingen den oft naturfernen Zustand unserer Gewässer – auch die Entfernung der natürlichen Strukturen trägt maßgeblich dazu bei. In Abb. 2 sind jeweils natürlich strukturierten Gewässerabschnitten solche gegenübergestellt, in denen die ökologisch so wichtigen Strukturen – Totholz, eintauchende Ufervegetation, Gesteinsblöcke und grober Schotter – entfernt wurden. Die Einbuße an Strukturen hat in den Beispielfällen zu einer völligen Homogenisierung des Lebensraumes und zum großflächigen Verlust von Habitaten für die aquatische Fauna geführt.

Besondere Bedeutung bei der Betrachtung der ökologischen Defizite kommt dem Gewässerumland zu. Die teils intensive Nutzung der durch Begradigungen und Trockenlegung gewonnenen Flächen verschlimmern die Situation in den Gewässern zusätzlich, wobei es oft zu Rückkoppelungen und selbstverstärkenden Regelkreisen kommt. Die Entkoppelung des Baches oder Flusses von seinem begleitenden Grundwasserkörper hat nämlich in der Regel das Absinken des Grundwasserspiegels zur Folge, wodurch die Nutzung der betroffenen Flächen zunehmend schwieriger wird. Die Drainagierung der Gewässerauen hat zwar mittelfristig zur Entstehung fruchtbarer Acker- und Grünlandflächen geführt, langfristig gräbt die landwirtschaftliche Nutzung durch die Begradigung der Gewässer aber - bildlich gesprochen - sich selbst das Wasser ab.



Abb. 2 *Vergleich der Strukturausstattung in einem naturnahen und einem stark menschlich überformten Zufluss der Maltsch (oben), sowie in einem Abschnitt der Waldaist mit grobem Blockwerk und einem, aus dem diese Blöcke entnommen wurden (unten).*

Durch den Verlust der Auwälder und die häufig intensive Nutzung des Umlandes bis knapp an die Gewässer heran, ist heute in der Regel nur noch eine sehr spärliche Ufervegetation geblieben. Diese kann in vielen Fällen eine ausreichende Beschattung des Gewässerlaufs nicht mehr bewerkstelligen, das Wasser erwärmt sich zunehmend. Dieser Effekt wird durch Stauhaltungen noch deutlich verstärkt (GUMPINGER et al. 2009). Auch eine ausreichende Pufferwirkung gegenüber Einschwemmungen von Nähr- und Schadstoffen und Feinsediment aus dem Gewässerumland kann der heute typische, meist einreihige Gehölzgürtel entlang der Fließgewässer nicht gewährleisten. Fast noch stärker wirkt sich auf den Sedimenthaushalt aber aus, dass infolge von Uferdämmen und Sohleintiefungen kaum noch ein Austrag von Sediment aus dem Gewässer stattfinden kann. Die Gewässer treten nur mehr bei sehr starken Hochwasserereignissen über die Ufer, wodurch sich die mitgeführten Feinsedimentfrachten nur noch sehr selten in den Auen ablagern können. Die Folge ist ein praktisch flächendeckender, unnatürlich hoher Anteil an Feinsediment in den Gewässern (HÖFLER & GUMPINGER 2014). Dadurch verändern sich auch die biologischen Vorgänge im System, beispielsweise kommt es wegen der Verstopfung des Kieslückenraums (Kolmation) zu Verschiebungen in der Artenzusammensetzung und zur Abnahme der Biomasse der Makrozoobenthosfauna; kieslaichende Fischarten finden keine geeigneten Laichplätze und die Überlebensraten der Larven im Schotterkörper sinken drastisch. Auch für die menschliche Nutzung ergeben sich deutlich negative Auswirkungen, z. B. fischereiliche Einbußen, Verlandung von Stauräumen oder erhöhte Schäden im Hochwasserfall (WATERS 1995, WOOD & ARMITAGE 1997).

Neben den geschilderten qualitativen Aspekten der anthropogenen Veränderungen dürfen aber die quantitativen Verluste nicht vergessen werden. Die großräumigen Baumaßnahmen haben durch das Abschneiden von großen Flussschlingen und Mäanderschleifen ganz generell zu einem massiven Verlust an Lebensraum für die aquatische und gewässergebundene Flora und Fauna geführt. Zudem wurde der Fluss von den begleitenden Auegebieten entkoppelt, was einen weiteren, flächenmäßig oft noch viel größeren Lebensraumverlust bedeutet hat.

### 2.1.3 Beispiele für die menschliche Überprägung von Fließgewässern in Oberösterreich

Als ein Beispiel für das Ausmaß, das Gewässerverbauungen auch in Oberösterreich angenommen haben, sei die Traun in Wels herangezogen. In Abb. 3 ist eine historische Ansicht aus dem 17. Jahrhundert einem aktuellen Foto aus ähnlichem Blickwinkel gegenübergestellt. Während der Fluss einst zahlreiche Nebenarme ausgebildet und das Stadtbild dominiert hat, ist er heute inmitten der dichten Bebauung zu beiden Seiten auf ein schmales Band reduziert. Abb. 4 zeigt Wels und die Traun zweimal im selben Kartenausschnitt – einmal im frühen 19., einmal im 21. Jahrhundert.



Abb. 3 Oben: „Wels (von Süden)“. Aus: MATTHAEUS MERIAN, *Topographia Provinciarum Austriacarum*, Franckfurt am Mayn, 1649. (Faksimileausgabe). Verfügbar unter [www.mapire.eu](http://www.mapire.eu) [24.01.2018].

Unten: Aktuelle Stadtansicht aus Richtung Süden. (Quelle: Wels Marketing & Touristik GmbH, verfügbar unter: [www.wels.at](http://www.wels.at) [24.01.2018].



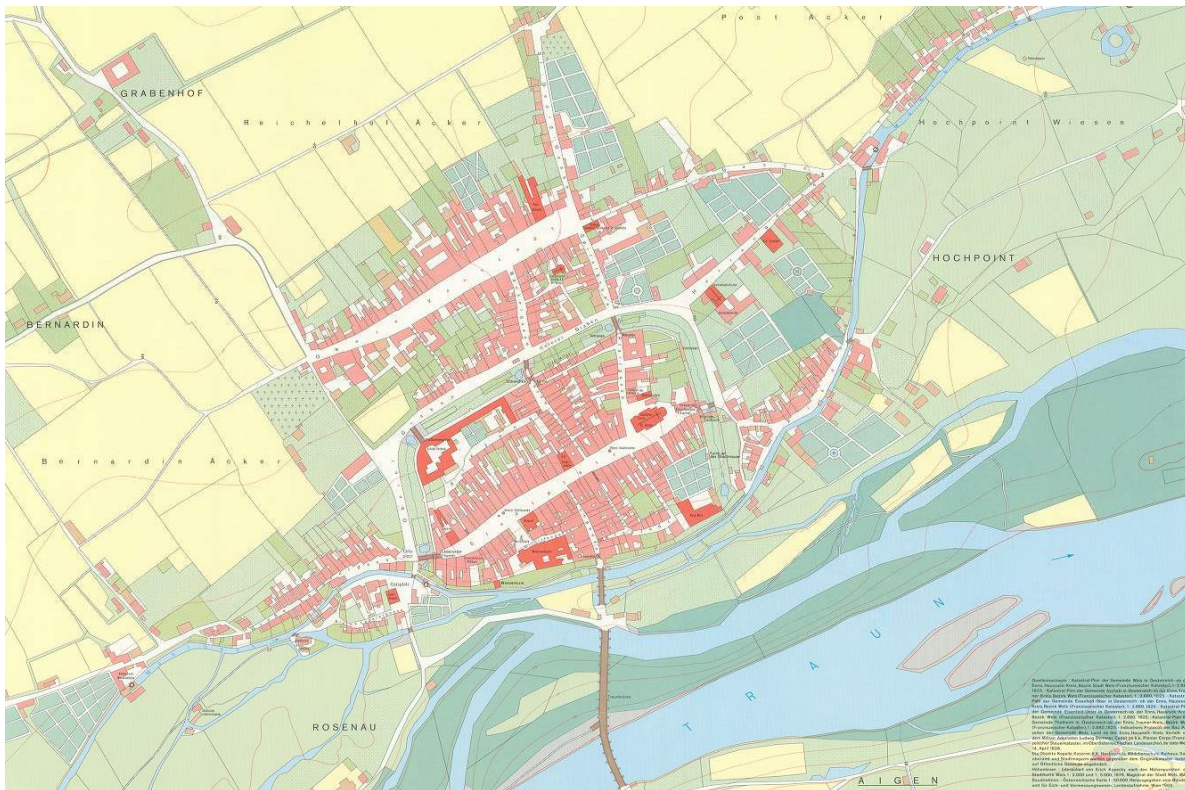


Abb. 4      Oben: Wels und die Traun um 1825 – Digitalisierung des Franziszeischen Katasters (Quelle: © Wiener Stadt- und Landesarchiv, Wien / Ludwig Boltzmann Institut für Stadtgeschichtsforschung, Linz – Wien) Verfügbar unter [www.mapire.eu](http://www.mapire.eu) [24.01.2018].

Unten: Wels und die Traun aktuell, identischer Ausschnitt (Quelle: [doris.ooe.gv.at](http://doris.ooe.gv.at)).

Klar zu erkennen ist auch hier, dass vom ursprünglichen Flusslauf der Traun mit seiner hohen Breitenvarianz, seinem weitverzweigten Nebenarmsystem und den großen, oft mit Auwald bestockten Inseln nur noch ein überall gleich breiter Flussschlauch ohne Strukturen übriggeblieben ist.

Bei den großen Flüssen wie der Traun, der Donau oder der Enns haben die Regulierungen durch die Einengung des Hauptflusses, die Abtrennung von Nebengewässern und die Trockenlegung der Auen vor allem zu Verlusten in der Gewässerbreite geführt. Bei den kleineren Flüssen, etwa im Alpenvorland, stechen hingegen eher die massiven Laufverkürzungen ins Auge, die durch die Begradigung der ehemals in ausgeprägten Schlingen verlaufenden Gewässer entstanden sind. Ein gutes Beispiel hierfür ist die Pram im Ortsgebiet von Riedau, die im Franziszeischen Kataster noch als gewundener Fluss mit teils ausgeprägten Prall- und Gleithängen dargestellt ist, in den Jahren 1968 und 1969 aber schnurgerade reguliert wurde und so einen nennenswerten Anteil ihrer Lauflänge eingebüßt hat (Abb. 5).



Abb. 5 Links: Ehemaliger Verlauf der Pram in Riedau (Quelle: Franziszeischer Kataster, [doris.ooe.gv.at](http://doris.ooe.gv.at)). Rechts: Derselbe Ausschnitt im Orthofoto zur Zeit als der Lauf begradigt war – also vor der Renaturierung (Quelle: [doris.ooe.gv.at](http://doris.ooe.gv.at), 2011).

Zur Veranschaulichung der quantitativen Verluste wurde als besonders repräsentatives Beispiel die oberösterreichische Krems untersucht (BART & GUMPINGER 2007). Der Vergleich von aktuell noch natürlich erhaltenen Laufabschnitten mit regulierten Gewässerstrecken hat Lauflängenverluste zwischen 20 und 40 % ergeben. Außerdem ging infolge der Regulierungsmaßnahmen in den Flussläufen die ursprünglich heterogene Habitatausstattung nahezu völlig verloren: Die Bilanz der Habitat-Kartierungen zeigte in den unregulierten Flussabschnitten, also natürlich entstandene Habitate mit einem Flächenanteil von 98,4 %, während solche Habitate in den regulierten Abschnitten nur 11,7 % der Fläche einnahmen.

## 2.1.4 Gewässer in der menschlichen Wahrnehmung

Mit den allgegenwärtigen menschlichen Überprägungen hat sich über die Zeit auch die Erinnerung und Wahrnehmung von Gewässern geändert – kaum jemand hat heute noch eine Vorstellung davon, wie ein mitteleuropäischer Fluss ursprünglich ausgesehen haben mag. Mehr noch: nur wenigen Menschen fällt beim Betrachten eines überprägten Fließgewässers auf, wie weit es von seinem natürlichen Zustand entfernt ist. Selbst völlig strukturlose, begradigte und verbaute Gerinne werden oft als schön und natürlich empfunden, schlicht deshalb, weil der Vergleich mit echter Natur fehlt. Die Traun in Wels gilt etwa trotz ihrer Regulierung, trotz der Tatsache, dass sie vom Kraftwerk Marchtrenk bis nahezu durch das ganze Stadtgebiet hindurch rückgestaut wird und obwohl sie wegen der steilen und mit Blocksteinen gesicherten Uferböschungen nur an wenigen Stellen über Stiegen zu erreichen ist, als Naherholungsgebiet, in dem sich die Menschen aus der Stadt nahe an der Natur wähen.

Erschwerend kommt hinzu, dass das Gewässerumland zumeist nicht als Teil des Gewässerökosystems wahrgenommen wird, obwohl es vor allem in flacheren Landschaften, wo natürlicherweise furkierende, gewundene und mäandrierende Fließgewässer ausgebildet wären, essentielle Funktionen erfüllen würde (WARD & STANFORD 1995, HEIN et al. 2005, ROYALL & KENNEDY 2016, u.v.m.). Heute wird das Umland eigentlich nur als Bauland oder landwirtschaftlich nutzbare Fläche betrachtet, die möglichst hochwassersicher sein soll und demnach so gut wie möglich vom Gewässer entkoppelt werden muss. Hochwasserschutzmaßnahmen und Drainagen sind hier die logische Konsequenz und führen dazu, dass der Fluss oder Bach noch stärker in seiner Funktionsfähigkeit eingeschränkt wird.

## 2.2 Aktuelle Maßnahmenumsetzung an den Gewässern

Zu Beginn des 21. Jahrhunderts hat die Politik auf die dramatische und ökologisch höchst besorgniserregende Entwicklung in den europäischen Fließgewässern mit der Formulierung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie reagiert (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT 2000), deren Umsetzung durch Implementierung in nationale Gesetze für alle Mitgliedsstaaten verpflichtend ist. Ziel der Richtlinie ist das Erreichen eines „guten ökologischen Zustandes“ in allen Fließgewässern. Der ökologische Zustand ist in einem fünfstufigen Klassensystem definiert und muss regelmäßig anhand biologischer Qualitätselemente evaluiert werden. Diese Qualitätselemente zeigen sehr unterschiedliche Defizite auf; so indiziert etwa die Bewertung mittels der Fischfauna vor allem morphologische Belastungen an, während das Makrozoobenthos, also die aquatischen Wirbellosen, besonders sensibel auf Veränderungen der Gewässersohle, der Wassergüte und auf Stauhaltungen reagiert. Diese beiden Qualitätselemente haben auch noch sehr unterschiedliche Skalenebenen, auf denen sie als Indikatoren wirksam sind. Die Aufwuchsalgen schließlich sind gute Zeigerorganismen für Nährstoffbelastungen.

Die Priorisierung der geeigneten Sanierungsmaßnahmen und den zeitlichen Ablauf der Sanierung der Fließgewässer gibt das ehemalige Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), aktuell Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, mit der Publikation der „Nationalen Gewässerbewirtschaftungspläne (NGP)“ vor, die in der Regel in Sechsjahresabständen herausgegeben werden.

Für den ersten Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan, der von 2009 bis 2015 in Kraft war (BMLFUW 2010), wurde ein prioritärer Sanierungsraum festgelegt, der sich im Wesentlichen mit dem ursprünglichen Verbreitungsgebiet der drei mittelstreckenwandernden Fischarten Nase (*Chondrostoma nasus*), Barbe (*Barbus barbus*) und Huchen (*Hucho hucho*) deckte, also vor allem die Donau und die Unterläufe ihrer Zuflüsse umfasste. In diesem prioritären Sanierungsraum wurde die Herstellung der Längsdurchgängigkeit als vorrangiges Ziel festgelegt. Morphologische Verbesserungen wurden zwar als ergänzende Maßnahmen angeraten, aber nicht verpflichtend vorgeschrieben.

Im Zuge der Erstellung des zweiten NGP (BMLFUW 2017) wurde eine erste Bilanz der Effekte der gesetzten Maßnahmen gezogen. Diese zeigte deutlich auf, dass die Resultate deutlich unter den Erwartungen lagen und dass aufgrund der Vielzahl der Stressoren in den Gewässern alleine mit der Wiederherstellung der longitudinalen Durchwanderbarkeit die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie nicht erreicht werden können.

Grund dafür sind die massiven hydromorphologischen Defizite in den Fließgewässern. Mit der Wiederherstellung der Durchgängigkeit werden zwar – in Abhängigkeit von der Qualität der Fischwanderanlagen – die für den Populationserhalt nötigen Migrationsbewegungen wieder möglich. Allerdings sind Fische, je nach Entwicklungs- oder Altersstadium in sehr unterschiedliche Habitate eingemischt. Fehlt im Lebenszyklus aber nur ein einziges, für ein bestimmtes Altersstadium benötigtes Habitat, so ist das Aufkommen des Nachwuchses einfach nicht möglich.

Begradigte und zu einem linearen Abflusskanal degradierte Flüsse können sich nicht mehr dynamisch entwickeln, es fehlen Nebenarme, Auen und großflächige Schotterbereiche. Die energetische Nutzung verstärkt die Problematik noch weiter. So finden sich in den Stauketten, die die Unterläufe praktisch aller großen Flüsse in Oberösterreich hydromorphologisch völlig verändert haben, kaum mehr flach überströmte Kiesbänke, die aber für die Reproduktion der bestandsprägenden Fischarten Nase und Barbe unverzichtbar sind. Je nach Betriebsweise der Kraftwerke, etwa bei Schwellbetrieb, können selbst vorhandene Schotterbänke nicht genutzt werden bzw. entsteht dadurch eine hohe Strandungsgefahr für Fischlarven und Jungfische.

Aus fachlicher Sicht wird es daher zwingend notwendig werden, großräumige Gewässerrenaturierungen durchzuführen. Europaweit findet aktuell eine intensive Diskussion zwischen Politik und Fachwelt über das nötige Ausmaß an Gewässerrenaturierungen statt, das zur Erreichung der Zielvorgaben aus der Wasserrahmenrichtlinie nötig sein wird. Man hofft, vor allem mit Hilfe von Ausstrahleffekten aus natürlich erhaltenen oder renaturierten Gewässerabschnitten die Sanierungskosten in einem bewältigbaren Rahmen halten zu können (z. B. KLAUER et al. 2014, DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE E.V. 2008).

Das BAYERISCHE LANDESAMT FÜR UMWELT (2017) führt dazu aus, dass die Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Querbauwerken oftmals ein wesentlicher Beitrag zur Zielerreichung sein kann; eine solche Maßnahme sei aber in der Regel nur dann sinnvoll, wenn Lebensräume in ausreichender Qualität oder Funktionalität erschlossen beziehungsweise wiederhergestellt werden können. Weiter heißt es, dass es auch nach der Verbesserung der Durchgängigkeit an Querbauwerken vorkommen kann, dass bestimmte Gewässerabschnitte für Gewässerorganismen weiterhin nicht passierbar sind, etwa weil naturnahe Gewässerabschnitte sehr weit voneinander entfernt sind und die strukturell beeinträchtigten Abschnitte dazwischen eine mangelnde Habitatqualität aufweisen. Dies ist besonders in den Stauketten der Unterläufe großer Flüsse der Fall. Aus Kosten- oder Machbarkeitsgründen wird es dennoch nur selten gelingen, einen Wasserkörper komplett oder auch nur auf sehr langen Abschnitten zu renaturieren.

Besonders vielversprechend erscheint in der Renaturierungsdiskussion daher das Prinzip der Strahlwirkung (Abb. 6). Dieses geht davon aus, dass naturnahe Gewässerabschnitte (sogenannte „Strahlursprünge“) eine positive Strahlwirkung auf den ökologischen Zustand angrenzender, weniger naturnaher Abschnitte besitzen. Der Abstand zwischen den Strahlursprüngen wird als „Strahlweg“ bezeichnet. Die Reichweite der Strahlwirkung lässt sich durch in die Strahlwege eingebrachte strukturverbessernde Maßnahmen kleineren Umfangs, deutlich vergrößern. Aus dem Blickwinkel des Strahlwirkungskonzepts sind also Renaturierungen anzustreben, die zum einen ausreichend groß sind, um die Ausbildung standorttypischer Lebensgemeinschaften zu gewährleisten, und zum anderen ausreichend nahe beieinander liegen oder über Trittsteine so miteinander vernetzt sind, dass der genetische Austausch zwischen den renaturierten Abschnitten ermöglicht wird.

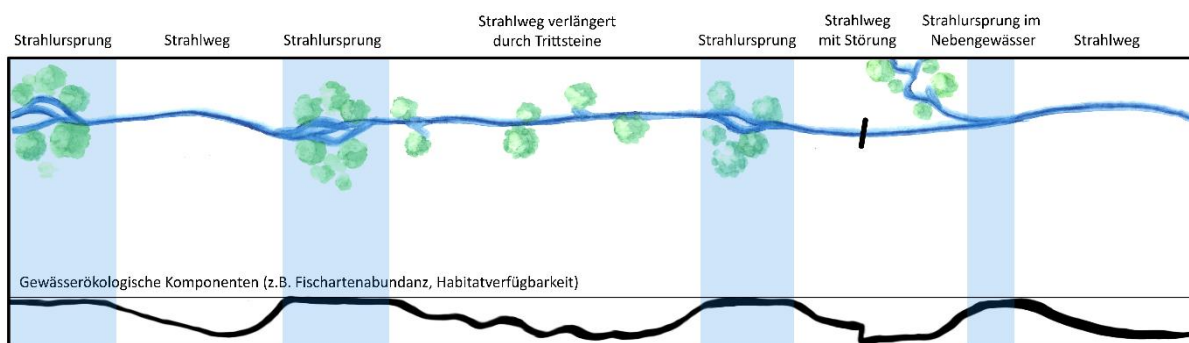


Abb. 6 Schematische Darstellung der Funktionselemente des Strahlwirkungs- und Trittsteinprinzips (nach DEUTSCHEM RAT FÜR LANDESPFLEGE 2008).

Im Wissen, dass die Zielerreichung im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie nicht zuletzt die politisch definierte Aufgabe des modernen Wasserbaus ist, wurden in den letzten Jahren in Oberösterreich zahlreiche gewässeraufwertende Maßnahmen umgesetzt. Einerseits mit dem klaren Ziel der Verbesserung des ökologischen Zustands, andererseits auch häufig in Kombination mit Hochwasserschutzprojekten, Wiederverleihungen von Wasserrechten oder aus erholungsfunktionellen Gründen. Die Maßnahmen unterscheiden sich voneinander deutlich hinsichtlich der Ausdehnung, der Qualität und des Grades an Integration der unterschiedlichen Aspekte im Sinne der Vierdimensionalität von Gewässern.

Da sich die beiden ersten Nationalen Gewässerbewirtschaftungspläne in erster Linie auf die Herstellung der Durchgängigkeit an Querbauwerken konzentrieren, werden Bestrebungen zur Verbesserung der Fließgewässermorphologie bislang nur selten verfolgt. Der sehr komplexe und kostenintensiv zu bearbeitende Feststoffhaushalt von Fließgewässern wurde gar erst im Entwurf für den zweiten NGP als nationale Zielgröße zur Verbesserung der Lebensraumqualität ausgewiesen, konkrete Maßnahmen zu diesem höchst relevanten Themenkomplex wurden bislang noch kaum umgesetzt.

Anerkannte Konzepte bezüglich der Komplexität von Gewässerökosystemen wie etwa das „Extended Serial Discontinuity Concept“ (WARD & STANFORD 1983, WARD & STANFORD 1995) stoßen in der Umsetzungspraxis oft an ihre Grenzen, bzw. wird ihre Berücksichtigung durch die gegebenen finanziellen und technischen Rahmenbedingungen oft stark eingeschränkt.

Das Fehlen von Fließgewässern, deren ursprünglicher Charakter bis heute erhalten ist, macht es – selbst in der fachlichen Praxis – oft schwierig, sich den tatsächlichen Naturzustand und damit das Leitbild des zu renaturierenden Gewässers vor Augen zu führen (HAIDVOGL et al. 2011). Nichtsdestotrotz ist ein positiver Entwicklungsprozess erkennbar, weil bei immer mehr Renaturierungsprojekten im Rahmen der Konzipierung großer Wert auf eine, so gut wie irgend möglich dem Leitbild entsprechende Planung und später auch Umsetzung gelegt wird.

### 2.3 Gewässerrenaturierung – eine begriffliche Differenzierung

Verbesserungen der ökologischen Gegebenheiten in Fließgewässern sind auf vielfältige Art und Weise erreichbar und können von kleinflächigen oder sogar punktuellen Strukturierungsmaßnahmen bis hin zur Wiederherstellung ausgedehnter und vernetzter Gewässerlebensräume mit intakten Auen reichen. In der öffentlichen Darstellung solcher Verbesserungsmaßnahmen wird gemeinhin, in vielen Fällen aber fachlich unkorrekt, von „Renaturierungen“ gesprochen. Die Vielfalt möglicher Eingriffe und maßstäblicher Betrachtungsunterschiede bedarf aber unbedingt einer sprachlichen Differenzierung. Im vorliegenden Bericht wird die folgende Einteilung getroffen:

#### **Punktuelle Maßnahmen:**

Dazu gehören vor allem Maßnahmen zur Wiederherstellung der Längsdurchgängigkeit, aber auch sehr kleinräumige lokale Struktureinbauten.

#### **Strukturmaßnahme / Re-Strukturierung (Englisch: instream structures):**

Diese Maßnahmen finden im bestehenden Flussschlauch statt, dem Gewässer wird also nicht mehr Platz zugestanden, sondern es wird lediglich die Strukturausstattung verbessert. Damit einher geht oft auch eine Verbesserung der Passierbarkeit des Gewässerabschnitts, etwa, wenn sich durch die Schüttung von Bankstrukturen und das Einbringen von Struktursteinen die mittlere Wassertiefe erhöht und auf diese Weise ein Wanderkorridor hergestellt wird.

**Revitalisierung (Englisch: regeneration, revitalisation):**

Darunter werden Maßnahmen subsummiert, die wesentliche Gewässerfunktionen wieder möglich machen, die zuvor durch die menschliche Nutzung nur noch eingeschränkt oder gar nicht mehr vorhanden waren. Beispiele sind die Dotation oder die Instandsetzung von zuvor trockengelegten oder nur mehr eingeschränkt dotierten Gerinnen oder die Wiederanbindung von künstlich abgetrennten Gewässerschleifen. Auch die ausreichende Dotation von Restwasserstrecken wird als Revitalisierung bezeichnet. Oftmals intendiert man mit dieser Art von Maßnahmen vor allem eine Aufwertung für die Freiraumnutzung im städtischen Umfeld.

**Gewässerökologische Aufwertung (Englisch: enhancement):**

Darunter fallen viele Projekte mit ökologischem Haupt- oder Zusatznutzen. Die Maßnahmen gehen dabei über den aktuellen Flussschlauch hinaus – es kommt also auch zu einer morphologischen Aufwertung, beispielsweise zu einer heterogeneren Breiten- und Tiefenvarianz oder zu einer besseren Verzahnung mit dem Umland. Dem Gewässer kann jedoch auf Grund der menschlichen Nutzungen der ursprüngliche Raum und die ursprüngliche Dynamik nicht mehr zur Gänze zurückgegeben werden.

**Renaturierung (Englisch: restoration):**

Unter einer Renaturierung wird die umfassende Wiederherstellung des ursprünglichen Gewässerlebensraums bei höchstmöglicher Annäherung an die Leitbildsituation, also die natürliche Ausprägung des Gewässers verstanden. Eine Renaturierung geht einerseits mit der Verbesserung der Strukturausstattung innerhalb des Flussschlauchs einher, bedeutet aber vor allem eine weitgehende Wiederherstellung der ursprünglichen Gewässerbite und -tiefe und deren Varianz, sowie die intensive Verzahnung des Gewässers mit dem Umland. Von Renaturierung wird nur gesprochen, wenn dem Gewässer die Möglichkeit gegeben wird, sich selbst dynamisch zu entwickeln. Renaturierungen sind also die umfassendsten Verbesserungsmaßnahmen und können als Versuch verstanden werden, einen Gewässerabschnitt wieder weitestgehend in seinen Naturzustand zurückzusetzen.

### Expertenmeinung

Ca. 30 % der Gewässer in Österreich sind in hydromorphologischer Hinsicht signifikant verändert. Diese Beeinträchtigung stellt zusammen mit den Wanderhindernissen die wesentlichste Ursache für eine Zielverfehlung des guten ökologischen Zustandes dar.

Im Gegensatz zur Herstellung der Durchgängigkeit ist es äußerst schwierig, das geeignete Ausmaß der notwendigen Renaturierungsmaßnahmen zu prognostizieren, um den guten Zustand bzw. das gute ökologische Potential in einem bestimmten Wasserkörper durch Reduktion der morphologischen Belastung wiederherzustellen. Die Struktur- und damit Habitatausstattung der Nebengewässer und Zubringer, ihre Erreichbarkeit sowie allfällige Kombinationseffekte mit anderen vorhandenen Belastungstypen, die die Wirksamkeit von Maßnahmen verändern könnten, spielen dabei eine große Rolle.

Unsicherheiten und Wissensdefizite können aber nicht als Ausrede benutzt werden, um bis zu deren völligen Klärung keinerlei Sanierungsmaßnahmen zu setzen. Vorgangsweisen wie das Trittstein-Konzept in Kombination mit dem Konzept der Strahlwirkung sind dabei das Mittel der Wahl, wobei ein „learning by doing“ beim Arbeiten mit der Natur nicht nur sinnvoll sondern sicher auch unabdingbar ist. Die Wirksamkeit der umgesetzten Maßnahmen zu monitoren und daraus zu lernen, ist Grundvoraussetzung dafür, Gewässersanierungen erfolgsoptimiert und kosteneffizient planen und umsetzen zu können. Dies wird auch eindeutig durch die vorliegende Studie bestätigt.

Es stimmt, dass im NGP 2009 die Herstellung der Längsdurchgängigkeit als verpflichtende Maßnahme, die morphologischen Verbesserungsmaßnahmen hingegen „nur freiwillig“ im definierten Sanierungsraum vorgesehen waren. Dies bedeutete aber keine fachliche Hierarchie. Die Wiederherstellung von gewässertypischen Lebensräumen ist eine lokale Maßnahme, die erst durch die Vernetzung ihre volle Wirksamkeit entfaltet. Beide Maßnahmentypen – Herstellung der Durchgängigkeit als Maßnahme der Vernetzung und Renaturierungen zur Verbesserung der Lebensraumqualität – stehen nicht in Konkurrenz zu einander, sondern sind als Kombination die Grundvoraussetzung für ökologisch funktionsfähige Gewässersysteme.

Die Zuordnung im NGP als „verpflichtende“ Durchgängigkeitsherstellung und der „freiwilligen“ morphologischen Maßnahmen ist dem Umstand zuzurechnen, dass für die Herstellung der Durchgängigkeit ein eindeutiger Adressat (Bewilligungsinhaber des Querbauwerkes) und klare Vorgaben für ein Sanierungsprojekt (größenbestimmende Fischart, Stand der Technik Vorgabe zur Bau funktionsfähiger FAHs) definierbar sind. Hingegen ist es z.B. fachlich nicht möglich, für eine morphologische Sanierung das notwendige Längenausmaß genau und die Maßnahmenart konkret zu definieren, um den guten Zustand in einem speziellen Wasserkörper wiederherzustellen. Darüber hinaus fehlen für eine Verpflichtung in der Regel die fachlichen Argumente, die notwendigen Habitatverbesserungen auf einen bestimmten Standort (Fluss-km) zu fixieren. Für die örtliche Umsetzung gibt es unterschiedliche Varianten, die alle eine Erreichung des Umweltzieles im Gewässersystem ermöglichen. In der Praxis orientiert man sich vielmehr an der Verfügbarkeit von Flächen und einer stufenweisen Zielerreichung durch Anwendung des bereits oben angeführten Trittsteinkonzepts.

Obwohl viele Hindernisse (insbesondere auch finanzielle!) bestehen, Renaturierungsmaßnahmen durchzuführen, so ist es erfreulich, dass dennoch – wie die oberösterreichische Studie zeigt – wesentliche Aufwertungen an Gewässern durchgeführt wurden. Dass die Ergebnisse nunmehr hinterfragt werden, um zukünftige Maßnahmen besser optimieren zu können, ist besonders unterstützenswert.

Dr. Veronika Koller-Kreimel, Gewässerökologin im Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Stv. Leiterin Abt. IV/3 - Nationale und internationale Wasserwirtschaft

## 3 Bearbeitungsmethodik

### 3.1 Datensammlung

In einem ersten Schritt wurden Projektdaten über gewässerökologische Maßnahmen, die bis Mitte des Jahres 2017 umgesetzt worden sind, aus verschiedenen Quellen zusammengeführt. Daten wurden beispielsweise aus der Dokumentation der Förderungen nach dem Umweltförderungsgesetz (UFG), aus landeseigenen Aufzeichnungen oder aus Informationen seitens der Gewässerbezirke (GWBs), sowie von der Wildbach- und Lawinverbauung (WLV) bezogen. Alle Informationen wurden in einer Tabelle zusammengeführt, die nach ihrer Fertigstellung Anfang 2017 nochmals an die Gewässerbezirke, an die WLV, an maßgebliche Energieversorger und an andere relevante Institutionen wie die via donau - Österreichische Wasserstraßen-Gesellschaft mbH (kurz: viadonau), oder den Oö. Landesfischereiverband zur Ergänzung und Endkontrolle ausgeschickt. Nach dieser abschließenden Kontrolle wurden die Daten in ein GIS-Projekt überführt und dort kategorisiert. Die daraus entstandene Datenbank verfügt über 436 Einträge von gewässerökologisch relevanten Projekten in Oberösterreich.

Mitunter bestanden Projekte aus mehreren, unabhängig voneinander umgesetzten Teilprojekten, etwa, wenn an einem Standort zuerst die Durchgängigkeit hergestellt und einige Jahre später eine Strukturierung angeschlossen wurde. Derartige eigenständige Teilprojekte sind in der Datenbank jeweils separat ausgewiesen, was dazu führt, dass die Gesamtanzahl der Projekte nicht zur Gänze mit den in der Natur erkennbaren Maßnahmenstandorten übereinstimmt. Zugleich erhebt die Liste keinen Anspruch auf Vollständigkeit, weil nicht garantiert werden kann, dass alle umgesetzten Maßnahmen auch gemeldet worden sind. Aufgrund der hohen Anzahl bekanntgegebener Maßnahmen kann aber jedenfalls davon ausgegangen werden, dass der vorliegende Bericht die Renaturierungspraxis in Oberösterreich mit großer Genauigkeit abbildet.

### 3.2 Bewertungsmethodik

Zunächst wurden alle 436 Standorte – inklusive der Maßnahmen, die ausschließlich zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit umgesetzt wurden – in die Analyse einbezogen. Für vertiefende Analysen wurde der Fokus dann aber auf Maßnahmen gelegt, die über die Längsdurchgängigkeit hinaus der Verbesserung der gewässerökologischen Situation dienten. Einbezogen wurden die gesammelten Informationen sowie Verschneidungen mit verschiedenen, verfügbaren Datengrundlagen.

Für einzelne Maßnahmen wurden, wenn keine Daten zur morphologischen Ausprägung vorlagen, die benötigten Informationen mittels eines luftbildbasierten Vergleichs des Vorher- und des Nachher-Zustands, also mittels Analyse unterschiedlich alter Orthofotos, generiert.

Die in Tab. 1 angeführten Parameter wurden evaluiert, und sofern möglich/nötig kategorisiert. Für jeden Parameter ist die Stichprobenanzahl angegeben, die davon abhängig ist, von wie vielen Einzelstandorten Informationen zum entsprechenden Parameter zur Verfügung standen.



Tab. 1 Übersicht über die wichtigsten bearbeiteten Parameter.

| Parameter                                   | Kategorien  | Stichprobe  | Quelle   |
|---|---|---|--|
| Gewässername, KurzRID, etc.                 | -   | N = 436   | Meldungen, Berichts- und Detailgewässernetz (V10)            |
| Hauptintention                              | Freiraumgestaltung & Ökologie<br>Herstellung der Durchgängigkeit<br>Herstellung der Durchgängigkeit & Lebensraumverbesserung<br>Hochwasserschutz/Wasserbau (& Ökologie)<br>Infrastrukturausbau<br>Lebensraumverbesserung<br>Nicht-bauliche Maßnahme<br>Schifffahrt, Wasserbau, Ökologie & Freizeitnutzung | N = 436   | Meldungen, Experten-Einschätzung                             |
| Jahr der Fertigstellung                     | -   | N = 366   | Meldungen, UFG-Liste   |
| Interessenten / Konsenswerber               | Sowohl alle einzeln wie auch auf zwei Ebenen kategorisiert  | N = 394   | Meldungen, UFG-Liste   |
| Zuordnung Gebiete GWBs / WLV                | Braunau, Gmunden, Grieskirchen, Linz, WLV   | N = 436   | Meldungen, GIS-Analyse                                       |
| Details zu den Förderungen                  | Aus den unterschiedlichen Quellen lagen diverse Informationen zu den Förderungen bzw. Projektkosten vor.  | unterschiedlich; valide Daten zu Kosten des Öko-Anteils N = 281 | Meldungen, UFG-Liste   |
| Investitionsvolumen für das Gesamtprojekt   | Gesamte Kosten des Projektes (z.B. gesamtes Hochwasserschutzprojekt)  | N = 297   | Meldungen, UFG-Liste   |
| Investitionsvolumen für den Ökologie-Anteil | Abschätzung (durch die meldenden Stellen) des Anteils der Kosten für die gewässerökologischen Maßnahmen   | N = 281   | Meldungen, UFG-Liste   |
| Maßnahmen-Grobunterscheidung                | Es wird lediglich unterschieden ob es sich um eine punktuelle oder eine lineare Maßnahme handelt bzw. wurden manche Standorte mit „keine Angabe“ versehen wo keine Zuordnung möglich war. Vor allem die linearen Maßnahmen wurden detaillierter behandelt.  | N = 436   | Meldungen, GIS- / Orthofoto-Analyse                          |
| Fallhöhe von Querbauwerken                  | Diese Information wurde nur gesammelt wo sie leicht verfügbar war und ist vor allem für die punktuellen Maßnahmenstandorte zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit relevant.  | N = 228   | Meldungen, GIS- / Orthofoto-Analyse                          |
| Anteil Gewässerökologie an den Projekten    | Experten-Einschätzung in die Kategorien: k. A., nur Durchgängigkeit, gering, mittel, groß, sehr groß  | N = 436   | GIS- / Orthofoto-Analyse                                     |
| Verbesserung der Umlandanbindung            | Experten-Einschätzung in die Kategorien: k. A., keine, gering, mittel, groß   | N = 436   | GIS- / Orthofoto-Analyse                                     |
| Prioritärer Sanierungsraum                  | Für alle Maßnahmenstandorte wurde analysiert ob sie sich im prioritären Sanierungsraum des 1. NGP befinden oder nicht.  | N = 436   | GIS-Analyse (offizielles Shapefile Land OÖ, Stand Dez. 2017) |
| Fischregion                                 | Für jene Standorte, die an Gewässern liegen für die eine Fischregionseinstufung vorliegt, wurden diese verwendet.   | N = 398   | GIS-Analyse (offizielles Shapefile Land OÖ, Stand Dez. 2017) |
| Verschiedene Breiten- und Längenangaben     | Aus unterschiedliche alten Orthofotos wurden Parameter wie Breite des Gewässerbetts, Korridorbreite, Breite der Regulierung, Länge des regulierten und des neuen Abschnitts, etc. eruiert.  | versch.   | GIS- / Orthofoto-Analyse                                     |
| Finaler Maßnahmentyp                        | Siehe nachstehende Erklärung  | N = 436   | Meldungen, GIS- / Orthofoto-Analyse                          |

**Erfassung morphologischer Parameter:**

Zur Erfassung der linearen Maßnahmen wurden Abschnittslängen und -breiten aus Orthofotos, die jeweils den Zustand vor und nach der Maßnahmenumsetzung zeigten, eruiert, wobei jeweils Durchschnittswerte aus zumindest drei Messungen berechnet wurden. Dieser Ansatz konnte naturgemäß nur dann verfolgt werden, wenn der Gewässerlauf auf den Fotos gut und vollständig ersichtlich war.

Die Abschätzung des Korridors, der dem Gewässer über das Gewässerbett hinaus z.B. als Überflutungsfläche oder als dynamische Umlagerungsfläche zur Verfügung steht, ist mit deutlichen Unsicherheiten behaftet. Aus den Luftbildern wurde unter Zuhilfenahme der Höhenschichtlinien der Korridor abgeschätzt, der dem Gewässer tatsächlich für dynamische Prozesse zur Verfügung steht. Die größte Unsicherheit liegt darin, dass aus den Luftbildern meist nicht erkennbar ist, ob der Gewässerlauf möglicherweise so gesichert ist, dass eine tatsächlich dynamische Umlagerung doch nicht möglich ist. Diese Unsicherheit wurde für vorliegende Auswertung in Kauf genommen.

Das Verhältnis zwischen Korridorbreite und Gewässerbettbreite wurde darüber hinaus dazu verwendet die nachstehende Kategorisierung abzusichern.

**Klassifizierung des finalen Maßnahmentyps:**

Einer der wichtigsten Parameter ist die finale Kategorisierung des Maßnahmentyps. Er dient beispielsweise auch als Grundlage für Berechnungen und Darstellungen z.B. hinsichtlich der Kosten. Um einerseits das Ausmaß der Sanierungsmaßnahmen unterteilen zu können, andererseits aber vor allem ihre gewässerökologische Wirksamkeit in Abhängigkeit von der Größe abschätzen zu können, werden diese folgendermaßen kategorisiert:

Tab. 2 Übersicht über die unterschiedenen Maßnahmentypen inkl. Anzahl der Standorte (dickere Umrandung: Fokus des vorliegenden Berichts).

|                                | Keine weitere Unterteilung | Kleine Maßnahmen | Mittlere Maßnahmen | Große Maßnahmen |
|--------------------------------|----------------------------|------------------|--------------------|-----------------|
| Nicht-bauliche Maßnahme        | N = 16                     |                  |                    |                 |
| Bauliche Maßnahmen             |                            |                  |                    |                 |
| Keine Angaben (k. A.)          | N = 20                     |                  |                    |                 |
| Nur Durchgängigkeit            | N = 215                    |                  |                    |                 |
| Strukturierung                 | N = 55                     |                  |                    |                 |
| Gewässerökologische Aufwertung |                            | N = 4            | N = 24             | N = 11          |
| Nebenarm                       | N = 10                     |                  |                    |                 |
| Umgehungsgerinne               | N = 2                      |                  |                    |                 |
| Revitalisierung                | N = 13                     |                  |                    |                 |

Im Detail wurden die Kategorien wie folgt unterschieden:

- Nicht-bauliche Maßnahmen: Es wurden auch Studien, Planungen, Einreichprojekte oder Bestandsbergungen zur Förderung eingereicht, die hier entsprechend als eigene Kategorie geführt werden.
- Keine Angaben: Es handelt sich dabei meist um sehr kleine bauliche Maßnahmen, die in den Luftbildern nicht ersichtlich waren, und über die auch seitens der ausführenden Stellen keine Informationen zur Verfügung standen.

- Nur Durchgängigkeit: An diesen Standorten wurde nur die Durchgängigkeit z.B. durch Organismenwanderhilfen oder aufgelöste Rampen wiederhergestellt.

An den übrigen Standorten war entweder die Wiederherstellung der Durchgängigkeit nicht das Projektziel, oder sie war Teil einer umfassenderen ökologischen Aufwertung. An manchen Standorten wurde zunächst lediglich die Durchgängigkeit hergestellt und später eine umfangreichere gewässerökologische Verbesserung nachgeschaltet – auch diese Projekte fallen in eine der folgenden Kategorien.

- Strukturierungen: Dieser Kategorie wurden alle jene Maßnahmen zugeordnet, die im bestehenden Gewässerbett ohne nennenswerte Verbreiterung desselben umgesetzt wurden. Darunter fallen etwa die Entfernung von Ufersicherungen oder das Einbringen von Strukturen. Mitunter wurde zwar festgestellt, dass bei solchen Projekten sehr kleinräumig auch Verbreiterungen der benetzten Fläche innerhalb der Regulierung erfolgten, die aber wegen ihrer geringen ökologischen Wertigkeit nur als „Strukturierungen“ eingestuft wurden.

Die gewässerökologische Qualität von Strukturierungen wurde nicht näher bewertet, weil dies ohne entsprechendes Monitoring seriös nicht möglich ist.

- Gewässerökologische Aufwertungen:
  - Kleine Maßnahmen: Über bloße Strukturierungen hinausgehende, kleinere Maßnahmen (z.B. zusätzliche Anlage von Uferschutzstreifen oder Feuchtbiotopen im Umland).
  - Mittlere Maßnahmen: Diese Kategorie umfasst alle Sanierungsmaßnahmen, deren Korridor bis zur 3-fache aktuelle Gewässerbettbreite ausmacht ( $\leq 3$ -fach). Das Verhältnis der Gewässerbettbreite zur Breite des Korridors, der dem Gewässer im Hochwasserfall zur Überflutung und idealerweise auch zur dynamischen Umlagerung zur Verfügung steht (also ohne gesicherte Böschungen), hat sich als wichtiger Indikator für die Qualität einer Maßnahme herausgestellt (HÖFLER et al. 2016).
  - Große Maßnahmen: Die hierzu zählenden Maßnahmen nehmen zumindest Anlehnung am natürlichen Flusslauf bzw. am gewässertypischen, morphologischen Leitbild und beziehen immerhin einen Teil des ehemaligen Talraums mit ein. Der Korridor entspricht mehr als der 3-fachen Breite des Gewässerbettes ( $> 3$ -fach). Die Berücksichtigung dieses Verhältnisses schließt an das Modell des flussmorphologischen Raumbedarfs nach HABERSACK et al. (2009) an, bei dem davon ausgegangen wird, dass einem Gewässer zur Aufrechterhaltung seiner Funktionsfähigkeit die 3- bis 7-fache Gewässerbettbreite im Umland zur Verfügung stehen sollte. Die Kategorie „große Maßnahmen“ ist dank des Bezugs zur Gewässerbettbreite eine relative Größe und dadurch nicht nur auf große Gewässer beschränkt.
- Nebenarm: Beispielsweise wurden an der Donau und an der Traun Nebenarme angelegt. Nebenarme sind in diesen großen Gewässern Teil des Leitbildes. Sie werden als eigene Kategorie geführt, um sie von den gewässerökologischen Aufwertungen, die sich auf Maßnahmen im Hauptgewässer beschränken, zu differenzieren.
- Umgehungsgerinne: An zwei Standorten an der Donau wurden Umgehungsgerinne angelegt, mit denen die Kraftwerke Aschach und Wallsee/Mitterkirchen für die aquatische Fauna passierbar gemacht wurden. Da es sich in beiden Fällen nicht nur um eine punktuelle Maßnahme zur Wiederherstellung der Längsdurchgängigkeit handelt, sondern jeweils mehrere Kilometer lange, wertvolle und gut strukturierte Ersatzlebensräume geschaffen wurden, werden sie als eigene Kategorie geführt.

- **Revitalisierung:** Als Revitalisierungen wurden alle Maßnahmen eingestuft, bei denen Verbesserungen des Wasserdargebots erreicht oder künstlich abgetrennte Gewässer wieder an ihr ursprüngliches System angebunden wurden. Bei solchen Maßnahmen fand immer auch eine Strukturierung bzw. gewässerökologische Gestaltung des Bachbettes statt.

### **Festlegung des Investitionsvolumens für gewässerökologische Maßnahmen:**

Bei den Investitionsvolumina wurden ausschließlich jene Geldmittel berücksichtigt, die auch tatsächlich in gewässerökologische Maßnahmen geflossen sind. Für den Fall, dass Ökomaßnahmen nur Teil eines größeren Gesamtprojekts – etwa eines Hochwasserschutzprojekts – waren, wurde der Kostenanteil der ökologischen Maßnahmen von den zuständigen Stellen abgeschätzt.

Für 281 der 436 Standorte konnten Daten zum Investitionsvolumen eingeholt werden. Um dennoch ein Gesamtinvestitionsvolumen aller in Oberösterreich umgesetzten gewässerökologischen Maßnahmen abschätzen zu können, wurde für jede Maßnahmenkategorie der Median aus den bekannten Investitionsvolumina errechnet und als Kostenwert für die übrigen Projekte angenommen. Der Median wurde verwendet, um eine grobe Überschätzung der Kosten zu vermeiden – da vor allem für große Projekte Kostangaben vorlagen, hätte die Verwendung des arithmetischen Mittels jedenfalls zu hohe Investitionsvolumina ergeben.

#### **Expertenmeinung**

Renaturierungen an oö. Fließgewässern sind – insbesondere nach Wegfall der UFG-Mittel 2015 - zum Großteil nur im Rahmen von Hochwasserschutzmaßnahmen oder als Kompensation bei Kraftwerksneu- und -umbauten möglich. Durch sklavisch eingehaltene ökologische Minimalvorgaben des NGP und der abgeleiteten Sanierungsprogramme/-verordnungen reduzieren sich die Aktivitäten nunmehr weitgehend auf die Herstellung einer (technischen) Längsdurchgängigkeit bzw. die Abgabe minimalen Restwassers in einem definierten Sanierungsraum. Größere Lösungen zur Verbesserung der ökologischen Gesamtsituation an den Gewässern - wie die OWH des Donaukraftwerks Ottensheim Wilhering oder die Geschieberückführung im Stauraum Aschach – sind seltene Ausnahmefälle. An der Unteren Traun, Enns und Inn träumt man nur von vergleichbaren Projekten und frönt exotischen Maßnahmen, wie Fischliften.

Unterbelichtet bleiben morphologische Lebensraumverbesserungen und die Minderung des Geschiebedefizits an Gewässermittel- und -unterläufen, welches zu einem schleichenden Lebensraumverlust (Degradierungen) führt. Die Wiederherstellung der Geschiebe-Längsdurchgängigkeit wird zwar als wichtig erkannt, führt aber zu keinen Aktivitäten. Nicht einmal Kies aus Baustellen an Gewässern darf im Fluss verbleiben oder im Nahbereich wieder eingebracht werden (vgl. Alm).

Die Zustimmung zur Benutzung öffentlichen Wasserguts ist immer noch nicht an die Umsetzung gewässerökologische (Zusatz-)Maßnahmen gebunden. Das rechtliche und strukturelle Nebeneinander von Gewässerökologie / „Naturschutzökologie“ /Forst erschwert Lösungen und stößt auf Unverständnis.

Es gibt also „hausgemachte Baustellen“, deren Beseitigung ökologische Aufwertungsmaßnahmen in OÖ beflügeln könnte, wenn man das will. Life-Projekte in anderen Bundesländern zeigen vor, dass es anders auch gehen kann. Nur wenn dem systemaren Ansatz der WRRL und des EU-Naturschutzrechts besser Rechnung getragen wird, können sich unsere Gewässer wieder zu Lebensadern unserer Landschaft entwickeln.

DI Dr. Martin Donat, Oö. Umweltanwalt

### 3.3 Beschreibung von Beispiel-Projekten und Monitoring-Ergebnissen

Um einerseits Art und Weise der Umsetzung zu illustrieren und andererseits auch um Problempunkte, Defizite und Stolpersteine aufzuzeigen, werden einige Standorte beispielhaft herausgegriffen und detailliert beschrieben (Kap. 4.2). Die Auswahl basiert vor allem auf dem Vorhandensein eines umfangreichen Monitorings, um auch Lehren und wiederum beispielhaft die besagten Problempunkte ableiten zu können.

Die methodische Herangehensweise für das Monitoring erfolgte zumeist auf Basis der vorhandenen Leitfäden für die ökologischen Qualitätselemente sowie die Hydromorphologie, die für die Beurteilung des ökologischen Zustandes nach der Wasserrahmenrichtlinie vom zuständigen Ministerium herausgegeben wurden.

#### Expertenmeinung

Fluss-Ökosysteme zählen weltweit zu den besonders intensiv und vielfältig genutzten Landschaftselementen. In Österreich wurden Fließgewässer und deren Au-Gebiete speziell nach dem 2. Weltkrieg durch Regulierungen, Kraftwerke, landwirtschaftliche Nutzungen, etc. systematisch genutzt und verändert. Die Lebensraumvielfalt unserer Flusslandschaften, wesentlichste Basis für Artenvielfalt und genetische Diversität, sank dabei deutlich und bewirkte vielfach die dramatische Verarmung von Flora und Fauna. Auswirkungen für den Menschen ergeben sich dabei aktuell nicht nur durch die stark reduzierte Biodiversität, sondern auch durch den Entfall mannigfaltiger „Ökosystem-Leistungen“ (z.B. hinsichtlich Selbstreinigung, Trinkwassergewinnung, Möglichkeiten für Fischerei, Erholung, Erlebnis in der Natur, etc.).

Vor dem Hintergrund global rasant zunehmender Umweltprobleme ist die Erhaltung und Wiederherstellung funktionsfähiger Fließgewässer-Ökosysteme und über Flüsse vernetzter Landschaften ein wichtiges gesellschaftspolitisches Anliegen. Zeitgemäße Planung setzt dabei gesamtheitliche Betrachtung auf Einzugsgebietsebene, unter Miteinbeziehung des natürlichen Prozessgeschehens und menschlicher Beeinflussungen voraus. Wirklich nachhaltige Erfolge bei der Erhaltung und Renaturierung werden freilich nur dann zu erzielen sein, wenn leitbildkonforme und damit dem jeweiligen Typ des Ökosystems entsprechende Maßnahmen entwickelt werden, die das natürliche Prozessgeschehen berücksichtigen und auf der Maßstabsebene der Flusslandschaft erfolgen. Besondere Herausforderung ist dabei, Flüssen künftig wieder mehr Freiraum für die „eigendynamische“ Entfaltung zur Verfügung zu stellen, was zumeist auch die Hochwasser-Sicherheit erhöht und die Instandhaltungserfordernisse reduziert. Selbst viele kleinere Maßnahmen zur Verbesserung des Lebensraumes können dabei zum Ziel führen, sollten aber immer auf ein übergeordnetes Gesamtkonzept abgestimmt sein. Sich bei der Renaturierung auf Maßnahmen der Durchgängigkeit alleine zu beschränken wird längerfristig meist zu wenig bleiben.

Moderne Renaturierungen sind heute durch Planungsabläufe gekennzeichnet, in denen nicht „abgehoben“ sondern partizipativ vorgegangen wird. Als besonders attraktiv und nachvollziehbar werden mit Renaturierungen verbundene Zielsetzungen dabei dann empfunden, wenn die Ziele des Natur- und Artenschutzes nicht so sehr „per se“, sondern als gleichrangige Anliegen wie Naherholung, Fischerei, Naturerlebnis, etc. dargestellt werden. Durch Renaturierungen wieder hergestellte Flusslandschaften müssen den Menschen zu Gute kommen; Wohlfühlen, Erleben und Erholung des Menschen in einer intakten Flusslandschaft sollten dabei im Mittelpunkt stehen. Nicht nur Fische, Frösche und Libellen, sondern vor allem spielende Kinder sind dabei die besten (Bio-)Indikatoren für gelungene Umsetzungen.

Univ. Prof. em. Dr. M. Jungwirth, Inst. of Hydrobiology & Aquatic Ecosystem Management, Universität für Bodenkultur, Wien

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Projektinventur Oberösterreich – Stand der Umsetzung

Unter Berücksichtigung aller Rückmeldungen wurden 436 Projekte identifiziert, die in Oberösterreich zur Verbesserung der gewässerökologischen Situation umgesetzt wurden (Abb. 7).

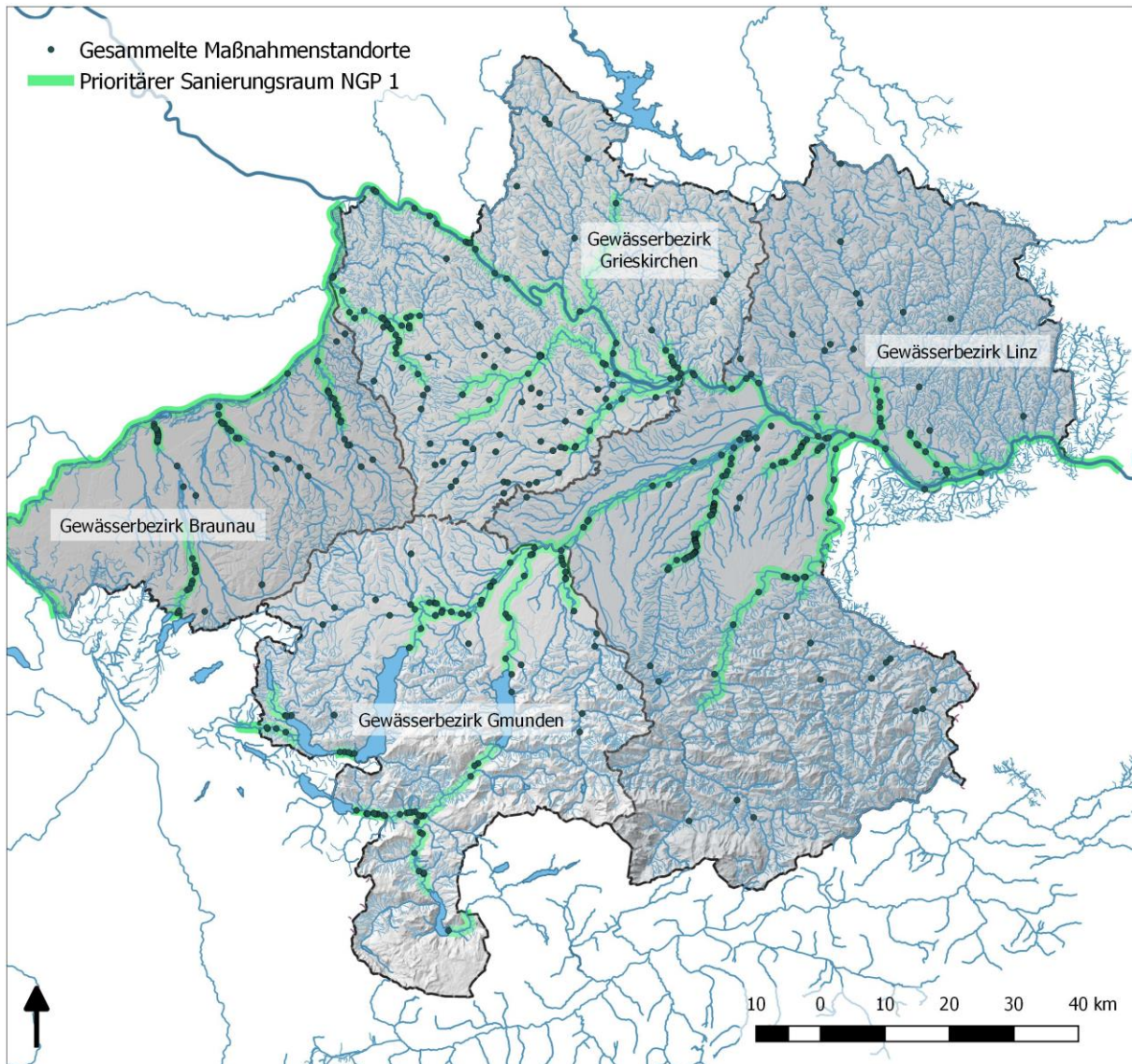


Abb. 7 Übersicht über die Projektstandorte in den Gewässerbezirken. Grün hinterlegte Gewässerabschnitte: prioritärer Sanierungsraum entsprechend des NGP 1 (BMLFUW 2010).

#### 4.1.1 Projektintentionen

Insgesamt konnten fünf Hauptgründe für die generelle Maßnahmenumsetzung identifiziert werden (Abb. 8). 58 % der Maßnahmen fokussierten ausschließlich auf die Herstellung der Durchgängigkeit und sind deshalb – sofern sie nach dem Jahr 2010 umgesetzt wurden – vor allem auf die Vorschriften im NGP 1 zurückzuführen. 16 % wurden primär aus hochwasserschutztechnischen oder wasserbaulichen Gründen und 7 % im Rahmen von Infrastrukturprojekten oder der Schifffahrt realisiert. Bei diesen beiden Kategorien wurden als zweite Priorität oder auf Grund von notwendigen

Ausgleichsmaßnahmen gewässerökologische Verbesserungen. Sechs Projekte (1 %) hatten sowohl gewässerökologische Verbesserungen wie auch Aspekte der Freizeitnutzung im Auge - dabei handelt es sich beispielsweise um begleitende Projekte im Zuge von Landesgartenschauen.

Eine gewässerökologische Verbesserung über die alleinige Herstellung der Durchgängigkeit hinaus, war die Intention von 18 % der Projekte, die in die Datenbank aufgenommen wurden.

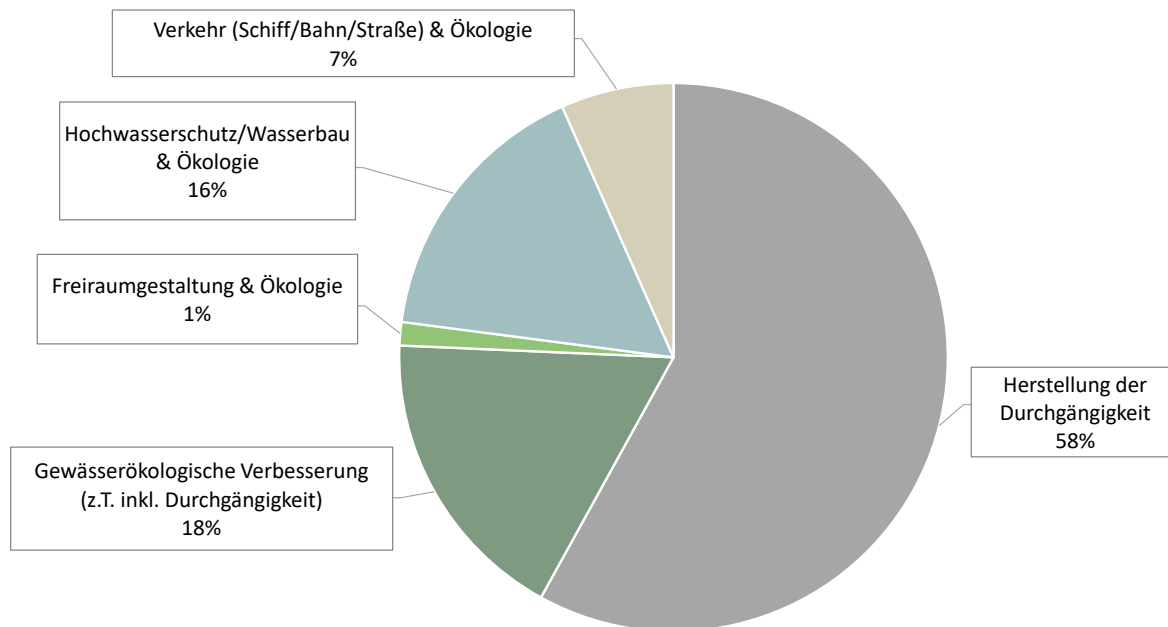


Abb. 8 Verteilung der Maßnahmen nach der grundsätzlichen Projektintention (N = 436).

### Expertenmeinung

Unser Zugang zu Gewässerrenaturierungen ist ein flussbaulicher: Wir haben z.B. beim Projekt Nöstlbach / Kremsfluss einen Rechenlauf mit einem Geschiebemodell vorangestellt. Mit diesem Modell haben wir den Fluss sich eigendynamisch entwickeln lassen und die Wirkung unterschiedlicher Gestaltungsmaßnahmen ausprobiert. Es war gerade für schwach geschiebeführende Flüsse interessant zu sehen, wie so ein Fluss sich aus dem "totregulierten" Trapezprofil wieder befreit und neu gestaltet. Das Projekt Nöstlbach ist mittlerweile einige Jahre fertiggestellt und hat seine Erwartungen jedenfalls erfüllt: Auch nach Hochwasserereignissen blieb die grundsätzliche Linienführung erhalten, dennoch gibt es eine Dynamik in der Sohle. Die schutzwasserwirtschaftlichen Anforderungen hat das Projekt ebenfalls erfüllt.

Die Zusammenarbeit von Gewässerökologen, die auch die Fähigkeiten von experimentierfreudigen Technikern schätzen, mit erfahrenen modellierungserprobten Flussbauern, die für die Anliegen der Ökologen offen sind, hat sich meiner Meinung nach sehr bewährt und kann Vorbildfunktion für weitere Projekte haben.

DI Günter Humer, Geschäftsführer, Ingenieurbüro für Kulturtechnik und Wasserwirtschaft

## Expertenmeinung

Was ist besonders zu beachten: Renaturierungsprojekte sind das Instrument der Wahl geworden, um den Zustand von Gewässern zu verbessern und ihre Funktionsfähigkeit wieder herzustellen. Angesichts des durchwegs ungünstigen Zustands vieler Fließgewässer (fast zwei Drittel sind als mäßig oder schlechter eingestuft) besteht ein beträchtlicher Handlungsbedarf. Die EU-Wasserrahmenrichtlinie bietet mit dem Verschlechterungsverbot und dem richtungsweisenden Verbesserungsgebot einen klaren und ambitionierten rechtlichen Rahmen. Seit dem Inkrafttreten der Richtlinie im Jahr 2002 hat sich der Umgang mit unseren Gewässern auch durchaus positiv verändert. Exemplarisch sei angeführt, dass von 2009 - 2015 rund 1.450 Gewässersanierungsmaßnahmen mit einer Ko-Finanzierung aus dem Umweltförderungsgesetz (UFG) umgesetzt wurden.

Betrachtet man die Ergebnisse so mancher konkreten Verbesserungsmaßnahme in der Landschaft, passt die nüchterne Wahrnehmung leider oft nicht zur (vielleicht idealisierten) Wunschvorstellung eines Ökologen. So mancher Fluss ist auch nach der Umsetzung von Maßnahmen immer noch schnurgerade und mit Uferblockwurf befestigt, weil nur punktuell Sohlschwellen, oder Wehre umgebaut wurden, damit das Gewässer für Fische wieder durchgängiger wird. Keine Furt, Kolk oder Sandbank bringen Abwechslung in das Gewässerbett. Uferbegleitgehölze und typische Flussbewohner wie der Biber haben in solchen Gewässerstrecken weiterhin kaum einen Platz, bzw. verursachen Konflikte. Damit ist zwar durch Maßnahmen dem prioritären technischen Handlungsbedarf Genüge getan, wirklich naturnäher - und also renaturiert - sind die Gewässer damit aber noch (lange) nicht. Die Statistik zeigt, dass diese konkrete Wahrnehmung offenbar kein Einzelfall ist: Fast 70 % der UFG Projekte von 2009-2015 haben sich alleine der Durchgängigkeit gewidmet.

Erfolgsfaktoren: Angesichts knapper Ressourcen und des enormen Handlungsbedarfs wird es in den nächsten Jahren verstärkte Anstrengungen und vor allem weitreichendere Maßnahmen brauchen, damit Flüsse wieder naturnäher und attraktiver werden. Im Optimalfall orientieren sich Renaturierungen an einem (historischen) Leitbild und es werden integrierte Maßnahmen gesetzt, die gleich mehrere Funktionen erfüllen. Beispiele an der Traun, an Salzach und der Steyr zeigen, dass dabei Synergieeffekte zwischen Hochwasserschutz, Gewässerökologie und Naturschutz sehr gut genutzt werden können. Oft kann dabei obendrein auch noch das Naherholungsangebot verbessert werden.

Andere Vorbildprojekte wie etwa der Uferrückbau im Nationalpark Donau-Auen zeigen darüber hinaus, dass diejenigen Maßnahmen besonders gut funktionieren, in denen Regulierungsbauwerke weitgehend zurückgebaut werden und der Fluss wieder eine eigendynamische Gestaltung übernehmen kann. Im Optimalfall erspart man sich so Instandhaltungen als auch Renaturierungskosten, und Bewohner der ursprünglichen Aulandschaft - wie der Biber - finden wieder Lebensräume vor, in denen sie keine Nutzungskonflikte verursachen. Orientiert man sich an internationalen Vorbildern, beispielsweise aus Finnland oder Frankreich, so zeigt sich, dass heute auch der Rückbau von Kraftwerken und Wehren kein Tabu mehr ist. Wenn eine Anlage ihren Zweck nicht mehr erfüllt, ist ein vollständiger Abriss womöglich wirkungsvoller, als die bloße Schadensminimierung mit einer technischen Fischaufstiegshilfe.

Aktuelle Herausforderungen: Flüsse und Renaturierungen brauchen Platz. Von 1870 bis 2010 wurden an den großen Flüssen Österreichs jeden Tag(!) durchschnittlich 2 Hektar Fläche verbaut und versiegelt. Unsere Flüsse haben dadurch drastisch an Abflussraum eingebüßt. Die Nutzung für Infrastruktur, Siedlungen und Gewerbe erfordert zudem aufwändige Hochwasser-Schutzmaßnahmen. Wichtigste Herausforderung ist es, durch Maßnahmen der Raumordnung den weiteren Flächenverbrauch in den Flussräumen drastisch zu reduzieren. Auch ist mangelnde Flächenverfügbarkeit bei Renaturierungsvorhaben oft ein limitierender Faktor. Aus diesem Grund sollte durch eine aktive Bodenpolitik langfristig in die Sicherung von Potential- und möglichen Tauschflächen investiert werden.

Eine dringende Voraussetzung für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und den entsprechenden Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan ist die Bereitstellung der erforderlichen Finanzmittel. Ein entsprechendes Umweltförderungsprogramm (UFG) ist 2015 ausgelaufen, eine erneute Dotierung ist längst überfällig.

Gerhard Egger/WWF



## 4.1.2 Maßnahmentypen

Von dieser grundsätzlichen Projektintention zu unterscheiden ist die dann tatsächlich aufgrund von Luftbild- und Datenauswertungen vorgenommene Einstufung in die finale Maßnahmenkategorie. Diese beschreibt die tatsächlich zur Ausführung gelangte Maßnahme wobei die im Kap. 3.2 dargelegte Methodik zur Anwendung kam. Diese zeigte die in Abb. 9 und Abb. 10 ersichtliche Verteilung.

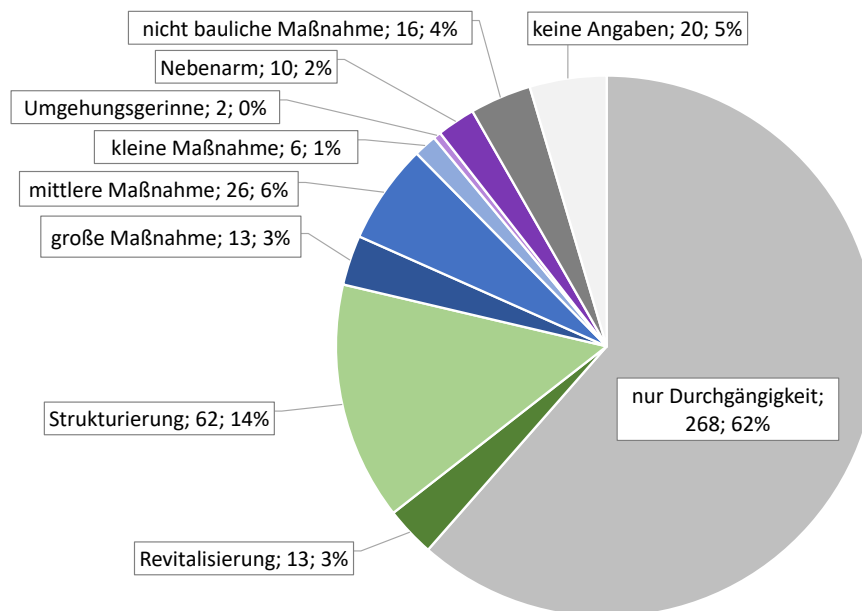


Abb. 9 Aufteilung aller Maßnahmentypen (Datenbeschriftung =Anzahl der Fälle; %-Satz) (N = 436).

### Expertenmeinung

Heimische Flusslandschaften bieten nicht nur wertvollen Lebensraum für Fauna und Flora, sondern auch unverzichtbare Ökosystemleistungen für den Menschen. Der Aufrechterhaltung ihrer Funktionalität ist daher höchste Priorität einzuräumen. Ziel von Renaturierungsprojekten muss es sein, die strukturellen Belastungen in den Flusslebensräumen zu beseitigen und den guten ökologischen Zustand wieder herzustellen.

Gewässerökologische Maßnahmen sind dann besonders erfolgreich, wenn sie in Verbindung mit Hochwasserschutz getroffen werden. Denn: Die Schaffung natürlicher Überflutungsräume oder die Anbindung von Altarmen und Nebengewässern stellen effektive ökologische Maßnahmen zum Schutz vor Hochwasserereignissen dar, die auch Verbesserungen von Flusslebensräumen gewährleisten können. Vorzeigebispiele dafür gibt es: An der Oberen Traun in Ebensee etwa gelang es im Zuge eines Sanierungsprojekts – u. a. durch Schaffung neuer Retentionsflächen, Aufweitung des Flussbettes und die Anbindung eines Nebenarms an den Hauptfluss – eine natürliche, dynamische Entwicklung der Traun zu ermöglichen und gleichzeitig Siedlungen und Straßen vor Überschwemmungen besser zu schützen.

Zentrales Element hinsichtlich erfolgreicher ökologischer Maßnahmen ist die Umsetzung des nationalen Gewässerbewirtschaftungsplanes (NGP). Dabei ist Oberösterreich besonders gefordert, befinden sich doch hier nur 5,5 % der Fließgewässer (österreichweit 15 %) in sehr gutem und nur 21 % (österreichweit 23 %) in gutem ökologischen Zustand. Darüber hinaus muss es gelingen, durch die Ausweisung von No-go-Areas im Zuge von Regionalprogrammen und eine Ökologisierung der Ökostromförderung die weitere Zerstörung von Fließgewässern durch Kraftwerksbau hintanzuhalten.

Mag. Franz Maier, Präsident Umweltdachverband

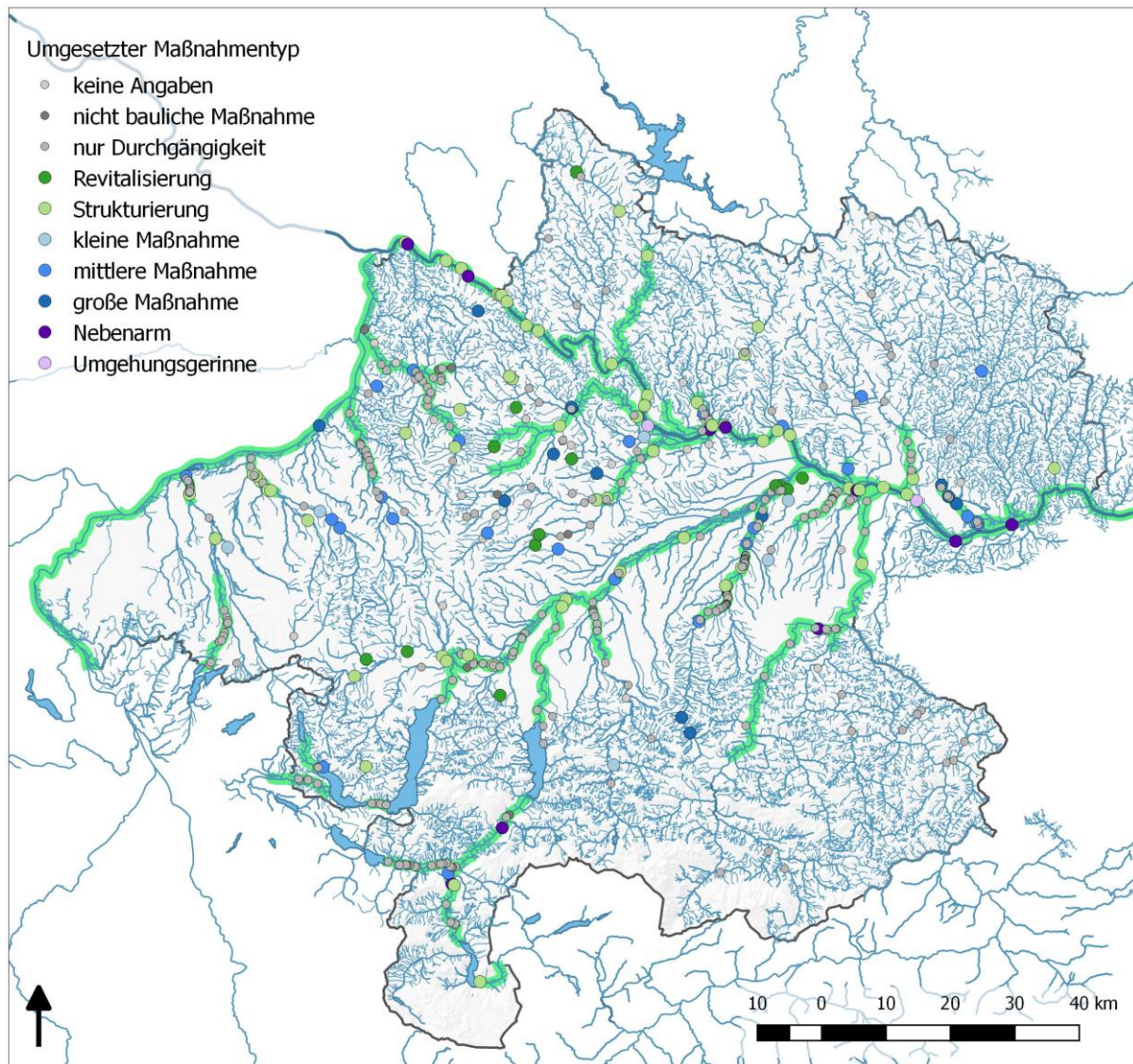


Abb. 10 Übersicht über die Maßnahmentypen (N = 436).

Dadurch, dass bei verschiedenen Projektintentionen dann tatsächlich nur die Längsdurchgängigkeit wiederhergestellt wurde, fallen 62 % in diese Kategorie. Somit dienten 268 Projekte der reinen Wiederherstellung der Längsdurchgängigkeit, wobei 56,7 % dieser Maßnahmen in lediglich acht Flüssen umgesetzt wurden: 14,9 % in der Krems, 8,6 % in der Mattig, 7,5 % in der Ager (inklusive ihrer „Zuflüsse“ Seeache und Zeller Ache), 7,1 % in der Ischl, jeweils 5,6 % in der Antiesen und der Pram sowie jeweils 3,7 % in Ipfbach und Traun.

Die Wiederherstellung der Durchgängigkeit erfolgte auf verschiedenste Arten. Zum einen wurden an jenen Querbauwerken, die in ihrer ursprünglichen Form bestehen blieben – etwa an Wehranlagen zur Wasserkraftnutzung – Organismenwanderhilfen unterschiedlichster Bautypen realisiert, von technischen Vertikalschlitzpässen bis zu naturnahen Umgehungsgerinnen (Abb. 11 links). Zum anderen wurden nicht wasserwirtschaftlich genutzte Querbauwerke unterschiedlichster Höhe durch Rück- oder Umbau passierbar gemacht (Abb. 11 rechts).



Abb. 11 Beispiele für die Herstellung der Längsdurchgängigkeit: Naturnahes Umgehungsgerinne an der Mattig (links) und aufgelöste Rampe im Unterlauf der Ach (rechts). Quelle: Google Earth.

Unter die Rubrik „nicht bauliche Maßnahmen“ fallen Studien, Bestandsbergungen und Planungen zur Durchgängigkeit, die eine UFG-Förderung erhalten haben. Von den insgesamt 16 Maßnahmen entfielen dabei alleine zehn auf die Ager und die Alm, wo die Planungen für die Herstellung der Durchgängigkeit gefördert wurden. Diese Maßnahmen werden in der Folge nicht mehr näher betrachtet bzw. in den Auswertungen nicht berücksichtigt.

An 20 Standorten war aus den Angaben in den Datenbanken und der Recherche im Luftbild nicht eruierbar, welche bzw. inwieweit ökologisch relevante Maßnahmen gesetzt wurden, weswegen auch diese keinen weiteren Analysen unterzogen werden konnten.

Alle anderen Typen werden nachstehend als **Lebensraumverbesserung** bezeichnet, wobei diese Einstufung noch nichts über deren Qualität oder Ausdehnung aussagt. Insgesamt umfasst dies rund ein Drittel der gesamten aufgenommenen Datensätze, exakt 132 Standorte.

Die gesamte Stichprobe (N = 436) wird noch für die Überblicks-Betrachtungen in den Kap. 4.1.3, 4.1.4 und 4.1.5 herangezogen. In Kapitel 4.1.6 werden dann nur noch die Maßnahmen zur Lebensraumverbesserung näher betrachtet.

### 4.1.3 Übersicht über die Standorte im prioritären Sanierungsraum

Der bei weitem größte Anteil der Maßnahmen fiel in die Zuständigkeitsbereiche der vier Gewässerbezirke, 22 Projekte wurden in der Zuständigkeit der Wildbach- und Lawinerverbauung (WLV) umgesetzt. Die übrigen Projekte wurden von Kommunen, Wassergenossenschaften, großen Stromerzeugern oder anderen privaten Konsenswerbern verwirklicht.

Bei der Verteilung über das Landesgebiet ist die räumliche Konzentration der Maßnahmen auf den prioritären Sanierungsraum aus dem NGP 1 und damit auf die Unterläufe der größeren Gewässer klar erkennbar (Abb. 7); 66 % der Maßnahmenstandorte befinden sich in diesem Umsetzungsraum (Abb. 13).

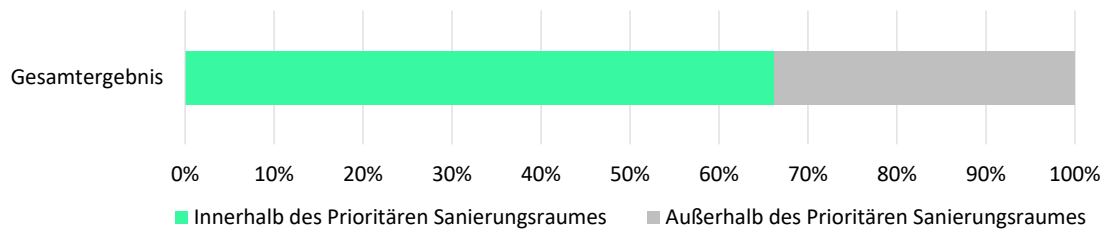


Abb. 12 Anteile der Maßnahmenstandorte innerhalb und außerhalb des prioritären Sanierungsraums im Sinne des NGP 1.

Weil im ersten NGP der Fokus auf der Wiederherstellung der Durchgängigkeit lag, waren auch die bei weitem meisten Projekte im prioritären Sanierungsraum diesem Maßnahmentypus zuzuordnen; Strukturierungen lagen an zweiter Stelle (Abb. 13). Aber auch außerhalb des Sanierungsraums wurden vorrangig Projekte umgesetzt, die sich auf die Wiederherstellung der Durchgängigkeit beschränkten.

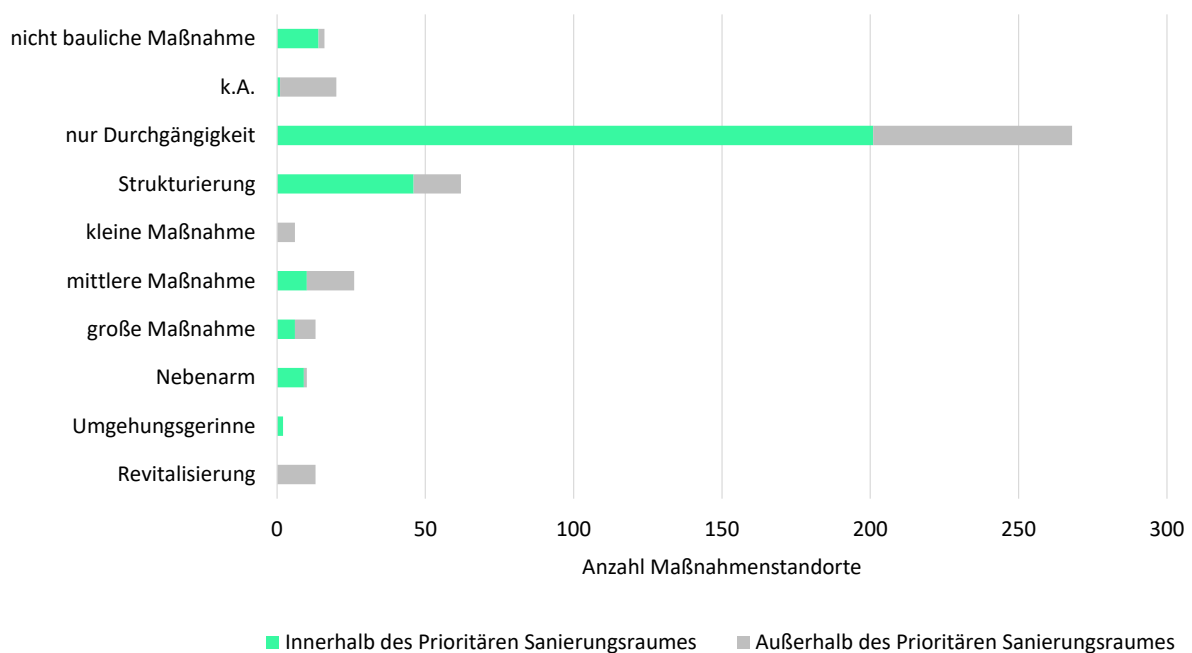


Abb. 13 Anzahl der Maßnahmenstandorte nach Maßnahmentypus innerhalb und außerhalb des prioritären Sanierungsraums im Sinne des NGP 1 (N = 436).

#### 4.1.4 Zeitliche Umsetzung

Die Bedeutung von ökologischen Verbesserungsmaßnahmen in Fließgewässern hat im Laufe der letzten Jahrzehnte eine stete Zunahme erfahren. In Abb. 14 ist für jedes Kalenderjahr die Anzahl der im jeweiligen Jahr abgeschlossenen Maßnahmen, kategorisiert nach Maßnahmenintention, dargestellt, wobei in Summe nur von 366 Projekten der Fertigstellungszeitpunkt bekannt war.

Als erste Umsetzungsprojekte im Bereich des naturnahen Wasserbaus sind vereinzelte Revitalisierungen von Stadtbächen zu nennen, die kurz vor der Jahrtausendwende realisiert wurden und vor allem der Erhöhung der Lebensqualität der Stadtbevölkerung dienen sollten.

Hochwasserschutzprojekte mit ökologischen Teilaspekten hatten ab dem Jahr 2002 Konjunktur, wobei sie mit wenigen Ausnahmen zehn Jahre lang einen jeweils nennenswerten Anteil an den insgesamt realisierten Projekten hatten. Ab 2013 kamen Projekte zur Wiederherstellung der Längsdurchgängigkeit in großer Zahl zur Umsetzung, was in vielen Fällen an den in den Bewilligungsbescheiden festgelegten Fristen, die für den ersten NGP mit 2015 angegeben war, liegt.

Die nach 2015 einsetzende Unsicherheit ob überhaupt, und wenn ja, in welcher Form die Umweltförderung weitergeführt wird, führte zum Rückgang der Umsetzungen ab 2016. Die Zahlen für die Jahre 2017 und 2018 sind jedoch nicht repräsentativ, da für vorliegende Studie der Umsetzungsstand Anfang 2017 abgefragt wurde und somit nur jene Projekte aus der Zeit danach in den Datensätzen enthalten sind, für die schon die Fertigstellung in den Rückmeldungen entsprechend avisiert war.

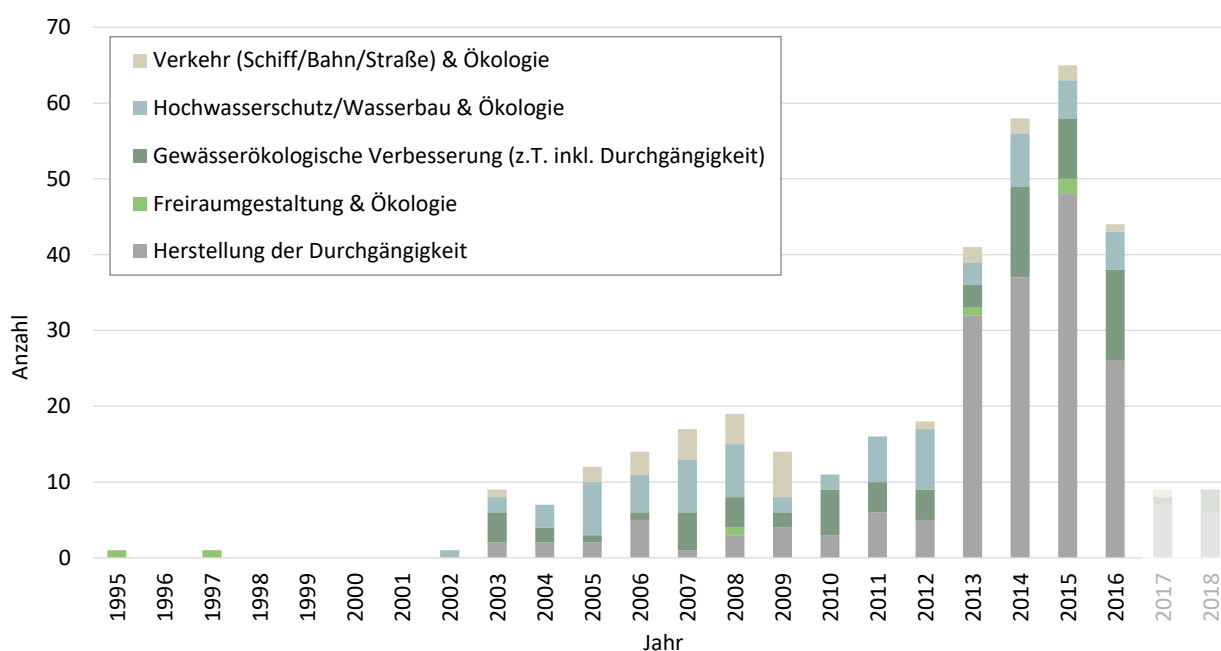


Abb. 14 Anzahl der Projektfertigstellungen nach Jahren und Hauptintention des Projektes (N = 366).

Betrachtet man nur die Maßnahmen zur Lebensraumverbesserung - für die bei 126 Standorten das Fertigstellungsdatum bekannt ist - in ihrer zeitlichen Entwicklung, so wird ersichtlich, dass in den letzten Jahren eine Tendenz zu mittleren und größeren Maßnahmen feststellbar ist (Abb. 15).

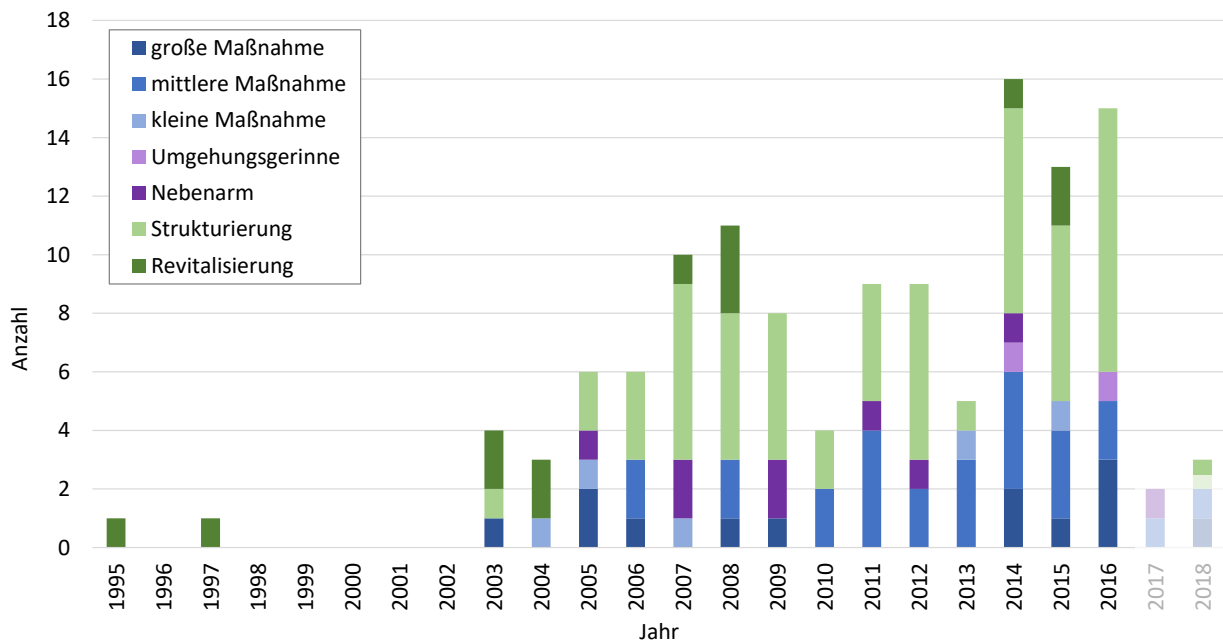


Abb. 15 Anzahl der Projektfertigstellungen zur Lebensraumverbesserung nach Jahren und Umsetzungstyp (N = 126).

### Expertenmeinung

Erfahrungen, insbesondere im Zuge der Renaturierung von mehreren Abschnitten im Unterlauf der Naarn, haben gezeigt, dass größere Renaturierungen nur dann erfolgsversprechend sind, wenn (ausreichend) Grund zur Verfügung steht und somit ein gewisser Gestaltungsspielraum gegeben ist. Es ist daher vorteilhaft, wenn Gründe im Vorfeld, oft im Zuge von anderen Projekten/Interessen, vorausschauend gesichert werden. Diese Pionierarbeit, die von engagierten Personen geleistet wird, ist die Grundlage für jede weitere Maßnahme.

Ziel einer Renaturierung ist es, dass sich der Gewässerlebensraum auf Grundlage der gesetzten Initialmaßnahmen von selbst weiter entwickelt. Trotzdem wird in manchen Fällen ein menschliches Eingreifen erforderlich sein, um die angestrebten Ziele zu erreichen. Um nicht schnell wieder in den „Regulierungsmodus“ zu verfallen, wäre es zielführend, bereits im Zuge der Planungsphase festzulegen, wann bzw. unter welchen Voraussetzungen ein Eingriff bzw. eine Pflege des Gewässers erforderlich ist.

Jede gewässerökologische Maßnahme ist auf die vorgegebenen örtlichen Rahmenbedingungen abzustimmen. Oftmals ist eine vollständige leitbildkonforme Ausführung bzw. die Herstellung des „Idealzustandes“ (z.B. aufgrund mangelnder Grundverfügbarkeit) nicht möglich. Erfahrungsgemäß können aber auch kleine (lokale) Maßnahmen bereits eine große ökologische Aufwertung für das Gewässer darstellen. Daher sollte man jede sich bietende Chance für eine Renaturierung nutzen.

Eine wesentliche Grundvoraussetzung zum Erfolg eines Projektes ist neben einer guten Planung und einer fachgerechten Umsetzung die Identifikation aller betroffenen Personen mit diesem. Gewinner ist dann nicht nur die Natur, sondern auch der Mensch, der die renaturierten Gewässerabschnitte wieder bevorzugt als Erlebnis- und Erholungsraum nutzen kann.

DI Irene Gotschy-Russ, Ingenieurbüro für Landschaftsplanung „PlanGo“

#### 4.1.5 Investitionsvolumen für ökologisch relevante Maßnahmen

Nimmt man die, von den meldenden Abteilungen und Förderstellen, angegebenen Werte für die Kosten der ökologischen Maßnahmen (N = 281) und ergänzt diese für jene Standorte ohne Angabe oder Kostenschätzung, mit den Mediankosten, berechnet für jeden Maßnahmentyp wie in der Methodik beschrieben (N = 155), so kommt man insgesamt auf ein Investitionsvolumen von circa 100 bis 120 Mio. Euro für gewässerökologische Maßnahmen in Oberösterreich. Die Einzelbeträge je Maßnahme variieren dabei zwischen € 2.500.- und mehreren Millionen.

Werden die nicht baulichen Maßnahmen und jene zur Herstellung der Längsdurchgängigkeit aus dieser Summe extrahiert, so verbleibt ein Investitionsvolumen von 50 bis 60 Mio. Euro für die Lebensraumverbesserung. Mehr als die Hälfte dieser Mittel ist in den 10 teuersten Projekten gebunden (Abb. 16).

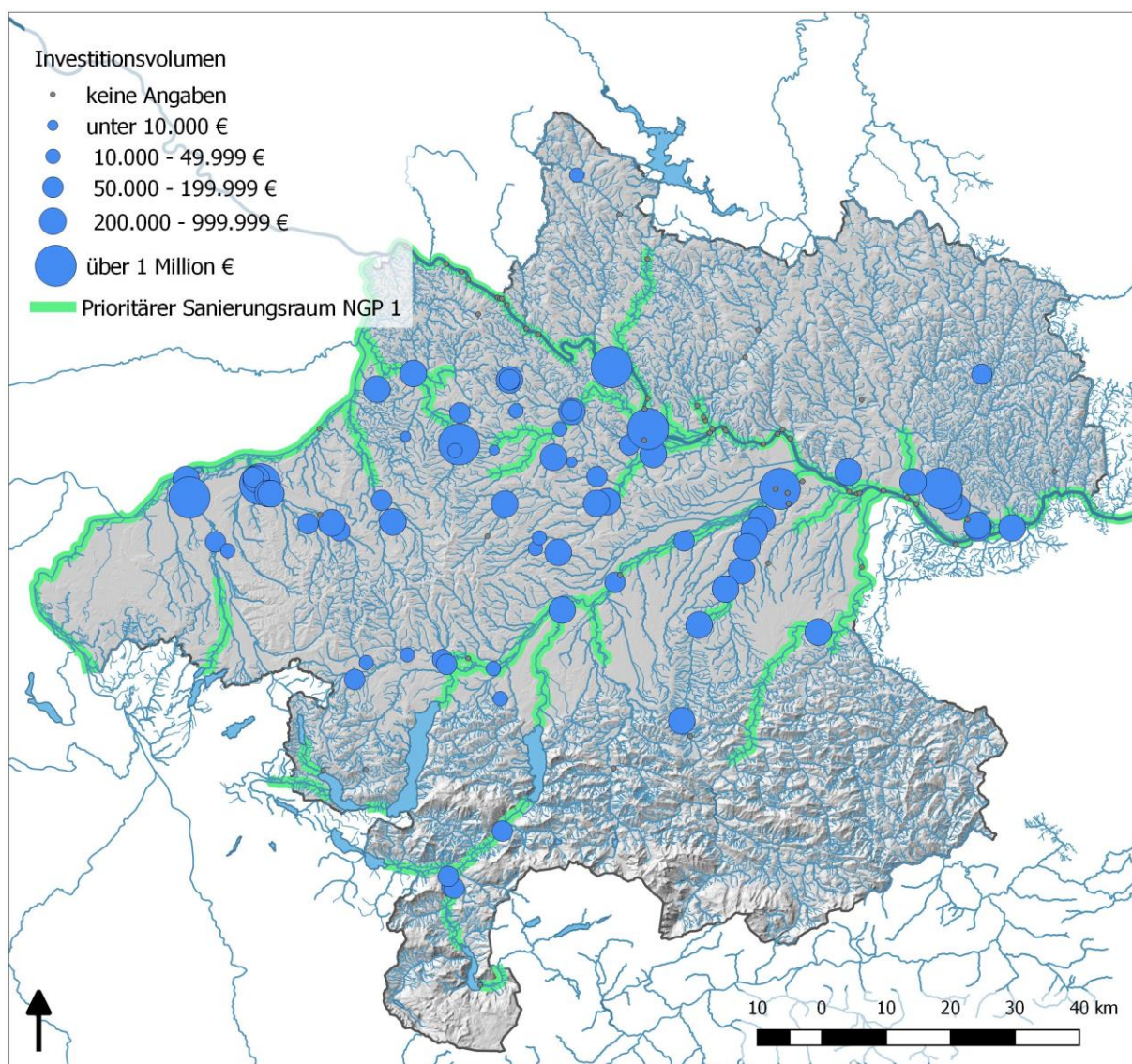


Abb. 16 Klassifizierung der Investitionssummen für Maßnahmen zur Lebensraumverbesserung (N = 132).

#### 4.1.6 Maßnahmen zur Lebensraumverbesserung im Detail

Die über die reine Herstellung der Durchgängigkeit hinausgehenden gewässerökologischen Maßnahmen (N = 132) sind nochmals in Abb. 17 und Abb. 18 dargestellt.

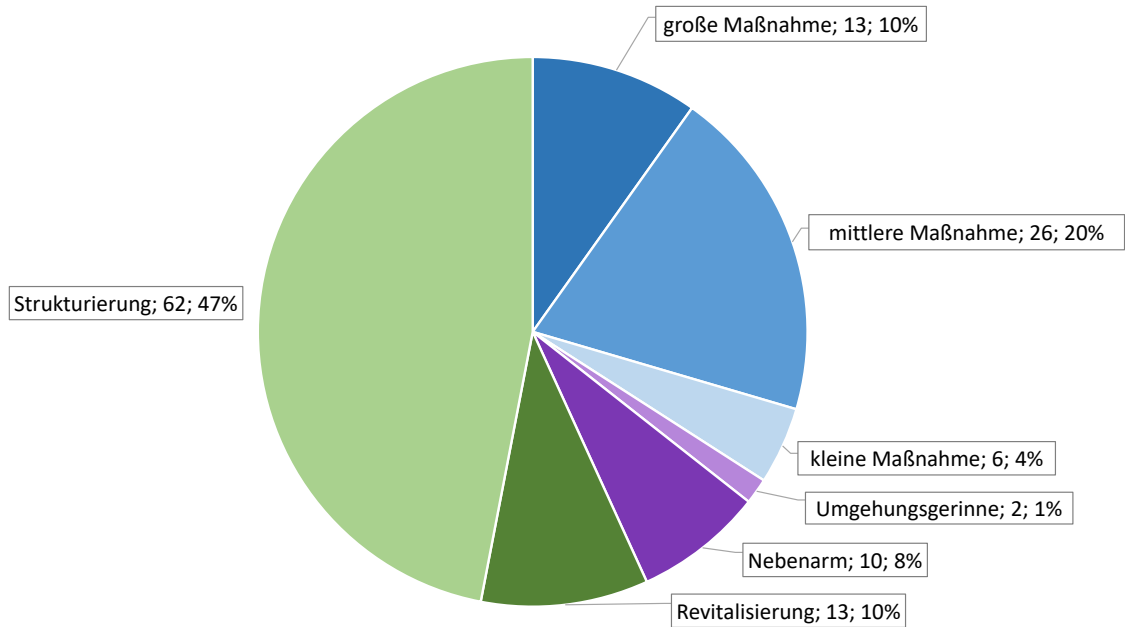


Abb. 17 Zuordnung all jener Maßnahmen, die nicht nur der Herstellung der Durchgängigkeit dienen und die keine nicht-baulichen Maßnahmen sind (N = 132, Datenbeschriftung = Anzahl der Fälle; Prozentanteil).



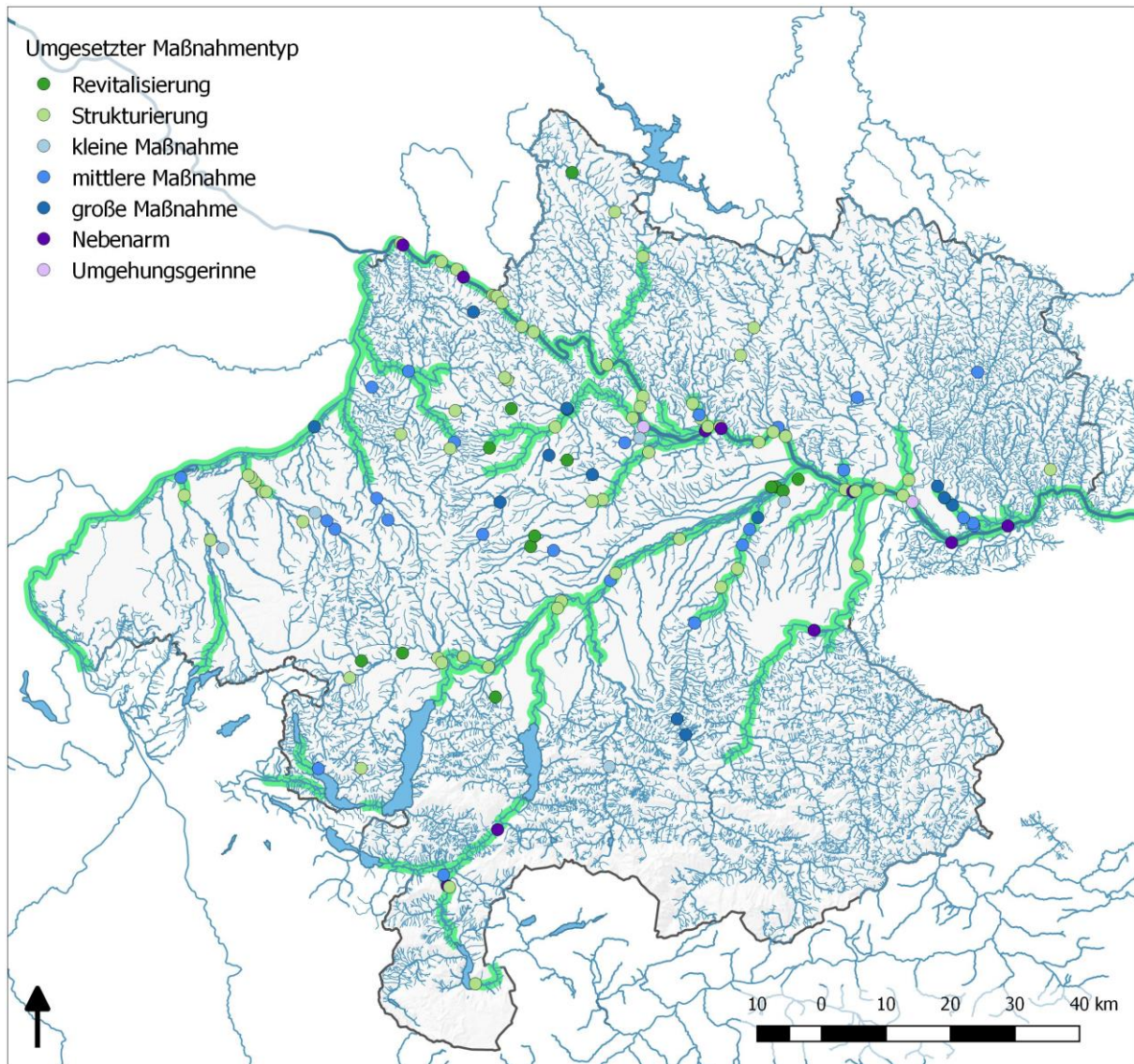


Abb. 18 Übersicht über die Maßnahmentypen ohne nicht bauliche Maßnahmen und Maßnahmen zur Herstellung der Durchgängigkeit, sowie Maßnahmen ohne nähere Angaben (N = 132).

Da ein großer Teil der gewässerökologischen Verbesserungsmaßnahmen im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie respektive der Nationalen Gewässerbewirtschaftungspläne gesetzt wurde und der prioritäre Sanierungsraum beider NGPs im Wesentlichen die Donau und die Unterläufe ihrer Zuflüsse umfasst, wurden die bei weitem meisten Projekte in den Fließgewässerregionen des Hyporhithral und des Epipotamal realisiert (Abb. 19).

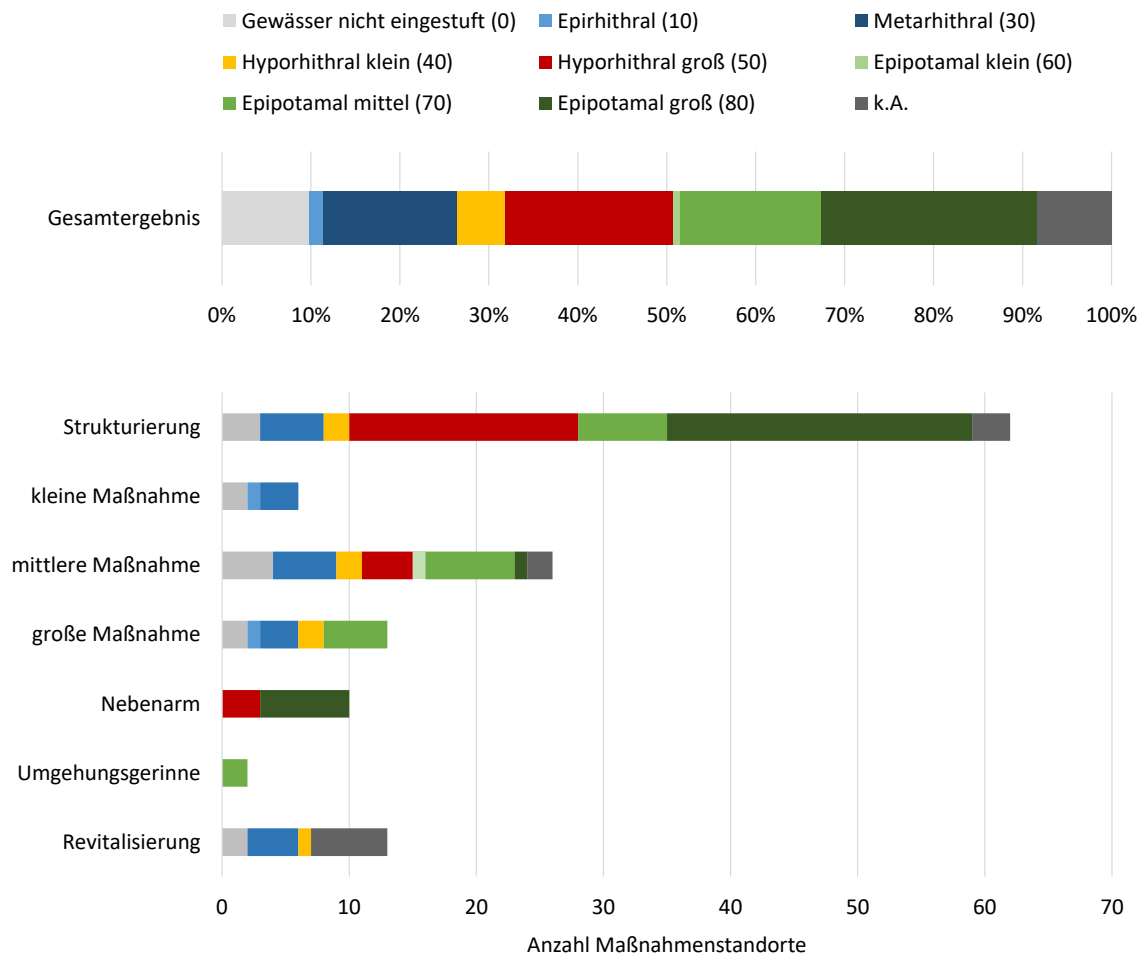


Abb. 19 Verteilung der Maßnahmen nach Fischregion und Typ (N = 132).

Von den 132 Standorten ist für 114 eine bearbeitete Gewässerlänge abschätzbar. Ergänzt man die restlichen Standorte mit dem Medianwert der bekannten Maßnahmenlängen (rund 509 m) ergibt sich insgesamt eine Gewässerlänge von 118 km, die gewässerökologisch saniert, aufgewertet oder neu angelegt wurde. Dabei machen die zehn längsten Standorte mehr als ein Drittel der Gesamtlänge aus (44 km), alleine das Umgehungsgerinne Ottensheim-Wilhering erstreckt sich über mehr als 14 km.

Insgesamt wurden 39 Standorte den mittleren oder größeren Gewässeraufwertungsmaßnahmen, also jenen, die der tatsächlichen Renaturierung eines Gewässerabschnittes am nächsten kommen, zugeordnet. Die abgedeckte Gewässerlänge beträgt insgesamt rund 41 km. Deren Unterteilung nach dem Verhältnis zwischen Gewässerkorridor zu Gewässerbettbreite ist in Abb. 20 dargestellt.

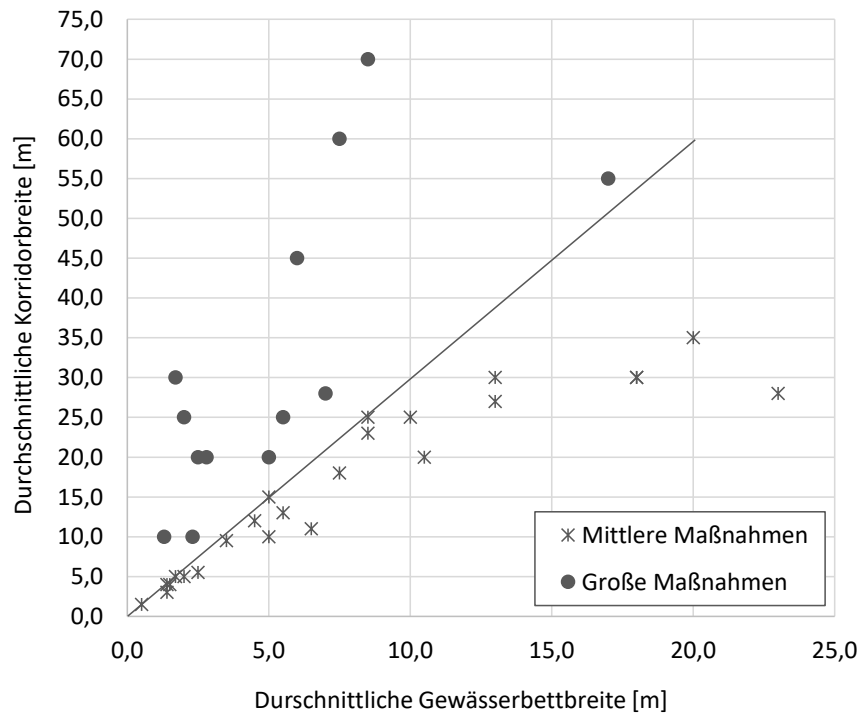


Abb. 20 Verteilung nach den Kategorien „mittlere Maßnahme“ und „große Maßnahme“ (N = 39).

### Expertenmeinung

Die oberösterreichischen Fließgewässer finden sich in einem hohen Ausmaß in der aktuellen Kulisse der oberösterreichischen Schutzgebiete wieder. Dies zeigt die Bedeutung der dort vorkommenden Lebensräume, Tier- und Pflanzenarten für den Naturschutz. Unserer Abteilung sind der Schutz und die ökologisch orientierte Entwicklung oö. Bäche und Flüsse ein wichtiges Anliegen.

Dabei sollten in Zukunft die zweifellos vorhandenen Synergieeffekte zwischen Wasserwirtschaft und Naturschutz noch besser genutzt werden. Besonders vielversprechend sind Renaturierungsansätze, wenn sie sich am gewässerökologischen Leitbild orientieren. Planungen und deren Umsetzungen sollten zu einem Zustand führen, wo Fließgewässer ihre ökologischen Funktionen ohne laufendes „Management“ und eigendynamisch erfüllen können. Dafür ist Raum notwendig, dessen Sicherung vor weiterer Verbauung künftig noch bedeutender werden wird.

Sind bei Beginn von großräumigeren Rückbauten die Skeptiker noch in der Mehrzahl, so überwiegen nach erfolgreicher Umsetzung die positiven Rückmeldungen zumeist. Auch die ansässige Bevölkerung erkennt dann den Wert naturnaher Fließgewässer.

Der Weg, unsere in der Vergangenheit stark verbauten Gewässer sukzessive in vielfältige Lebensräume rückzuführen, sollte unbedingt fortgeführt werden. Der Naturschutz wird hier seinen Beitrag leisten.

Mag. Stefan Guttman, Amt der Oö. Landesregierung, Abt. Naturschutz

Neben dem Verhältnis der Breite des Umlandkorridors zur Gewässerbettbreite kann als ein Maß für die Größe der Maßnahme auch das Verhältnis von aufgewerteter Gewässerslänge zu Bettbreite herangezogen werden (Abb. 21). Auch hier fallen durch die Verhältniszahl naturgemäß sehr unterschiedlich große Gewässer in die „längsten“ Standorte.

Die Donau ist alleine schon aufgrund ihrer Größe etwas gesondert zu betrachten. Für sie wurden 29 Maßnahmenstandorte gelistet. Dabei handelt es sich um die zwei großen Umgehungsgerinne, sieben Nebenarme unterschiedlicher Größe sowie Strukturierungen durch Schotterbänke oder kleinere Einbauten wie Buhnen. Diese können schwierig mit den anderen Maßnahmen verglichen werden.

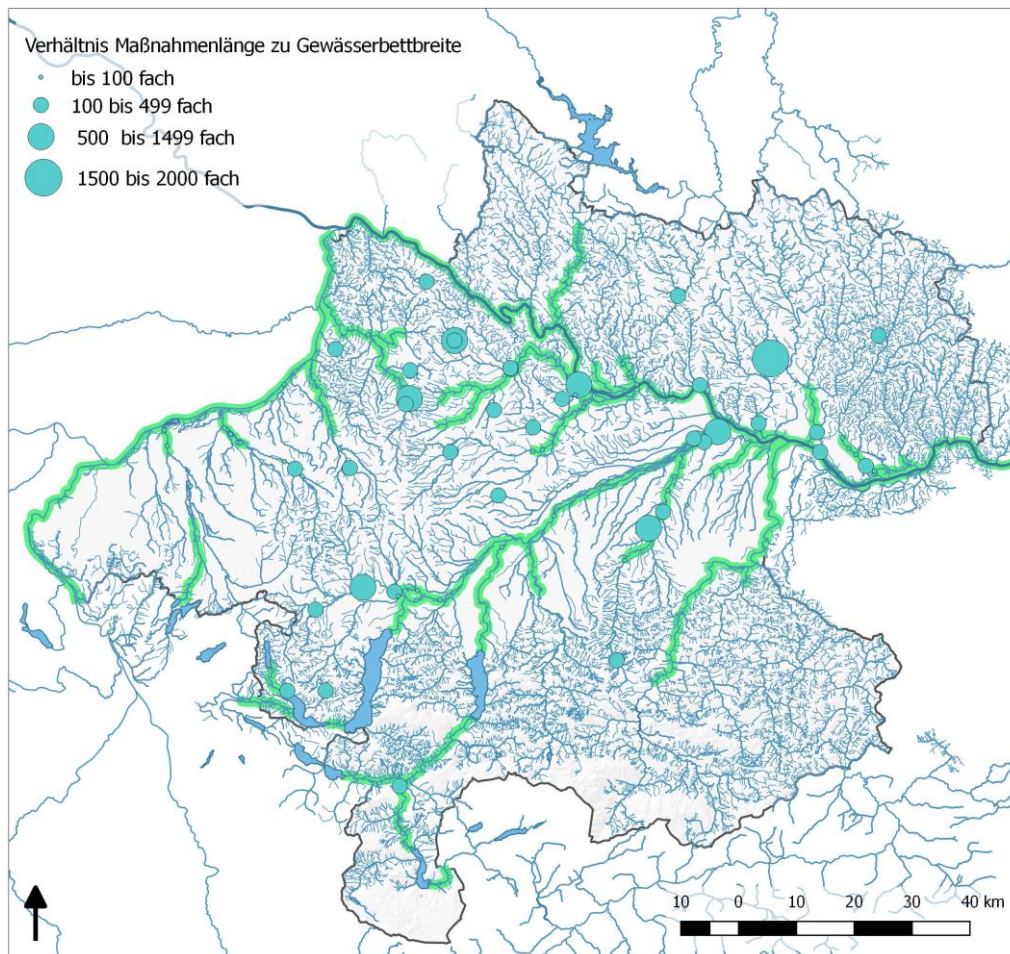


Abb. 21 Lineare Maßnahmenstandorte für die ein Verhältnis aus Gewässerbettbreite und Länge der Maßnahme hergestellt werden konnte (N = 82).

## 4.2 Umsetzungsbeispiele mit Monitoringergebnissen

Die Erfolgsüberprüfung von Renaturierungsmaßnahmen ist ein überaus bedeutender Punkt, der in der Umsetzungspraxis aber leider oft zu kurz kommt oder sogar völlig vernachlässigt wird. In vielen Fällen endet ein Projekt mit der Kollaudierung, also mit der amtlichen Abnahme, bei der im Wesentlichen nur die Einhaltung der Bescheidauflagen überprüft wird. Ob die Maßnahme aber die gewünschten ökologischen Effekte zu erzielen vermag, kann daraus nicht abgeleitet werden. Dabei wäre das nicht nur die Erfolgsbestätigung für das abgeschlossene Projekt, sondern vor allem eine höchst wertvolle Information für zukünftige Maßnahmen, könnte doch auf diese Weise aus Fehler gelernt werden und damit Zeit und Finanzmittel gespart werden.

GEIST & PANDER (2018) etwa legen dar, dass auf die Evaluierung eines Projektes in der Regel nur dann verzichtet werden könne, wenn entsprechende Maßnahmen im gleichen Gewässertyp bereits erfolgreich erprobt sind – dies treffe derzeit jedoch nur auf sehr wenige Maßnahmen zu. Neben der bloßen Erfolgsüberprüfung seien die Kommunikation, der Austausch und die Publikation der Ergebnisse von herausragender Bedeutung. Die Autoren betonen in diesem Zusammenhang, dass die Veröffentlichung von Erfolgen wie Misserfolgen gleichermaßen wichtig ist. Auch, wenn verständlicherweise die Tendenz vorherrscht, Erfolge höher zu werten als Misserfolge, sind negative Erfahrungen genauso wichtig, um Gewässersanierungen in Zukunft realistischer bewerten und effektiver gestalten zu können. Gerade Aspekte, die nicht wie geplant funktioniert haben, sollten daher genauso offen berichtet werden wie nachweisliche Erfolge.

Daher wird in der vorliegenden Renaturierungsbilanz der Aspekt der Erfolgskontrolle mittels gewässerökologischer Monitoringmaßnahmen an den folgenden Einzelbeispielen zentral behandelt.

### 4.2.1 Aschach-Sandbach-Leitenbach

Im Mündungsbereich des Sand- und des Leitenbaches in die Aschach wurden vom Gewässerbezirk Grieskirchen im Zuge mehrerer Projekte umfangreiche Verbesserungsmaßnahmen umgesetzt. In einem ersten Schritt wurde die desolante Mündungsrampe des Leitenbaches in eine aufgelöste Blocksteinrampe umgebaut (Abb. 22). Da es sich hierbei um ein Modellprojekt handelte, mit dem die Funktionsfähigkeit von aufgelösten Rampen nachgewiesen werden sollte, wurde ein umfassendes fischökologisches Monitoring durchgeführt (ULLMANN et al. 2009).



Abb. 22 Desolante Mündungsrampe des Leitenbaches (rechts und Mitte) und aufgelöste Rampe nach dem Umbau (links) (Quelle: ULLMANN et al. 2009).

Ein Teil des Monitorings beschäftigte sich mit der Fischartenverteilung im Hauptfluss Aschach und im Zufluss Leitenbach vor und nach der Umsetzung der Maßnahme. Vor dem Umbau der Rampe wurden in der Aschach im Unterwasserbereich 13 Fischarten nachgewiesen, davon traten im Leitenbach flussauf der Rampe nur neun in Erscheinung. Nach dem Umbau wurden auch die ursprünglich fehlenden Arten

Aalrutte, Barbe, Hasel und Rotaug im Leitenbach detektiert. Bei sieben Arten kam es nach dem Rampenumbau zu einer Verbesserung der Altersstruktur, und zwar bei Laube, Bachschmerle, Barbe, Aitel, Hasel, Aalrutte und Bachforelle. Besonders hervorzuheben ist hier die Hasel, die ursprünglich im Gewässer gänzlich fehlte und nach dem Umbau mit sämtlichen Altersklassen im Oberwasserbereich vertreten war.

Die Fischwanderungen aus der Aschach in den Leitenbach wurden mittels einer Reusenuntersuchung dokumentiert. Im ersten Untersuchungsjahr nach dem Rampenumbau hielt sich die Wanderaktivität mit lediglich 62 Individuen aus fünf Fischarten zwar in Grenzen, besonders hervorzuheben ist aber, dass die Nase vor dem Schneider und dem Gründling die häufigste in der Reuse gefangene Fischart war. Für diesen Mittelstreckenwanderer, der darauf angewiesen ist, seine Laichplätze in den Zuflüssen erreichen zu können, ist die Passierbarkeit der Rampe von außerordentlich hoher Bedeutung. Im Folgejahr wurden 561 Fische aus elf Arten gefangen, wobei Gründling, Schneider, Hasel und Nase die Hauptarten waren. Der Rampe konnte die Passierbarkeit für schwimmstarke Arten wie Barbe, Bachforelle oder Aitel ebenso attestiert werden wie für schwimmschwache wie Rotaug oder Bachschmerle. Mit Totallängen von 4 bis 50 cm wurde auch das gesamte Größenspektrum abgedeckt, wobei der Schwerpunkt der wandernden Fische im Größenbereich zwischen 8 und 15 cm zu liegen kam. Somit wurde das Bauwerk vor allem von Klein- und Jungfischen überwunden.

Insgesamt konnte auf Basis der Fischartengemeinschaft in diesem Gewässerabschnitt eine Verbesserung von einem mäßigen auf einen guten ökologischen Zustand festgestellt werden. Der Umbau der Rampe hat also die Zielerreichung im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie ermöglicht.

#### **Expertenmeinung**

Als Gewässerbezirke haben wir sehr maßgeblich bei der operativen Umsetzung von strukturellen Verbesserungsmaßnahmen an den oberösterreichischen Gewässern mitgewirkt. Wesentlich war dabei die von uns geleistete Beratungsarbeit um die Gemeinden und Wasserverbände davon zu überzeugen, dass ökologische Aufwertemaßnahmen nicht nur für die „Wasserlebewesen“ von besonderer Wichtigkeit sind, sondern diese auch einen Mehrwert für die Bevölkerung darstellen.

Speziell bei Renaturierungen konnte man sehr plakativ die Begriffe „dem Gewässer mehr Raum geben“ und die Wechselwirkung zwischen Land und Wasserlebensraum, veranschaulichen.

Sehr hilfreich in diesem Zusammenhang war sicherlich auch die großzügige Förderung durch den Bund und das Land Oberösterreich.

Zukünftige Maßnahmen werden aber sehr maßgeblich von einer attraktiven Förderung abhängig, da in den Gemeinden und Verbänden der Hochwasserschutz eine höhere Priorität hat. Die Kombination des Schutzes des Menschen vor dem Wasser und eine einhergehende ökologische Verbesserung der Gewässer wird zukünftig immer mehr der Schlüssel zum Erfolg sein.

HR DI Thomas Kibler, Abteilungsleiter Wasserwirtschaft, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft; ehem. Dienststellenleiter Gewässerbezirk Grieskirchen

Nach der Wiederherstellung der Durchgängigkeit – kurz nach dem Umbau der Leitenbach-Rampe wurde auch die Sandbach-Rampe nach gleichem Muster passierbar gemacht – wurden in der Aschach und den beiden Zuflüssen Maßnahmen zur Verbesserung der Lebensraumqualität gesetzt: Neben der Aufweitung der Aschach auf einer Länge von rund 500 m inklusive Anlage eines Nebenarmes wurden in den Unterläufen von Leitenbach und Sandbach leitbildkonforme Gewässerabschnitte mit sehr guter Umlandanbindung geschaffen (Abb. 24, Abb. 24). Unterbrochen wurden diese Abschnitte von Zwangspunkten, etwa den Widerlagern einer Bundesstraßenbrücke, die eine durchgehende leitbildkonforme Ausgestaltung nicht ermöglichten.



Abb. 23 *Ökologisch aufgewerteter Abschnitt in der Aschach.*



Abb. 24 *Ökologisch aufgewertete Abschnitte im Sandbach (links) und im Leitenbach (rechts).*

Zur Evaluierung der Maßnahmenwirkung wurde im Auftrag der Abt. Oberflächengewässerwirtschaft am Amt der Oberösterreichischen Landesregierung ein umfassendes Monitoring mittels Fisch- und Makrozoobenthosfauna durchgeführt, in das die Ergebnisse aus drei Untersuchungsjahren eingeflossen sind. Verglichen wurden die ökologischen Verhältnisse vor der Maßnahmenumsetzung (CSAR et al. 2011) mit jenen kurz nach (SCHEDER et al. 2014) und mehrere Jahre nach Abschluss der Arbeiten (SCHEDER et al. 2016). Dadurch war es möglich, auch Wirkungen, die für ihre Entfaltung längere Zeiträume benötigen, aufzuzeigen.

Generell konnte festgestellt werden, dass das System von den Sanierungsmaßnahmen stark profitiert hat, wenngleich der Effekt kurz nach Abschluss der Maßnahmen oft noch nicht evident war – sowohl bei den Fischen als auch bei den Wirbellosen zeigten sich mitunter erst drei Jahre nach Abschluss der Arbeiten markante Verbesserungen (SCHEDER et al. 2016). Beispielhaft seien hierzu die Monitoringergebnisse für die Fischfauna im Sandbach angeführt (Abb. 25), die sich in der Renaturierungsstrecke zuerst nur zögerlich, schlussendlich aber deutlich positiv entwickelt hat.

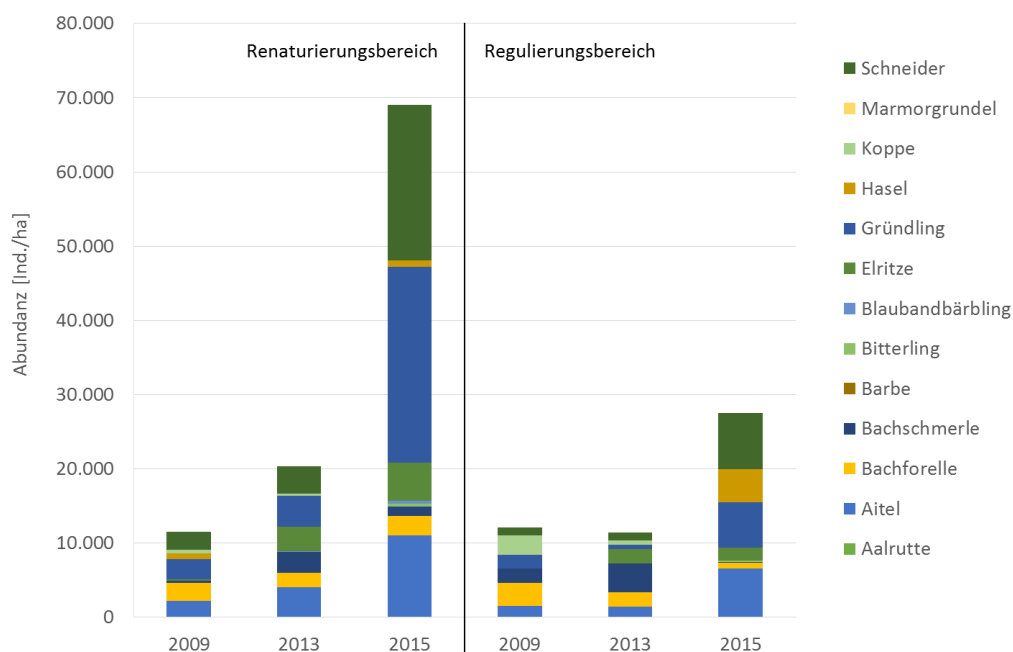


Abb. 25 Entwicklung der Fischfauna (Individuen/ha) in der heterogen gestalteten Mündungsstrecke (links) und in der Regulierungsstrecke des Sandbachs (rechts) in den drei Untersuchungsjahren (Quelle: SCHEDER et al. 2016).

Neben dem generellen markanten Anstieg der Individuendichten ist im letzten Untersuchungsjahr vor allem die überproportionale Zunahme von Schneider, Gründling und Aitel hervorzuheben, bei denen es sich um Leitarten bzw. typische Begleitarten für die gegenständliche Gewässerregion handelt. Das ist ein klarer Beleg dafür, dass in der Renaturierungsstrecke im Sandbach wieder Bedingungen geschaffen werden konnten, die dem Leitbild zumindest sehr nahe kommen. Zum Vergleich wurde jeweils zu denselben Zeitpunkten wie in der Renaturierungsstrecke auch in einer unmittelbar flussaufwärts angrenzenden, nicht renaturierten Regulierungsstrecke die Fischfauna untersucht. Es zeigte sich, dass kurz nach Abschluss der Maßnahmen hier keinerlei positive Effekte zu verzeichnen waren, nach drei Jahren hingegen hatten die Individuendichten erkennbar zugenommen, wenn auch bei weitem nicht in dem Ausmaß wie im renaturierten Abschnitt. Da auch in der regulierten Strecke vor allem adulte Aitel, Gründlinge und Schneidere deutliche Zuwächse erfahren haben, kann angenommen werden, dass es sich dabei um einen Ausstrahleffekt aus der Renaturierungsstrecke handelt. Somit kommen die



Maßnahmen offensichtlich nicht nur dem tatsächlichen Projektgebiet zugute, sondern auch den angrenzenden, morphologisch degradierten Abschnitten.

Dass die Aufwertungsmaßnahmen auch in der Aschach zu einer Verbesserung geführt haben, wurde anhand der Fischartengemeinschaften eindeutig nachgewiesen. In der Maßnahmenstrecke wurden viermal so hohe Fischdichten wie in der Vergleichsstrecke dokumentiert, außerdem waren hier die leitbildrelevanten Arten wesentlich stärker vertreten und wiesen auch markant bessere Altersstrukturen auf. So trat beispielsweise die Leitfischart Barbe in der regulierten Strecke nur mit 14 Individuen pro Hektar in Erscheinung, die Leitfischart Nase lediglich mit zehn; im renaturierten Abschnitt wurden hingegen 355 Barben und 1.932 Nasen pro Hektar nachgewiesen, wobei der Anteil der Jungfische bei beiden Arten sehr hoch war. Die Maßnahmen haben also offenkundig dazu geführt, dass rheophile Kieslaicher sich in diesem Abschnitt wieder erfolgreich fortpflanzen können und die Jungfische geeignete Habitate vorfinden.

Anhand der Monitorings wurden aber nicht nur die positiven Auswirkungen der Maßnahmen aufgezeigt – es wurde außerdem bewiesen, dass der Erfolg von Renaturierungen sehr stark von einer möglichst leitbildkonformen Planung und Umsetzung abhängt. Im Falle des Sandbaches und der Aschach ist dies sehr gut gelungen, weil hier keine Zwangspunkte vorlagen, die eine dem Gewässerleitbild entsprechende Gestaltung eingeschränkt hätten. Beim Leitenbach hingegen haben zwei Zwangspunkte – eine Straßenbrücke und eine Sohlrampe – verhindert, dass sich über den gesamten renaturierten Verlauf ein standorttypisches Gefälle ausbilden konnte. Flussauf der Brückensicherung und der Rampe bleiben sich über längere Strecken Rückstau erhalten (Abb. 26 rechts). In den übrigen Teilstrecken ist es gelungen, einen naturnahen Bach mit heterogener Habitatausstattung, standorttypischer Substratverteilung und natürlichen Strömungsmustern anzulegen (Abb. 26 links).



Abb. 26 Leitbildkonform renaturierter Abschnitt im Leitenbach-Unterlauf (links) und Abschnitt mit zu geringem Gefälle im Oberwasser eines baulichen Zwangspunkts (rechts).

In Abb. 27 ist die Entwicklung der Wirbellosengesellschaften im Leitenbach über die drei Projektjahre zu sehen. Vor Umsetzung der Maßnahmen wurde die Zönose von wenig anspruchsvollen Dipteren, vor allem von Zuckmücken, dominiert. Strukturgütezeigende Arten aus den Großgruppen der Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen traten hingegen deutlich in den Hintergrund.

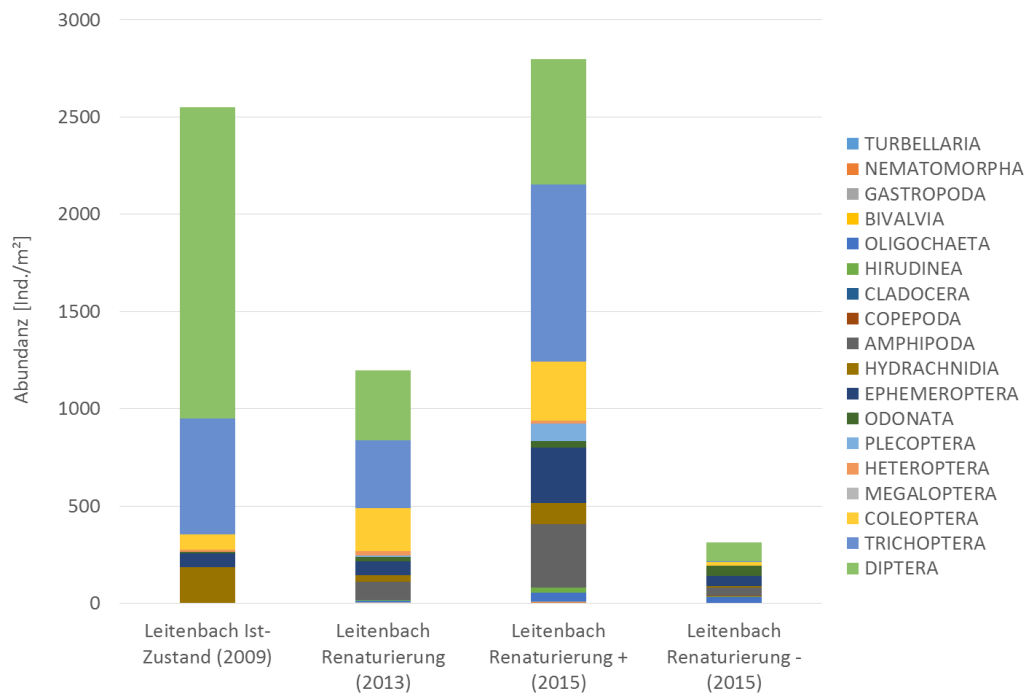


Abb. 27 Entwicklung der Makrozoobenthosgemeinschaften in der Renaturierungsstrecke im Leitenbach. „Renaturierung +“...leitbildkonform, „Renaturierung -“...eingestaut. (Quelle: SCHEDER et al. 2016).

Kurz nach der Renaturierung ist es generell zu einem deutlichen Rückgang der Individuendichten gekommen, wohl, weil die Zönose noch nicht ausreichend auf die neuen Gegebenheiten eingestellt war. Die beiden rechten Balken zeigen schließlich die drastisch unterschiedliche Entwicklung der naturnahen und der eingestauten Abschnitte: Während sich in ersteren eine natürliche Fauna mit hohen Anteilen an Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen und Käfern und zugleich einem nur geringen Anteil an Dipteren entwickelt hat, sind die Bestände in den eingestauten Bereichen praktisch gänzlich zusammengebrochen.

In den leitbildnahen Bereichen wurde schlussendlich sowohl anhand der Fischfauna als auch anhand der Makrozoobenthos-Gemeinschaften ein solider guter ökologischer Zustand attestiert, während in den rückgestauten Bereichen maßgebliche Defizite zu einem unbefriedigenden ökologischen Zustand geführt haben.

In jenen Abschnitten im Sandbach, in der Aschach und im Leitenbach, in denen die Wiederherstellung natürlicher oder zumindest naturnaher Gegebenheiten ohne technische Einschränkungen möglich war, ist es also zu einer deutlichen Verbesserung für die aquatischen Lebensgemeinschaften gekommen, die dank Strahlwirkung auch in nach wie vor degradierten Abschnitten noch festgestellt werden kann. Zwangspunkte, die ein deutliches Abweichen vom Leitbild erzwingen, können hingegen, wie das Beispiel Leitenbach zeigt, die Erfolge merklich mindern. In diesem konkreten Beispiel stellte sich die Situation so dar, dass die Entfernung der Zwangspunkte zu einer massiven Kostenerhöhung geführt hätte, die möglicherweise das gesamte Renaturierungsprojekt verunmöglicht hätte.

## 4.2.2 Verschiedene Abschnitte der Kreams

Die oberösterreichische Kreams wurde im letzten Jahrhundert mit Ausnahme weniger kurzer Teilstücke von ihrer Mündung in die Traun bis über Wartberg an der Kreams hinaus systematisch zu einem strukturarmen, von vielen Querbauwerken zerschnittenen Abflusskanal reguliert. Erste größere Eingriffe erfolgten im Zuge des Arbeitsbeschaffungsprogramms im Bereich von Neuhofen an der Kreams zwischen 1928 und 1934, später ab 1949 im Raum Nettingsdorf zum Schutz der Industrieanlagen, und in den 1960er- und 1970er-Jahren praktisch flächendeckend im gesamten Unterlauf zum Hochwasserschutz der Siedlungen (PAPLHAM 1976). Die Regulierungsarbeiten zogen sich jahrzehntelang hin und wurden zum Teil auch noch verhältnismäßig spät umgesetzt; so erfolgte etwa die Verbauung im Raum Achleiten erst in den frühen 1980er-Jahren und fand ihren Abschluss mit der Errichtung des Kraftwerks an ihrem Oberende im Jahr 1983 (AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG 1995).

Trotz der völligen morphologischen Überprägung ist der Kreams-Unterlauf als Lebensraum für Barbe und Nase von herausragender Bedeutung. Bei etlichen Untersuchungen wurden auffallend hohe Biomassewerte für diese beiden Fischarten festgestellt; auf Höhe von Nettingsdorf etwa erreichte die Nase 246 kg/ha, die Barbe 345 kg/ha (SCHEDER & GUMPINGER 2007), bei Ritzlhof wurden für die Nase 252 kg/ha und für die Barbe 214 kg/ha ermittelt (FRIEDRICH et al. 2013), bei Nöstlbach kam die Nase auf 291 kg/ha, die Barbe auf 200 kg/ha (BART & GUMPINGER 2011). Dieses Phänomen gründet sicherlich zum Teil darauf, dass die Kreams das erste größere Gewässer ist, das flussab des Kraftwerks Kleinmünchen in die Traun mündet. Dieses Kraftwerk war – vor Fertigstellung der Organismenwanderhilfe im Jahr 2014 – jahrzehntelang das erste unpassierbare Wanderhindernis für Fische, die aus der Donau in die Traun aufgestiegen sind. Die Vermutung liegt nahe, dass die Tiere alternativ in den Unterlauf der Kreams aufstiegen und dort geeignete Reproduktionshabitate fanden.

Auch der Huchen ist bis in die 1980er-Jahre noch bis nach Achleiten aufgestiegen (WINKLER, pers. Mitt.), somit stellt die Kreams für alle drei Zielarten des ersten Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplans ein wichtiges Wohn- und Laichgewässer dar.

Neben der Wiederherstellung der Durchgängigkeit an allen unpassierbaren Querbauwerken von der Mündung bis nach Kremsmünster, wurden an mehreren Stellen auch umfassendere ökologische Aufwertungsmaßnahmen gesetzt. In einigen Fällen wurde auch ein gewässerökologisches Monitoring durchgeführt. Untersucht wurden die Anlage zweier Nebenarme in Oberaudorf mit Strukturierung des Hauptflusses mit Holzbuhnen, Totholz und Inseln (Abb. 28 und Abb. 29), die großzügige Aufweitung mit umfassendem Rückbau der Ufersicherungen, die in Nettingsdorf/Ritzlhof im Zuge der Landesgartenschau verwirklicht wurde und das Entstehen mehrerer Arme und Inseln ermöglicht hat (Abb. 30 und Abb. 31), und das Hochwasserschutzprojekt in Nöstlbach, bei dem eine ehemalige Restwasserstrecke wieder in eine Vollwasserstrecke umgewandelt und der Kreams ein breiter Korridor für einen pendelnden Verlauf zur Verfügung gestellt wurde (Abb. 33 und Abb. 34). Neben der Verbesserung des Hochwasserschutzes sind so abschnittsweise dynamische, ökologisch wertvolle Trittsteinbiotope entstanden.

Weitere solche Trittsteine wurden in Kremsmünster und bei der Astlmühle nahe Inzersdorf realisiert, allerdings wurden dort keine Beweissicherungen durchgeführt.



Abb. 28 Nebenarme der Kreams bei Oberaudorf (Quelle: doris.ooe.gv.at).



Abb. 29 Beidseitig angebundener Nebenarm bei Oberaudorf (links) und Hauptgerinne der Kreams mit Holzbuhen und Totholzstrukturen.

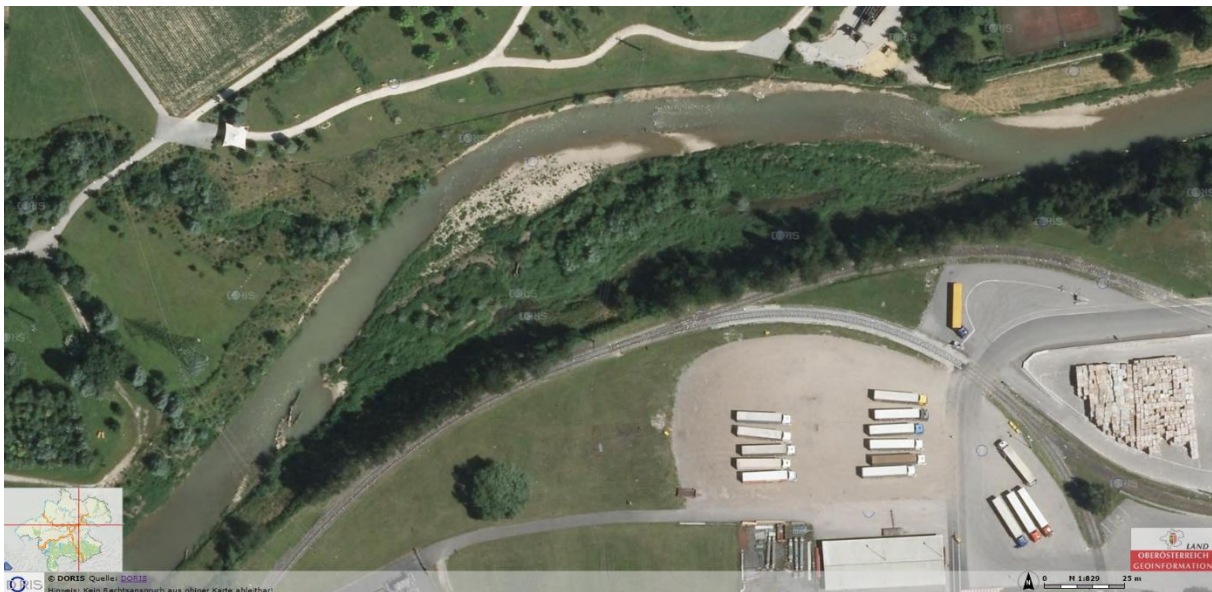


Abb. 30 Aufweitung der Kreams bei Nettingsdorf mit Anbindung des Gamsbaches (im Nordwesten) (Quelle: doris.ooe.gv.at).



Abb. 31 Aufweitung mit wertvollen ökologischen Strukturen bei Nettingsdorf/Ritzlhof.

Die ökologischen Veränderungen, die sich durch die Anlage der Nebenarme in Oberaudorf und durch die Aufweitung in Nettingsdorf/Ritzlhof ergeben haben, wurden von FRIEDRICH et al. (2013) anhand der Fisch- und der Wirbellosenfauna aufgezeigt, wobei als Referenz eine hart regulierte Fließstrecke zwischen den beiden Maßnahmenstandorten herangezogen wurde.

Zwischen den Fischbeständen in den beiden ökologisch aufgewerteten Bereichen und der dazwischenliegenden Regulierungsstrecke konnten kaum nennenswerte Unterschiede festgestellt werden. In allen drei Probestrecken wurden sehr hohe Biomassewerte mit mehreren hundert kg/ha dokumentiert, überall konnten alle vier Leitfischarten und zahlreiche Begleitfischarten nachgewiesen werden, und in allen drei Abschnitten wurde ein guter ökologischer Zustand anhand der Fischfauna errechnet. Dies ist nicht zuletzt auch damit erklärbar, dass die regulierte Strecke zwischen den beiden Trittsteinen über Ausstrahleffekte maßgeblich von deren ökologischer Aufwertung profitiert.

Ein ganz anderes Bild als die Fischfauna zeichneten die wesentlich weniger mobilen Makrozoobenthosgemeinschaften, die in der Regulierungsstrecke und in der Aufweitung in Nettingsdorf/Ritzlhof untersucht wurden. In der Aufweitungsstrecke wurden um 80 % höhere Individuendichten und eine um 22 % höhere Artenvielfalt festgestellt als im regulierten Abschnitt; zudem wurden hier sechs Arten nachgewiesen, die in der Roten Liste der Köcherfliegen Österreichs (MALICKY 2009) geführt werden – in der regulierten Strecke waren es nur drei. Die Vielfalt der Habitatpräferenzen der gefährdeten Köcherfliegenarten in der Aufweitung spiegelte die Vielfalt an Lebensräumen wider, die in der aufgewerteten Strecke geschaffen wurde. Die Taxa in der regulierten Strecke hingegen zeichneten sich allesamt durch einander sehr ähnliche Standortansprüche aus, was auf die monotone, strukturarme Ausgestaltung zurückzuführen ist.

Deutliche Unterschiede zwischen den Abschnitten waren auch bei der Zusammensetzung der Großgruppen zu erkennen (Abb. 32). Besonders ins Auge fällt der wesentlich höhere Anteil der Ephemeropteren in der aufgewerteten Strecke, wobei hierzu vor allem die Arten *Baetis buceratus* und *Baetis vardarensis* beitragen. Beide Arten zählen zu den Strukturgütezeigern und treten gewöhnlich in größeren Tieflandgewässern auf, wobei sie mittlere bis höhere Fließgeschwindigkeiten und vergleichsweise grobes Substrat bevorzugen, vor allem aber submerse Vegetation besiedeln. Eintauchende Ufervegetation und Wasserpflanzen finden sich in der Krems nur in der Aufweitungsstrecke, fehlen aber im regulierten Abschnitt.

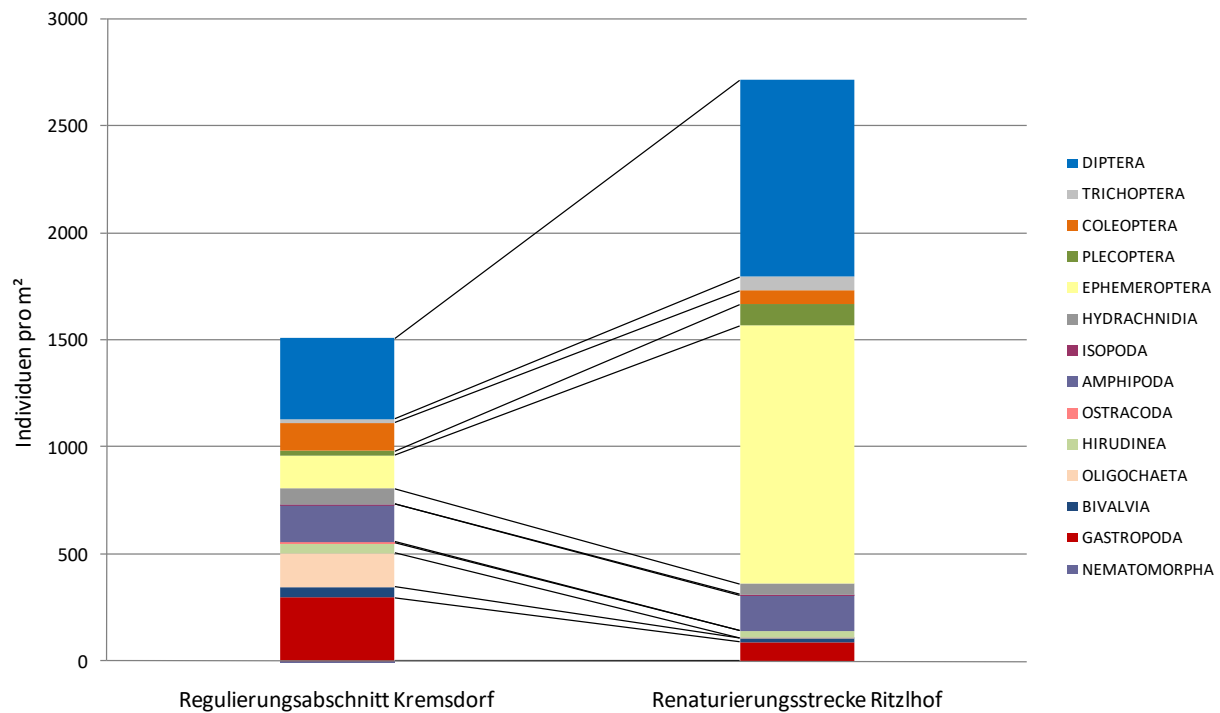


Abb. 32 Vergleich der Großgruppenverteilung in den beiden Untersuchungsabschnitten in der Krems auf Basis absoluter Individuenzahlen (Quelle: FRIEDRICH et al. 2013).

In merklich höheren Zahlen traten in der Maßnahmenstrecke auch die Dipteren auf, wobei hier genauer differenziert werden muss: Während in der Regulierungsstrecke vor allem Belastungszeiger wie *Prodiamesa olivacea* in Erscheinung traten, trugen zu den höheren Dichten in der Aufweitungsstrecke in erster Linie die strukturgebundenen und lithophilen Orthoclaadiinae sowie – in den strömungsberuhigten Nebenarmen – potamal geprägte Kriebelmückenarten bei, die ebenso an submerse oder eintauchende Vegetation gebunden sind. Deutliche höhere Individuenzahlen waren auch bei den Strukturgütezeigern aus den Großgruppen der Stein- und Köcherfliegen festzustellen.

Dank der natürlicheren Artenzusammensetzung indizierten die Makrozoobenthosgemeinschaften in der Aufweitungsstrecke einen soliden guten ökologischen Zustand, während in der Regulierungsstrecke gerade einmal ein mäßiger Zustand erreicht wurde. Die ökologische Aufwertung hat also nicht nur eine deutliche Erhöhung der Artenvielfalt und die Verschiebung hin zu einer standorttypischen Zusammensetzung der Zönosen bewirkt, sondern auch die Zielerreichung im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie ermöglicht.

In Nöstlbach wurde von BART & GUMPINGER (2011) vor Umsetzung der Maßnahmen der Ist-Zustand der Fischfauna erhoben. Zu diesem Zeitpunkt wurden mehr als 16.600 Individuen pro Hektar aus 17 Fischarten mit einer Biomasse von mehr als einer Tonne pro Hektar dokumentiert, wobei bei den Leitarten Barbe und Nase hauptsächlich Adulte festzustellen waren. Lediglich das Aitel zeigte eine natürliche Altersstruktur mit Schwerpunkt auf den Juvenilen. Die sehr hohen Individuen- und Biomassewerte waren darauf zurückzuführen, dass die Krems aufgrund der geringen Restwasserdotations und der dort eingebauten Querbauwerke stark potamalisiert wurde und eher eine Aneinanderreihung von Stillgewässern als ein Fließgewässer darstellte.



Abb. 33 Aufweitung und Rückbau der Ufersicherungen in Nöstlbach (Quelle: doris.ooe.gv.at).



Abb. 34 Pendelnder Verlauf der Kremser im aufgeweiteten Korridor im Bereich der Ortschaft Nöstlbach (links), Initialstrukturen – Schotterbänke und Dreiecksbuhnen – im selben Abschnitt (rechts).

FISCHER et al. (2017) haben in derselben Probestrecke im Jahr 2016 – nach Umsetzung des Rückbaus – mit gut 15.700 Individuen pro Hektar in etwa gleich hohe Bestände festgestellt, allerdings war die Biomasse mit knapp 550 kg/ha deutlich geringer als vor den Maßnahmen. Grund hierfür war das vermehrte Auftreten von juvenilen Fischen bzw. von Kleinfischarten, so haben etwa die Elritze, der Schneider und der Gründling nach Fertigstellung des Umbaus wesentliche Zuwächse erfahren. Bei der Barbe hat sich der Schwerpunkt auf den 0+-Jahrgang verschoben, während die Individuendichten annähernd gleich geblieben sind.

Seit Fertigstellung der Baumaßnahmen verfügt die nun voll dotierte Fließstrecke über einen deutlich rhithraleren und damit natürlicheren Charakter. Bei der Befischung 2016 wurden die eurytopen Arten Flussbarsch und Laube, die in der teils aufgestauten Restwasserstrecke noch auftraten, nicht mehr nachgewiesen. Zudem hat die Individuendichte weiterer eurytoper Arten wie Aitel, Hasel und Rotauge markant abgenommen, was auch auf die höheren Strömungsgeschwindigkeiten zurückzuführen ist. Der flächenmäßige Anteil der früher überrepräsentierten Tiefwasserbereiche wurde deutlich reduziert, der Wegfall der zahlreichen Sohlschwellen samt ihrer Kolke hat wesentlich zur Verschiebung des

ursprünglichen Populationsaufbaues, der von der Dominanz der Adulttiere und unterrepräsentiertem Jungfischanteil geprägt war, hin zu einem viel natürlicheren Altersaufbau beigetragen.

Dank dieser ersten Umsetzungsmaßnahmen sind in der massiv überprägten Krems ökologisch wertvolle Abschnitten entstanden, die für das Gesamtsystem wertvolle Trittsteinbiotope darstellen und zumindest für schwimmstarke Fischarten die Überbrückung langer, naturfremder Regulierungsstrecken ermöglichen.

### Expertenmeinung

Die Verbesserung des ökologischen Zustandes an der Krems zwischen Linz und Kremsmünster erwies sich als große Herausforderung, galt es doch gemäß dem NGP insgesamt 43 Querbauwerke, welche im Zuge der Regulierung in den 60-iger Jahren errichtet wurden so umzubauen, dass eine Längswanderung für Wasserorganismen jeglicher Art wieder möglich wurde.

Als größte Herausforderung in diesem Zusammenhang gilt es, den Interessenskonflikt zwischen den Anforderungen des Hochwasserschutzes (hohe Siedlungsdichte im Kremstal; Ausbau der bestehenden Regulierung auf ein HQ 30) und jenen der Ökologie zu bewältigen. So wurde von vielen Anrainern der Krems jede Veränderung am und im Flussbett mit Argusaugen überwacht und oft fiel es schwer auf Verständnis zu treffen. Umso erfreulicher ist es, dass es gemeinsam mit dem Wasserverband Unteres Kremstal gelungen ist, neben den verpflichtenden Maßnahmen zur Herstellung der Durchgängigkeit auch freiwillige Projekte zur Verbesserung der Gewässerstruktur zu setzen, ohne dabei die Hochwasserabfuhr zu verschlechtern.

Im Ortsbereich von Nöstlbach konnte in Kombination mit Gerinneaufweitungen eine weitgehendst naturnahe Gestaltung der Krems verwirklicht werden. Weiters konnte die Krems, in Vorbereitung der Landesgartenschau 2017, im Herzen von Kremsmünster in einen vielfältig naturnah strukturierten Zustand übergeführt werden.

Insgesamt ist es gelungen, mit der Verbesserung der Beziehung Gewässer-Lebensraum-Natur die Krems ökologisch aufzuwerten.

HR Dipl. Ing. Franz Gillinger, Dienststellenleiter Gewässerbezirk Linz



### 4.2.3 Verschiedene Abschnitte in der Naarn

Während die Naarn – von der Wasserkraftnutzung und den daraus resultierenden, hydraulisch stark überprägten Restwasserstrecken abgesehen – im Ober- und Mittellauf morphologisch über weite Strecken mehr oder weniger intakt geblieben ist, wurde der Unterlauf flussab von Perg im Zuge der Errichtung des Donaukraftwerks Wallsee-Mitterkirchen ab 1968 begradigt und hart reguliert (PRINZ 1968). Der Gewässerbezirk Linz hat in Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in diesem naturfernen, schnurgeraden und beidufriig gesicherten Gerinne in den letzten Jahren einige wertvolle Trittsteinbiotope mit nennenswerten Lauflängen geschaffen. Von der Mündung in den Hüttinger Altarm bis zum Ausleitungswehr für die Schwemmnarna in Labing wurde die Naarn auf einer Länge von mehr als 800 m rückgebaut und ein pendelnder Verlauf angelegt (Abb. 35). In diesem Abschnitt wurde auch eine gewässerökologische Beweissicherung durchgeführt.



Abb. 35 *Ökologisch aufgewerteter Mündungsabschnitt der Naarn in der Kaindlau unmittelbar nach Fertigstellung (links) (Quelle: Fotostudio Weißenbrunner) und nach Etablierung der Uferbegrünung (rechts) (Quelle: Gewässerbezirk Linz).*

Weitere Aufwertungsmaßnahmen – allerdings ohne Monitoring – wurden zwischen Labing und Loa gesetzt, wo die Naarn im Zuge des Hochwasserschutzes für die Ortschaft Wagra auf 2 km Länge in ein naturnah gestaltetes Bett umgelegt wurde, sowie im Bereich der Tobrabach-Mündung, auf Höhe von Hauswiesen (Abb. 36) und in Perg-Kickenau (Abb. 37), wo jeweils auf mehreren hundert Metern Länge der Gewässerkorridor deutlich aufgeweitet wurde, die Entstehung eines verzweigten bis gewundenen Bachlaufs gefördert und zahlreiche Strukturelemente eingebracht wurden. Somit ist es gelungen, auf gut einem Drittel des verbauten Unterlaufs (3,9 von 10,8 km) entweder einen gut strukturierten Wanderkorridor oder Trittsteinbiotope zu schaffen. Mit Hilfe dieser Strukturen wurden zum einen die Wanderdistanzen zwischen dem Hüttinger Altarm und dem morphologisch halbwegs intakten Mittellauf der Naarn deutlich verkürzt, zum anderen wurden wertvolle Lebensräume geschaffen, in denen die standorttypischen Lebensgemeinschaften der Naarn zumindest streckenweise wieder geeignete Laich- und Wohnstätten vorfinden. Die regulierten Abschnitte zwischen den aufgewerteten Habitaten sind zwischen 1,3 km und 2,4 km lang und sollten für die meisten Fischarten bewältigbar sein, sodass eine ausreichende Vernetzung zwischen den Trittsteinen vorliegt.



Abb. 36 Aufweitung in Hauswiesen (Quelle: Fotostudio Weißenbrunner, Gewässerbezirk Linz).



Abb. 37 Aufweitung in Perg-Kickenau (Quelle: Fotostudio Weißenbrunner, Gewässerbezirk Linz).

Im Zuge des gewässerökologischen Monitorings der Mündungsstrecke (LUMESBERGER-LOISL et al. 2015) wurden die Fisch- und Makrozoobenthosgemeinschaften mit jenen in einer Regulierungsstrecke verglichen. Hierzu muss aber einleitend festgehalten werden, dass es sich gerade bei diesem mündungsnächsten Abschnitt um eine Sondersituation in der Naarn, nämlich den künstlichen Durchstich zur Donau handelt. Der ursprüngliche Unterlauf verlief in der heutigen Schwemмнаarn, die nur noch sehr gering dotiert ist, während der Hauptabfluss über den Durchstich der Donau zugeführt wird. Der Durchstich-Unterlauf ist bis zur Mündung in den Hüttinger Altarm etwa 800 m lang, während die Schwemмнаarn über mehr als 9 km Lauflänge verfügt. Bei der Anlage des neuen Gewässerbetts handelte es sich also nicht um die Wiederherstellung des ursprünglichen Charakters, sondern um die ökologische Aufwertung eines Abschnitts, der natürlicherweise nie existiert hat und der aufgrund seiner unnatürlichen Gefällesituation auch nicht in einen natürlichen Zustand versetzt werden kann.

Dementsprechend konnten beim Monitoring auf den ersten Blick auch keine deutlichen Verbesserungen der aufgewerteten Strecke im Vergleich zur regulierten festgestellt werden. Hinsichtlich der Fischartenzusammensetzung ähnelten die beiden Abschnitte einander weitgehend, wobei die Individuendichten und Biomassen im regulierten Abschnitt sogar höher waren als im Maßnahmenbereich. Aufgrund der geringen Biomasse in der aufgewerteten Strecke ergab die Berechnung hier sogar den schlechten ökologischen Zustand. Grund dafür war das Fehlen adulter Individuen großwüchsiger Arten, was einerseits mit den kurz nach Abschluss der Umgestaltungsarbeiten noch kaum ausgebildeten Kolken, andererseits mit der großen räumlichen Nähe zum Hüttinger Altarm zu erklären war. Offensichtlich finden große Fische dort bessere Bedingungen vor als im Naarn-Unterlauf. Mit der Ausbildung größerer Kolke in der aufgewerteten Naarn-Strecke wird aber gerechnet, sobald die ersten nennenswerten Hochwasserereignisse das Bachbett umgestaltet haben.

Zugleich ist festzuhalten, dass in der aufgewerteten Strecke mehr allochthone Arten – und noch dazu in deutlich höheren Dichten – anzutreffen waren, darunter alle in der Donau mittlerweile etablierten Schwarzmeer-Grundel-Arten. Da diese Arten in der Regulierungsstrecke fast nicht in Erscheinung traten (vor allem, weil die geeigneten Lebensräume von der Koppe besetzt waren), liegt die Vermutung nahe, dass die Grundeln und andere allochthone Arten unmittelbar nach Abschluss der Renaturierung aus der Donau eingewandert sind und die noch unbesetzten Nischen rascher in Besitz genommen haben, als die heimischen Arten.

Bei detaillierterer Betrachtung waren allerdings Unterschiede zu erkennen, die relevante Verbesserungen für artenschutzfachlich relevante Arten zeigten. So wurden beispielsweise in der Renaturierungsstrecke doppelt so hohe Dichten an juvenilen Barben nachgewiesen wie in der regulierten Referenzstrecke, bei der Nase wurden im verbauten Abschnitt nur 39 Juvenile pro Hektar hochgerechnet, im ökologisch aufgewerteten Teil waren es 416 Tiere pro Hektar. Die entstandenen Laich- und Jungfischhabitats wurden von den rheophilen Kieslaichern und Mitteldistanzwanderern also offenbar gut angenommen. Darüber hinaus wurden exklusiv in der aufgewerteten Strecke juvenile Streber nachgewiesen, was die gute Vernetzung mit der Donau bzw. dem Hüttinger Altarm belegt. Diese positiven Aspekte waren aber nicht ausreichend groß, um sich in der klassischen Zustandsbewertung niederzuschlagen. Dies vor allem, weil die Biomasse als k.o.-Kriterium schlagend war und damit die zu diesem Zeitpunkt noch geringfügigen Verbesserungen keinen entscheidenden Einfluss auf die Beurteilung hatten.

Auch beim Makrozoobenthos waren die Individuendichten vergleichbar hoch, gleiches gilt für die Anzahl der nachgewiesenen Arten. Deutliche Unterschiede zeigten sich aber in der Artenzusammensetzung: So dominierten in der regulierten Strecke die Kriebelmückenlarven, die auf den Wasserbausteinen offenbar ideale Bedingungen für ihre hemisessile Lebensweise vorfinden und die natürlicherweise in einem Fluss mit der Charakteristik der Naarn nicht in solchen Mengen auftreten würden. Strukturgütezeiger aus der Ordnung der Eintagsfliegen traten in diesem Abschnitt stark in den Hintergrund. In der aufgewerteten Mündungsstrecke waren hingegen die Eintagsfliegen das dominante Großtaxon, während die Kriebelmücken hier nur vereinzelt in Erscheinung traten. Generell waren die Anteile der strukturgütezeigenden EPT-Taxa in der aufgewerteten Strecke wesentlich höher, ihre Individuendichten waren hier beinahe doppelt so hoch wie jene der wenig strukturgebundenen Dipteren; genau das gegenteilige Bild zeigte sich in der Regulierungsstrecke. Nichtsdestotrotz waren die Unterschiede zwischen den beiden Abschnitten so gering, dass in beiden Strecken anhand des Makrozoobenthos ein guter ökologischer Zustand festgestellt wurde.

Besonders auffällig war das unerwartet gute Abschneiden der strukturarmen Regulierungsstrecke im Monitoring, die sowohl hinsichtlich der Makrozoobenthos- als auch hinsichtlich der Fischfauna einen guten ökologischen Zustand aufwies. Unerwartet deshalb, weil bei früheren Untersuchungen im gleichen Bereich ein schlechter fischökologischer Zustand festgestellt wurde. Seither hat sich die gewässerökologische Situation der Naarn dank einiger bereits abgeschlossener Aufwertungsmaßnahmen maßgeblich entwickelt. Die Vermutung liegt nahe, dass diese Maßnahmen zu einer generellen Verbesserung des ökologischen Zustands der Naarn beitragen und sich über Ausstrahleffekte auch auf die umliegenden, nicht aufgewerteten Gewässerbereiche auswirken.

### Expertenmeinung

2008 begannen der Wasserverband Machland und der Gewässerbezirk Linz im Zuge eines Pilotprojektes an der Naarn zwischen Perg und ihrer Mündung in die Donau Erfahrungen für künftige Renaturierungsmaßnahmen zu sammeln. War am Anfang noch viel fachliche und politische Überzeugungsarbeit zu leisten, so entstand recht bald eine hohe Akzeptanz für Verbesserungen der Flussmorphologie bei Bevölkerung und bei Lokalpolitikern. In weiterer Folge konnten mit den Fachplanern in einem hohen Tempo gute Projekte entwickelt werden, welche auch den ursprünglichen Aspekt der Regulierung - die gesicherte Hochwasserabfuhr - nicht außer Acht ließen. Wesentlicher Treibsatz für diese Entwicklung war dabei die Erkenntnis, dass diese ökologischen Maßnahmen nicht nur „für die Fisch sondern auch für die Leut“ sind, denn insbesondere im Sommer entdeckten viele Spaziergänger, Radfahrer und Lagerfeuerromantiker die nun wieder gut zugängliche Naarn für sich. Nachdem es über das Umweltförderungsgesetz auch gute Finanzierungsmöglichkeiten gab, verblieb oft als einziges zu überwindendes Hindernis die geringe Verfügbarkeit von Grundflächen. Immerhin ist es bei 5 Projekten gelungen Grundbesitzer zu überzeugen, ihre Grundflächen an den Verband abzutreten und für Renaturierungsmaßnahmen zur Verfügung zu stellen. Am Ende des ersten NGP können wir zufrieden feststellen, dass auf rund einem Drittel der regulierten Strecke die Naarn in einem neuen Kleid erscheint.

Die wichtigste Erkenntnis aus rund 8 Jahren Projektleitertätigkeit im Bereich Gewässerrenaturierung ist für mich letztendlich jene, dass unsere Arbeit dann erfolgreich war, wenn nicht nur Fische wieder die Gewässer bevölkern sondern wir auch wieder Kinder an den Ufern spielen sehen und Natur einfach für alle erlebbar wird.

DI Wilhelm Somogyi, Projektleiter, Gewässerbezirk Linz

#

#### 4.2.4 Donau–Nebenarm Marktau inklusive Umgehungsgerinne Ottensheim-Wilhering

In der Marktau, wurde am rechten Donauufer flussab des Kraftwerks Ottensheim-Wilhering von der Linz Service GmbH in den Jahren 2011/2012 ein etwa 1 km langes Insel-Nebenarmsystem geschaffen (Abb. 38 oben links). Auf einer Fläche von 13 ha wurde das Gelände um 2 bis 9 m abgesenkt. Der dabei entstandene Donaunebenarm weist bei Mittelwasser eine Wasserfläche von 6 ha und einen Durchfluss von ca. 100 m<sup>3</sup>/s auf. In unmittelbarem räumlichen und funktionellen Zusammenhang mit diesem Nebenarmsystem steht das Umgehungsgerinne für das Kraftwerk Ottensheim-Wilhering, das im Zuge des LIFE+-Projekts „Netzwerk Donau“ von der Verbund Hydropower AG angelegt wurde (Abb. 38 oben rechts und unten). Das 14,2 km lange Umgehungsgerinne verläuft über weite Strecken in den Unterläufen von Innbach und Aschach. Die bestehenden, teils erst im Zuge der Errichtung des Donaukraftwerkes entstandenen Gewässerläufe wurden so adaptiert, dass diese Fischwanderhilfe nun dem Leitbild eines kleinen Donau-Nebenarms entspricht. In den bestehenden Gewässerläufen wurden durch Laufverschwenkungen und Aufweitungen naturnahe Strukturen geschaffen. Dank der Großzügigkeit des Umgehungsgerinnes sind über weite Flächen wertvolle Schlüssellebensräume, beispielsweise flache Kies- und Sandbänke, entstanden. Die schlecht passierbare Mündungsrampe des Innbachs wurde aufgelöst und das Wanderhindernis damit beseitigt. Die Dotation aus der Donau erfolgt dynamisch und liegt je nach Donauabfluss mit zwischen 2,5 und 25 m<sup>3</sup>/s (ZAUNER et al. 2016).

In beiden Strukturen wurde von ZAUNER et al. (2016) vor der eigentlichen, gerade in Umsetzung befindlichen fischökologischen Beweissicherung ein Basismonitoring durchgeführt, aus dem bereits erste wichtige Erkenntnisse über die Wirksamkeit der Maßnahmen abgeleitet werden können. Im Insel-Nebenarmsystem Markttau wurden drei Jahre nach Abschluss der Arbeiten im Sommer 2015, neben zahlreichen, in der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie genannten Arten wie Weißflossengründling, Frauennerfling, Schied, Streber, Schrätzer oder Zingel auch der Steingressling nachgewiesen, der in Oberösterreich mehr als ein Jahrhundert lang als verschollen gegolten hatte (RATSCHAN & ANDERT 2014). Darüber hinaus wurden auffallend hohe Dichten an juvenilen Cypriniden, vor allem Nasen, dokumentiert. Die höchsten Jungfischdichten wurden – dank der attraktiven Mikrohabitatausstattung in Form von Totholz und Buchtstrukturen – im Bereich des stark angeströmten Inselkopfes festgestellt. Im Nebenarm wurden zwar etwas geringere Dichten verzeichnet, sie waren im Mittel aber immer noch fast 30-fach höher als entlang der im Hauptstrom dominierenden Blockwurfufer (Abb. 39). Zur Zeit erfolgt eine großzügige Uferrücknahme im Bereich der Einströmöffnung, um Mithilfe einer besseren Durchströmung der beginnenden Verlandung im Nebenarm entgegenzutreten.



Abb. 38 *Neu geschaffene Insel und Nebenarm in der Donau bei Markttau auf Höhe der Innbach-Mündung (oben links) und reich strukturierter Einstiegsbereich in das Umgehungsgerinne für das KW Ottensheim-Wilhering (oben rechts) (Quelle: ZAUNER et al. 2016); natürlicher, strukturreicher Abschnitt des Umgehungsgerinnes mit Nebenarmcharakter (unten) (Quelle: ZAUNER et al. 2017).*

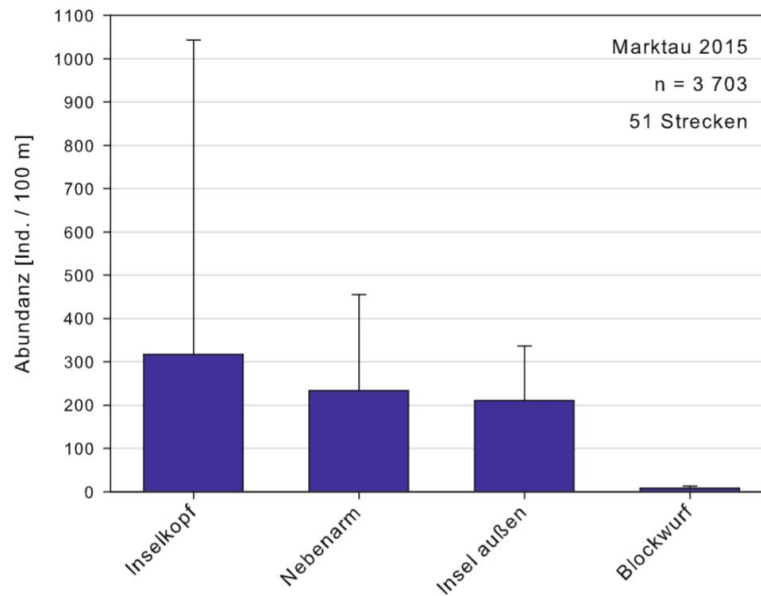


Abb. 39 Abundanz von 0+-Cypriniden in unterschiedlichen Habitaten des Insel-Nebenarmsystems Markttau sowie an Blockwurfufern im Hauptstrom (Polstangenbefischungen, Mittelwert + 95%-Konfidenzintervall) (Quelle: ZAUNER et al. 2016).

Im Umgehungsarm des Kraftwerks Ottensheim-Wilhering erfolgte das erwähnte Basismonitoring unmittelbar nach Baufertigstellung in Form einer Reusenuntersuchung im oberwasserseitigen Ausstiegsbereich. Obwohl die Untersuchung erst nach der Hauptwanderzeit der maßgeblichen Fischarten stattfand, stiegen innerhalb von nur 56 Tagen 6.101 Fische aus 33 Arten auf. Die Artenzusammensetzung belegte eindeutig, dass ein großer Teil der Aufsteiger nicht aus dem Innbach-Aschach-System oder assoziierten Altwässern, sondern direkt aus der Donau stammte. Für den Zobel und den Schrätzer konnten sogar ausgeprägte Laichzüge ins Oberwasser dokumentiert werden. Darüber hinaus wurde für den Schrätzer im Zuge des Herbstmonitorings die Auswanderung (Abb. 40) einer großen Anzahl an 0+-Individuen aus dem Umgehungsarm in das Oberwasser dokumentiert, woraus auf die hohe Qualität des Gerinnes als Reproduktionshabitat dieser Art geschlossen werden kann. Schließlich wurde mit einem Wels mit 165 cm Totallänge die Funktionsfähigkeit für die größtenbestimmende Fischart belegt, was erstmals an einer Donau-FAH gelang.

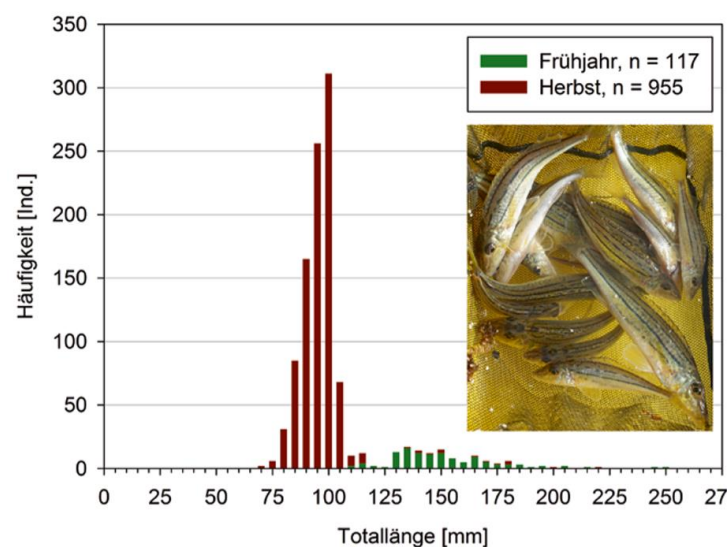


Abb. 40 Altersaufbau der im oberwasserseitigen Ausstieg des Umgehungsgerinnes dokumentierten Schrätzer (Quelle: ZAUNER et al. 2017).

Im Juli 2017 wurde zur Dokumentation der Jungfischbesiedelung eine Point-Abundance-Befischung durchgeführt, deren Ergebnisse in Abb. 41 ersichtlich sind. Der Nebenarm hat demnach offensichtlich eine große Bedeutung als Laich- und Jungfischhabitat für Cypriniden aus der Donau, wobei vor allem die hohe Zahl juveniler Nasen und Barben die hohe Habitatqualität unterstreicht.

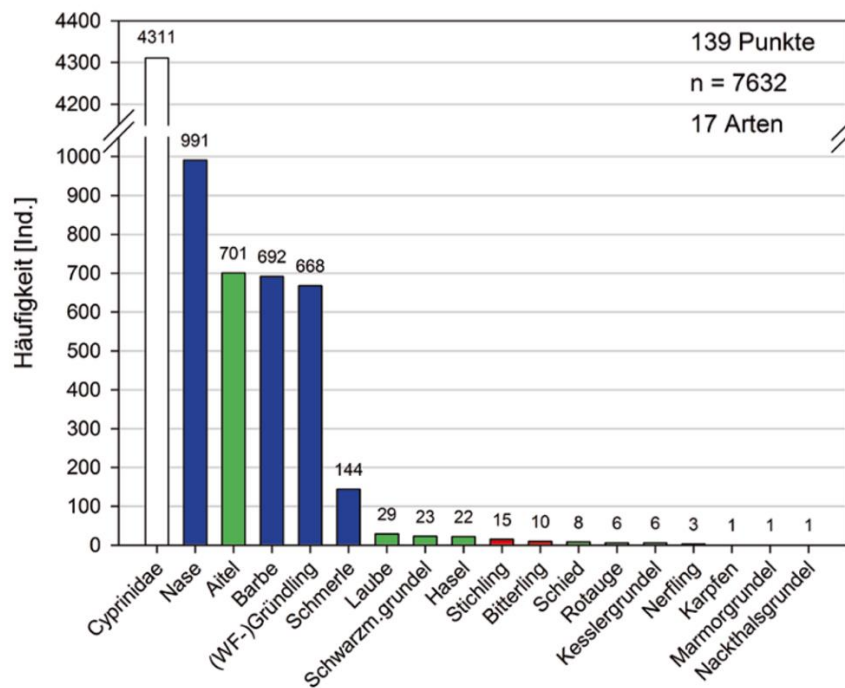


Abb. 41 Artverteilung des Gesamtfanges im Rahmen der Point-Abundance-Befischung im dynamischen Umgehungsarm (Juli 2017); Farben geben die Strömungsgilde wieder: blau: rheophil, grau: oligorheophil, grün: indifferent, rot: limnophil (Quelle: ZAUNER et al. 2017).

Die hohe ökologische Bedeutung des neuen Donau-Nebenarms mit seinen funktionsfähigen, nicht verlandeten Kiesbänken wird besonders im Vergleich mit anderen Standorten in der näheren und weiteren Umgebung deutlich (Abb. 42). ZAUNER et al. (2017) verglichen die Jungfischdichten im Umgehungsgerinne mit jenen in einer Donau-Fließstrecke in der Wachau, in der Stauwurzel des Kraftwerks Abwinden-Asten und in der Melk, einem potamalen Donauzufluss in der Wachau, und haben festgestellt, dass im Nebenarm gerade an Flachufeln die bei weitem höchsten Dichten vorlagen.

Die enorm hohe Jungfischdichte belegt, dass im Umgehungsarm sowohl günstige Laichplätze als auch großflächig optimale Juvenilhabitate vorhanden sind, die als hochwirksame Schlüssellebensräume fungieren. Ein wichtiger Aspekt dürfte auch der im Vergleich zur Donau fehlende Wellenschlag, hervorgerufen durch die Schifffahrt, sein. Weiters weist der Umgehungsarm eine wesentlich ausgeglichene Hydrologie auf, als die regulierte Donau. Schließlich sollte die Dynamik bei Hochwässern eine langfristige Beständigkeit der hohen Habitatqualität im Umgehungsarm gewährleisten, weil Schlüsselhabitate umgelagert und auch neu gebildet werden.

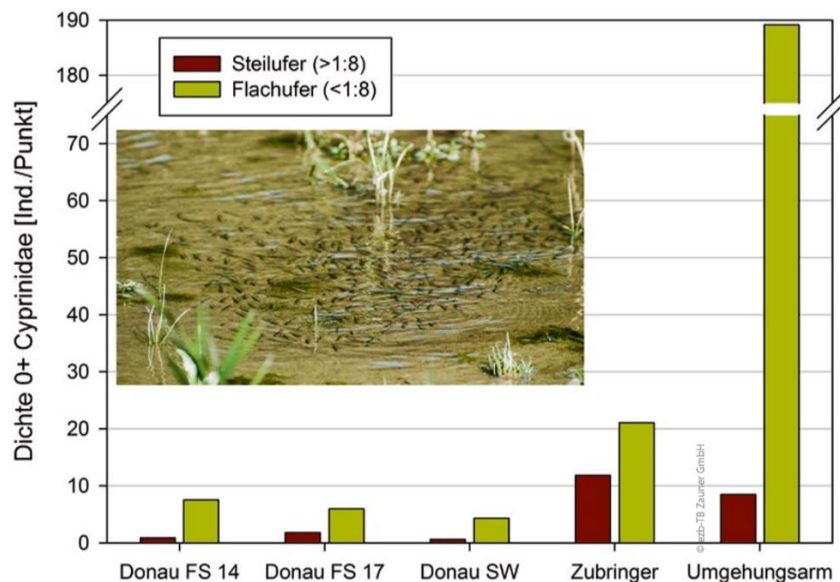


Abb. 42 Vergleich der Jungfischdichten (Mittelwert, nur 0+-Stadium der Cypriniden) bei Point-Abundance-Befischungen in einer Donau-Fließstrecke (Wachau, Juni 2014 bzw. Juni 2017), einer Donau-Stauwurzel (Unterwasser KW Ottensheim-Wilhering, Juni 2015), einem sommerwarmen Donau-Zubringer (Melk, Epipotamal, Juli 2015) sowie im Umgehungsarm Ottensheim-Wilhering (Juli 2017) (Quelle: ZAUNER et al. 2017).

### Expertenmeinung

Leitbildkonformität ist ein Schlüsselbegriff im Rahmen von ökologischen Aufwertungsmaßnahmen in Fließgewässern. Um der ökologischen Forderung, Funktionen und Wirkungen des ursprünglichen Systems herzustellen gerecht zu werden, ist es notwendig, auch auf der operationalen Ebene leitbildkonform zu agieren. Dabei soll nicht die Herstellung des ursprünglichen Zustandes, sondern die Schaffung und Ermöglichung von Strukturen das Ziel sein, um Funktionen zu ermöglichen, die im ursprünglichen System gegeben waren und die der Nachhaltigkeitsforderung im Umgang mit Gewässersystemen Rechnung tragen.

In Oberösterreich wurde bereits in den Achtziger-Jahren des vorigen Jahrhunderts an der Donau begonnen mit leitbildkonformen Strukturen die Lebensraumbedingungen für die typische Flussfischfauna zu verbessern. Die sehr positiven fischökologischen Evaluierungsergebnisse bestätigen die Sinnhaftigkeit und Wirksamkeit derartiger Maßnahmen auch in Stauhaltungen. So wurde mittlerweile eine Fülle von Maßnahmen realisiert, welche nachweisbar, ökosystemare Verbesserungen bewirkt haben. Beispielsweise ist mit dem beinahe 15 km langen dynamischen Umgehungsgerinne Ottensheim/Wilhering im Eferdinger Becken eine Maßnahme umgesetzt worden, welche neben dem vorrangigen Ziel der Herstellung der Durchgängigkeit, vor allem aber die Entwicklung von großräumigen defizitären, leitbildkonformen Lebensraumelementen ermöglichte. Mit derartigen Maßnahmen wird den Anforderungen das gute Potential zu erreichen am ehesten entsprochen. Die ökosystemaren Wirkungen von Maßnahmen im Auge habend, sollten daher zukünftig Maßnahmen vielmehr noch auf die die ökologischen Defizite abzielen und dabei im Rahmen der Priorisierung von Maßnahmen die standörtlichen Potentiale maximal genutzt werden. Mit Erfüllung dieser Forderung ist auch die Zielerreichung im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie möglich.

DI Dr Gerald Zauner, Geschäftsführer der TB Zauner GmbH, Technisches Büro für Angewandte Gewässerökologie und Fischereiwirtschaft



## 4.2.5 Mattig-Mündungsabschnitt

Die Mattig mündete ursprünglich bei Hagenau in den Inn, ihr Unterlauf wurde aber zu Beginn des 20. Jahrhunderts westwärts verlegt, weshalb die Mündung heute etwa 3 km weiter flussaufwärts am Ostrand des Gemeindegebiets von Braunau am Inn liegt. Im Zuge der Umlegungsarbeiten wurde der Unterlauf hart reguliert ausgeführt, zudem wurden betonierte Begleitdämme zum Hochwasserschutz angelegt. Nur einen Kilometer flussauf der Mündung wurde außerdem mit dem sog. Höfter-Wehr ein unüberwindbares Wanderhindernis errichtet. In den Jahren 2005 bis 2007 wurde dieses Querbauwerk durch eine zweiteilige Pendelrampe ersetzt und der Unterlauf ökologisch aufgewertet (Abb. 43). Die Maßnahmen umfassten die Aufweitung des Flussbettes, die Entfernung der Ufersicherungen, die Absenkung des im Zuge der Regulierung aufgeschütteten Vorlands und die Strukturierung des vom Inn eingestauten Mündungsbereichs mit hölzernen Kurzbuhen (ZAUNER et al. 2013).

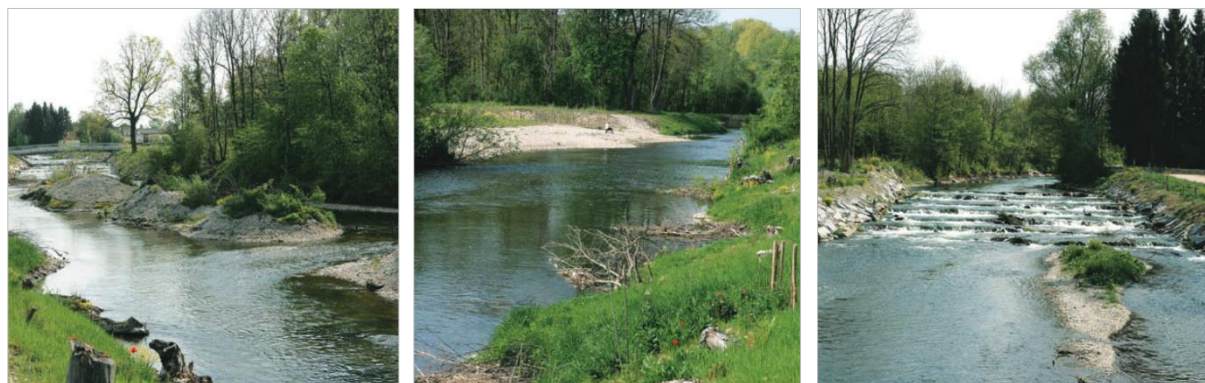


Abb. 43 Ökologische Aufwertungsstrecke im Unterlauf der Mattig; oben: Luftbild (Quelle: Wasserverband Mattig, [wv-mattig.at](http://wv-mattig.at)), unten: Beispielaufnahmen aus der Mündungsstrecke (Quelle: AMT DER OÖ LANDESREGIERUNG 2007).

Die Beweissicherung der Maßnahmen wurde von ZAUNER et al. (2013) durchgeführt. Eindeutig zeigten sich die hohe Bedeutung der Maßnahmen und die Passierbarkeit der Pendelrampe für die

Nasenpopulation im Inn. Von den insgesamt 501 Fischen, deren Einwanderung in die Renaturierungsstrecke im Zuge einer Reusenuntersuchung erfasst wurde, waren 375, das sind knapp 75 % Nasen. Die Nase war auch bei zwei Befischungsterminen flussauf der Pendelrampe mit einem Anteil von jeweils etwa 30 % die dominante Fischart.

Insgesamt sind im Untersuchungsjahr 3.200 Nasen aus dem Inn in die Mattig aufgestiegen. Aus den Ergebnissen war dabei klar eine altersstadienspezifische saisonale Habitatnutzung abzulesen: Im Frühjahr wurden in einem sehr kurzen Zeitfenster von nur wenigen Tagen sehr große Mengen laichbereiter Adulter dokumentiert, die zur Reproduktion aus dem Inn eingewandert waren. Im Juli waren deutlich weniger, dann aber hauptsächlich Subadulte in der Mattig anzutreffen, deren Wanderintention vor allem die Nahrungssuche gewesen sein dürfte. Die 0+-Individuen wanderten im Herbst ebenso wie praktisch alle älteren Tiere aus der Mattig in den Inn, um dort zu überwintern.

In der Renaturierungsstrecke wurden fünf Nasen-Laichplätze detektiert, wobei der größte mit etwa 300 m<sup>2</sup> Fläche von rund 750 Männchen besetzt war (Abb. 44). Trotz eindeutig nachgewiesener Passierbarkeit der Rampe – sowohl anhand von Elektrobefischungen als auch anhand von Fang-Wiederfang-Versuchen mit markierten Nasen – wurde kein einziger Laichplatz flussauf des Bauwerks vorgefunden.



Abb. 44 Lage der fünf Nasen-Laichplätze im Unterlauf im Frühjahr 2013 (links) und größter Laichplatz mit etwa 750 Milchnern (rechts) (Quelle: ZAUNER et al. 2013).

Die Bedeutung der Mattig als Laichgewässer für die Nasenpopulation aus dem Inn und damit der Wert der Renaturierung sind außerordentlich hoch einzuschätzen, vor allem, wenn man sie im Kontext mit anderen potentiellen Nasen-Gewässern betrachtet. Eine mit der Mattig vergleichbare Einwanderung laichreifer Nasen konnte in Inn und Donau bisher nur in der Antiesen und in der Pielach festgestellt werden, wohingegen in den meisten anderen Donauzubringern nur sehr geringe Einwanderungszahlen festgestellt wurden (ZAUNER et al. 2013). Es darf angenommen werden, dass die in den letzten Jahren beobachtete, zumindest langsame Erholung des Nasenbestands im Inn zumindest zum Teil auf die Renaturierung des Mattig-Unterlaufs zurückzuführen ist.

Dass trotz der maßgeblichen Verbesserung der Situation für die Nase dennoch nennenswerte Defizite im Mattig-Unterlauf vorliegen, belegen ZAUNER et al. (2013) aber wie folgt: Durch die Renaturierung sind zwar optimale Laichhabitats für lithophile Fische und Lebensraum für bestimmte Kleinfischarten wie etwa die Bachschmerle entstanden, Unterstände für Adultfische größerer Arten, vor allem tiefe Kolke, Totholz, usw., fehlen aber weitgehend – wahrscheinlich der Hauptgrund dafür, dass die Nasen im Herbst quantitativ in den Inn ziehen, um dort zu überwintern. Die Rampe ist zwar offenbar für die Nase passierbar, dennoch konnten flussauf des Bauwerks keine Laichplätze entdeckt werden.

## 4.2.6 Gurtenbach-Mündung

Der Gurtenbach wurde in seinem Unterlauf auf 1,2 km Länge als vollkommen naturfernes, strukturloses Gerinne mit betonierter Sohle und betonierten Böschungen ausgebaut (Abb. 45 links), die Mündung in den Inn erfolgte über ein schwer passierbares Absturzbauwerk (Abb. 45 rechts). Im Jahr 2009 erfolgte eine großzügige Umgestaltung durch den Gewässerbezirk Braunau, indem die Mündungsstrecke auf 400 m Länge verschwenkt und unter ökologischen Gesichtspunkten völlig neu angelegt wurde (Abb. 46).



Abb. 45 Gurtenbach-Unterlauf und Mündung in den Inn vor Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen (Quelle: BERG & GUMPINGER 2007, [doris.ooe.gv.at](http://doris.ooe.gv.at)).



Abb. 46 Gurtenbach-Mündung vor (links) und nach der Renaturierung (rechts) (Quelle: [doris.ooe.gv.at](http://doris.ooe.gv.at)).

In Abb. 47 ist die Entwicklung des neuen Gewässerlaufs zwischen 2010 und 2013 dargestellt. Im Zuge mehrerer Hochwasserereignisse hat sich ein natürliches Gewässerbett mit ausgedehnten Schotterbänken und –inseln, Prall- und Gleithängen, Kolken und Furten sowie guter Umlandvernetzung entwickelt.



Abb. 47 Entwicklung der Gurtenbach-Mündungsstrecke von 2010 (Abschluss der Bauarbeiten, links oben) über 2012 (rechts oben) bis 2013 (unten) (Quelle: Gregor Riegler, Gewässerbezirk Braunau).

Besonders hervorzuheben ist, dass der Gewässerabschnitt dank unterlassener Sicherungsmaßnahmen eine sehr hohe Dynamik aufweist. So hat er im Laufe der Jahre sein Bett mehrmals komplett umgelagert und dabei jeweils deutlich unterschiedliche Bettbreiten ausgebildet (Abb. 48).



Abb. 48 Umlagerungen des Gurtenbach-Unterlaufs zwischen 2009 und 2013 (Quelle: Gregor Riegler, Gewässerbezirk Braunau).

Für die Maßnahme wurde von ZAUNER et al. (2015) ein fischökologisches Monitoring durchgeführt, wobei Befischungen in den Jahren 2012 und 2014 direkt im vom Inn eingestauten Mündungsbereich, weiter flussaufwärts in der Maßnahmenstrecke und in einer nach wie vor regulierten Strecke erfolgten. Im Folgenden wird nur auf die jüngeren Ergebnisse eingegangen, weil sich hier im Laufe der Sukzession die Fischbestände immer besser entwickelt haben und somit die Daten aus dem Jahr 2014 am besten aufzeigen, welche Effekte durch die Renaturierung erreicht werden konnten.

In der regulierten Referenzstrecke wurden nur sieben Fischarten dokumentiert, Äsche und Elritze dominierten den Bestand. Die Biomasse betrug lediglich 5,3 kg/ha, weshalb ein schlechter ökologischer Zustand zu attestieren war. Aber auch ohne Berücksichtigung des k.o.-Kriteriums wäre nur ein unbefriedigender Zustand erreicht worden.

Im oberen Bereich des neuen Unterlaufs, also im Renaturierungsabschnitt mit Fließgewässercharakter, wurden Fische aus 24 Arten nachgewiesen, darunter typisch potamale Arten wie Güster, Kaulbarsch, Nerfling, Rußnase und Zander, die aus dem Inn in den Gurtenbach eingewandert sein müssen. Die bei weitem häufigste Art war das Aitel, gefolgt von Laube, Flussbarsch und – besonders hervorzuheben – Nase. Die zahlreichen adulten Nasen stellten annähernd zwei Drittel der Gesamtfischbiomasse von mehr als 350 kg/ha, die damit beinahe 70 mal so hoch war wie jene in der Regulierungsstrecke.

Direkt im Mündungsbereich wurden 20 Fischarten nachgewiesen, die Biomasse lag hier bei mehr als 830 kg/ha. Die Laube war hier mit knapp 6.700 Tieren pro Hektar die deutlich häufigste Fischart, gefolgt von der Nase mit knapp 1.000 Individuen pro Hektar. Wegen des Fehlens von Schneider und Äsche, die die Hälfte aller Leitfischarten darstellen, und wegen des überrepräsentiert potamalen Charakters der Fischartengemeinschaft ergab sich für den Mündungsbereich nur ein mäßiger ökologischer Zustand. Dieses Bewertungsergebnis darf aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass auch dieser eingestaute Abschnitt des Gurtenbaches einen hohen ökologischen Wert hat, vor allem als Teilhabitat des ansonsten sehr strukturalten Inn.

## Expertenmeinung

Was ist bei Gewässerrenaturierungen besonders zu beachten?

Aus unserer Sicht erscheint eine ordentliche Planungsphase am wichtigsten. Nachdem wir uns oft in morphologisch sehr stark überprägten Gewässersystemen befinden, ist neben dem ursprünglichen Leitbild der Flussregion, wohl das aufgrund der vorhandenen Randbedingungen realistische Leitbild interessanter.

Eine flussraumbezogene Planung in Form einer Studie über einen längeren Gewässerabschnitt ist in erster Linie wichtig um alle Randbedingungen zu erheben und auf dieser Basis die Bereiche zu identifizieren in denen ökologische Veränderungen möglich sind. Dabei ist die Durchgängigkeit nur ein Aspekt der Renaturierungen. Vor allem weil mit der Durchgängigkeit der Parameter Längsgefälle verändert werden kann.

Zusammenfassend erscheint es wichtig die Planung nicht nur auf die Durchgängigkeit zu beschränken, sondern über den Tellerrand zu blicken und einen weiträumigeren Planungsprozess zu beginnen.

„Veränderungen initiieren und eigendynamisch entwickeln lassen.“

Was sind die Erfolgsfaktoren für eine gelungene gewässerökologische Maßnahme?

Wenn sich initiierte Maßnahmen nach geraumer Zeit gut entwickeln und sich ein ökologisches Gleichgewicht einstellt, das ohne großen Instandhaltungsaufwand und vor allem menschlichen Eingriff sich weiter entwickeln und entfalten darf.

Welche zukünftigen Herausforderungen sehen Sie für die Maßnahmenumsetzung?

Gewässerökologische Systeme zu schaffen, die in einem finanziell verhältnismäßigen Aufwand errichtet werden können, mit wenig Instandhaltungsaufwand betrieben werden können, positive ökologische Auswirkungen für möglichst viele Tier- und Pflanzenarten haben und für den Menschen aufgrund der hohen gesellschaftlichen Akzeptanz einen Mehrwert darstellen.

DI Gregor Riegler, Projektleiter, Gewässerbezirk Braunau

## 4.2.7 Kandlbach-Unterlauf

Der Kandlbach, ein kleiner Zufluss zum Mondsee mit einer Einzugsgebietsfläche von nur 1,6 km<sup>2</sup>, wurde im letzten Jahrhundert in seinem Unterlauf begradigt und hart verbaut, seine Sohle wurde gepflastert und die natürliche Ufervegetation durch eine regelmäßig gemähte Wiese ersetzt (Abb. 49). Im Jahr 1988 arbeitete die Wildbach- und Lawinverbauung ein Hochwasserschutzprojekt aus, da das stark regulierte Bett des Kandlbachs lediglich ein 30-jährliches Abflussereignis schadlos abführen konnte. Im Jahr 2000 wurde in einem ersten Schritt der unterste Abschnitt von der Mündung in den Mondsee bis zur Straßenbrücke der B 151 rückgebaut. Im Frühjahr 2008 erfolgte die Renaturierung des zweiten Abschnitts von der Straßenbrücke der flussaufwärts.



Abb. 49 Zustand des gesamten Kandlbach-Unterlaufs vor der ökologischen Aufwertung (links oben), im Jahr 2000 bereits aufgewerteter Mündungsabschnitt (oben rechts), Unterlauf im Ortsgebiet von Mondsee unmittelbar nach Abschluss der Rückbauarbeiten (unten links) und derselbe Abschnitt zwei Jahre danach (unten rechts) (Quelle: SCHEDER et al. 2010).

Die ökologische Beweissicherung erfolgte in Form von insgesamt zehn Elektrofischungen und anhand von Erhebungen der Makrozoobenthosgemeinschaften (SCHEDER et al. 2010). Untersucht wurden drei Strecken: die „alte“, bereits seit 2000 aufgewertete Mündungsstrecke (Strecke 1) und zwei Abschnitte in der jüngeren Aufwertungsstrecke flussauf der Bundesstraßenbrücke, die sich deutlich durch ihr Gefälle unterschieden. Der untere Teilabschnitt durchfließt die vergleichsweise flachen Seewiesen, während der obere bereits auf der Flanke des Mondseebergrückens verläuft und daher einen ausgeprägten Rhithralcharakter aufweist.

Während in Strecke 1 von Beginn der Untersuchungen an eine höhere Artenvielfalt festzustellen war – einerseits wegen der höheren Strukturqualität, andererseits aber aufgrund der unmittelbaren Nachbarschaft zum Mondsee – wurden in der Regulierungsstrecke vor der Renaturierung immer nur die beiden Arten Bachforelle und Koppe gefangen. Nach Fertigstellung der Umbauarbeiten stiegen die Artenzahlen in der flachen Renaturierungsstrecke 2 sukzessive auf sechs, in der steilen Strecke 3 immerhin auf vier. In Strecke 2 traten nach Umsetzung der Maßnahme zusätzlich Aalrutte, Elritze, Seesaibling und Regenbogenforelle in Erscheinung.

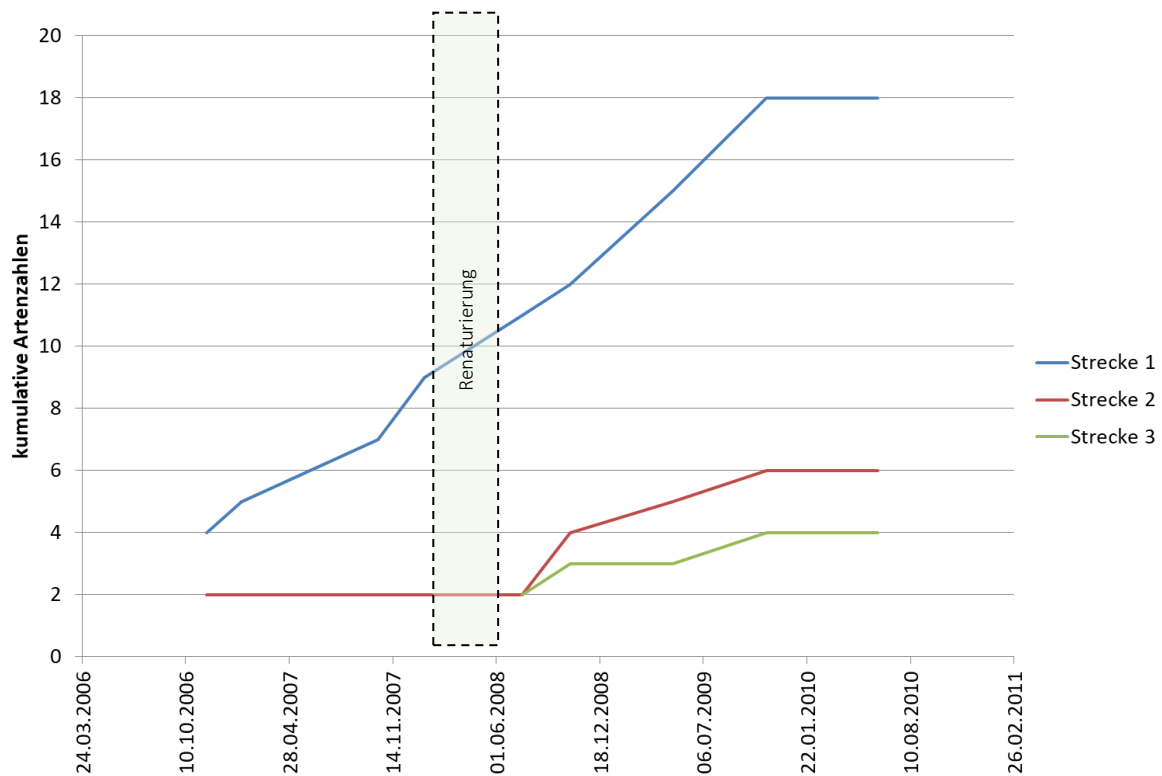


Abb. 50 Kumulative Kurve der Entwicklung der Artenzahlen in den drei Untersuchungsstrecken (Quelle: SCHEDER et al. 2010).



## 4.2.8 Antiesen – Herstellung der Durchgängigkeit genügt nicht

Trotz der teils intensiven anthropogenen Nutzung des Einzugsgebiets sind zahlreiche Abschnitte der Antiesen und ihrer Zuflüsse über weite Strecken weitgehend natürlich erhalten geblieben. Vor allem im Unterlauf mäandriert die Antiesen morphologisch weitgehend unbeeinflusst mit hoch aufragenden Steilufeln und ausgedehnten Schotterbänken (GUMPINGER & SILIGATO 2006). In einigen Bereichen fanden jedoch Regulierungen statt, etwa flussauf von Auroldmünster, wo zusätzlich zur Begradigung und zur harten Verbauung der Ufer auch acht Absturzbauwerke zur Sohlstabilisierung errichtet wurden. Diese acht Wanderhindernisse wurden seitens des Gewässerbezirks Braunau umgebaut (Abb. 51). Um den ökologischen Effekt dieser Maßnahmen zu quantifizieren, wurde im Auftrag der Abteilung Oberflächengewässerrwirtschaft/Gewässerschutz am Amt der Oberösterreichischen Landesregierung von BERG et al. (2014) ein Monitoring durchgeführt. Hierzu fand flussab des ersten Bauwerks eine Elektrobefischung zur Ermittlung des Aufstiegspotentials statt, und flussauf des letzten Bauwerks wurde ein dynamisches Fischwehr eingebaut, dessen Reuse zwei Monate lang täglich geleert wurde.



Abb. 51 Querbauwerke in der Antiesen vor (oben) und nach dem Umbau (unten) (Quelle: BERG et al. 2014).

Im Unterwasser wurden mit Bachschmerle, Koppe, Barbe, Gründling, Elritze, Aitel, Regenbogen- und Bachforelle acht Fischarten nachgewiesen, wobei die beiden Kleinfischarten Bachschmerle und Elritze mit gemeinsam mehr als 90 % Anteil an der Zönose die bei weitem häufigsten Taxa waren. In Summe wurden 435 Fische gefangen, die Hektarbiomasse war mit nur wenig über 50 kg als äußerst gering einzustufen – vor allem im Vergleich mit anderen Befischungsstrecken in der Antiesen. Bei einer früheren Befischung wurde etwa bei Hübing eine Fischbiomasse von 988 kg/ha festgestellt, in Au waren es 557 kg/ha, bei St. Martin im Innkreis gar 1.136 kg/ha (SILIGATO et al. 2007).

In der Reuse wurden 91 Individuen detektiert, die sieben Fischarten zuzuordnen waren. Die Bachschmerle – die häufigste Art im Unterwasser – fehlte im Fangergebnis. Hingegen war die Bachforelle, die im Unterwasser nur 2,4 % des Bestands ausgemacht hatte, mit einem Anteil von 63 % die häufigste Fischart in der Reuse, gefolgt von der Elritze und vom Bachsaibling, der im Unterwasser nicht gefangen worden war. Dass die Bachforelle bei den Reusenfängen dominierte, liegt daran, dass die Untersuchung im Spätherbst/Frühwinter stattgefunden hat, also während ihrer Laichzeit. Die Tatsache, dass nur adulte und großteils laichreife Bachforellen in der Reuse angetroffen wurden, bestätigt dies. Dass die Querbauwerkskette nach dem Umbau generell von Fischen aller Größen überwunden werden konnte, zeigt Abb. 52.

Die Bauwerkskette in der nach wie vor hart regulierten Antiesen ist aber ein sehr gutes Beispiel dafür, dass nur die Wiederherstellung der Durchgängigkeit alleine – ohne Aufwertung der Lebensraumqualität – in vielen Fällen noch nicht zu einer tatsächlichen Verbesserung des ökologischen Zustands führt. Die geringe Fischbiomasse und das Fehlen etlicher Leitbildarten belegen klar, dass dieser Abschnitt der Antiesen morphologisch zu stark überprägt ist, als dass sich natürliche Fischartengemeinschaften etablieren könnten. Der Umbau der Wanderhindernisse hat es der Fischfauna zwar ermöglicht, die Strecke wieder zu durchwandern und damit Laichgründe im Oberwasser – etwa im Bereich der Mündung des Rieder Baches, wo geeignete Laichhabitate dokumentiert wurden – zu erreichen. In diesem Abschnitt so dringend benötigter Lebensraum wurde durch diese Maßnahme aber nicht verbessert oder gar neuer geschaffen.

**Antiesen Reusenfänge gesamt - Längenfrequenzdiagramm n = 91  
08.10.2014 - 04.12.2014**

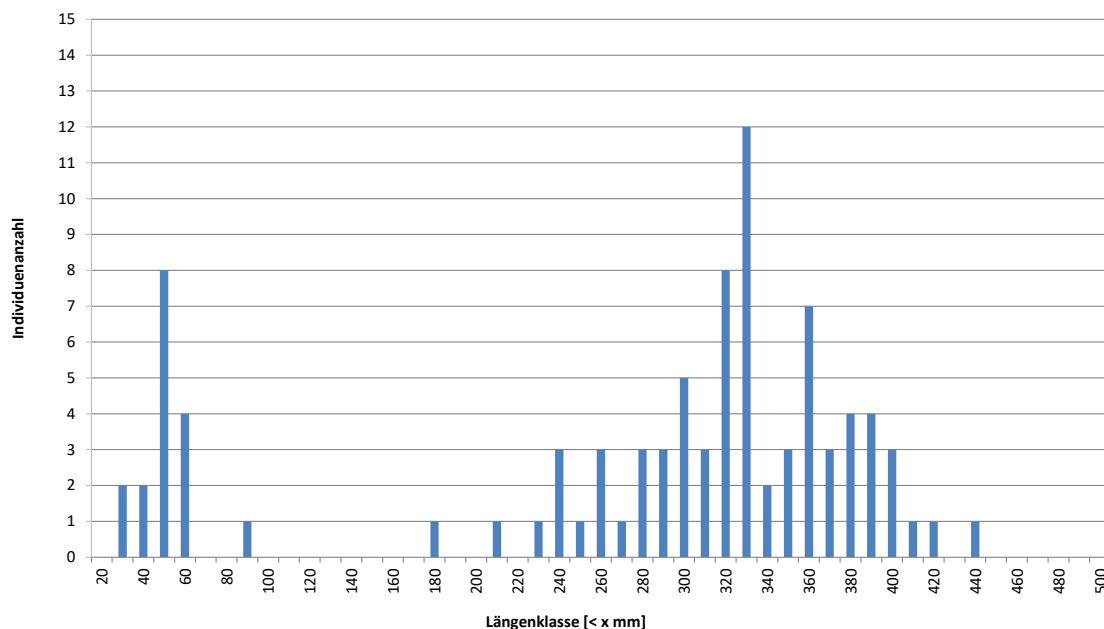


Abb. 52 Längenfrequenzdiagramm aller im Untersuchungszeitraum in die Reuse eingewanderten Fische (Quelle: BERG et al. 2014).

### Expertenmeinung

Unsere Fischbestände leiden nach wie vor unter den verschiedensten hydromorphologischen Defiziten ihrer natürlichen Lebensräume, wobei in diesem Zusammenhang hart und naturfern ausgeführte Regulierungen samt Gewässerbegradigungen aus der Vergangenheit vorrangig zu nennen sind. Darunter ist nicht nur die generelle Zerstörung der ursprünglichen Habitatausstattung zu verstehen, sondern auch der Verlust von vielen Kilometern Fließgewässerläufen und damit auch großer Wasserflächen. Dementsprechend zeigt sich auch immer wieder, dass die aktuell intensiv betriebene Wiederherstellung der möglichst uneingeschränkten Durchgängigkeit für Fische durch Beseitigung von Wanderhindernissen oder Errichtung von Fischwanderhilfen alleine oftmals nicht ausreicht, um eine Regeneration der Fischbestände quer durch die Arten einzuleiten.

Es sind daher dringend weitere Schritte zu setzen, um die geforderten Umweltziele gemäß WRRL auch faktisch zu erreichen. Das bedeutet in diesem Zusammenhang, dass Gewässerrenaturierungen eine ganz prioritäre Rolle einnehmen. Nur durch die Wiederbereitstellung unterschiedlichster Strukturen, variierender Strömungsmuster und Wassertiefen idealerweise unter gleichzeitiger Vergrößerung der Lauflängen durch Aufgabe des Regulierungskorsetts können alle Ansprüche der verschiedenen Fischarten an ihren Lebensraum abgedeckt werden, was als essentiell für die Etablierung und den Fortbestand eines artenreichen Bestandes mit entsprechenden Biomassen zu gelten hat. Auch in Oberösterreich belegen sehr gelungene Beispiele die hohe Effizienz derartiger Maßnahmen.

Im Zuge der Projektierung von Renaturierungen ist es wesentlich, zunächst eine genaue Defizitanalyse betreffend Morphologie und Fischbestand des jeweiligen Gewässers vorzunehmen, um dann gezielt Planungsschwerpunkte zu setzen, die auf die spezifischen Lebensraumbedürfnisse der einzelnen Fischarten und deren jeweiliger Altersstadien abgestimmt sind. Naturgemäß stellt der Faktor „Kosten“ eine limitierende Größe dar, dabei muss es aber nicht immer zwangsläufig um die Renaturierung ganzer Gewässerläufe gehen, um nennenswert positive Effekte auf die Fischfauna zu erreichen. Auch die Schaffung einzelner, strukturell optimierter und miteinander vernetzter Abschnitte als ökologische Trittsteine mit hoher Ausstrahlwirkung kann in Summe ganz wesentlich zur Verbesserung der aquatischen Lebensräume führen. Derartige „Musterstrecken“ können auch hilfreich sein, um die Akzeptanz der Bevölkerung vor Ort für evtl. mögliche Folgeprojekte zu steigern, da ja gleichzeitig die landschaftliche Ästhetik enorm gesteigert wird. Auch die fischgängige Anbindung kleinerer, ökomorphologisch aber oftmals noch sehr wertvoller Zubringer von regulierten Gewässern kann mit relativ überschaubarem Aufwand einen wertvollen Beitrag zur Verbesserung der Situation leisten. Schon alleine um die Fehler der Vergangenheit zu vermeiden und zukünftigen Generationen neuerlich hohe Kosten zu ersparen müsste aber parallel zu allen Renaturierungsmaßnahmen auch sehr auf den uneingeschränkten Erhalt besonders schützenswerter Gewässerstrecken geachtet werden.

Kurt Hehenwarter & Stefan Wittkowsky, Amtssachverständige für Fischerei, Abt. Land- und Forstwirtschaft

### 4.3 Gastbeitrag (Andreas Chovanec): Libellen als Indikatoren zur Bewertung von gewässerökologischen Maßnahmen an Fließgewässern in Oberösterreich

#### Einleitung

Seit dem Jahr 2013 werden in Oberösterreich libellenkundliche Studien an Fließgewässern zur Evaluierung von Restrukturierungsmaßnahmen durchgeführt: an der Kreams (CHOVANEK 2013, 2014), an Aschach, Leitenbach und Sandbach (CHOVANEK 2015, CHOVANEK & SPIRA 2016), an der Pram (CHOVANEK 2016, 2017a) sowie am Gurtenbach und an der Ache (CHOVANEK 2017b, 2018). An der Trattnach erfolgte eine Bewertung des Status quo vor der Sanierung (CHOVANEK 2016), um nach Abschluss der Arbeiten anhand eines „Vorher-nachher-Vergleiches“ die Auswirkungen bestmöglich bewerten zu können (Abb. 53). Eine direkte Gegenüberstellung des libellen-ökologischen Zustandes einer regulierten und einer unmittelbar daran anschließenden restrukturierten Strecke erfolgte am Gurtenbach (CHOVANEK 2017b, 2018). Im Folgenden werden methodische Aspekte und Ergebnisse der o. g. Studien beispielhaft dargestellt sowie Empfehlungen daraus abgeleitet.

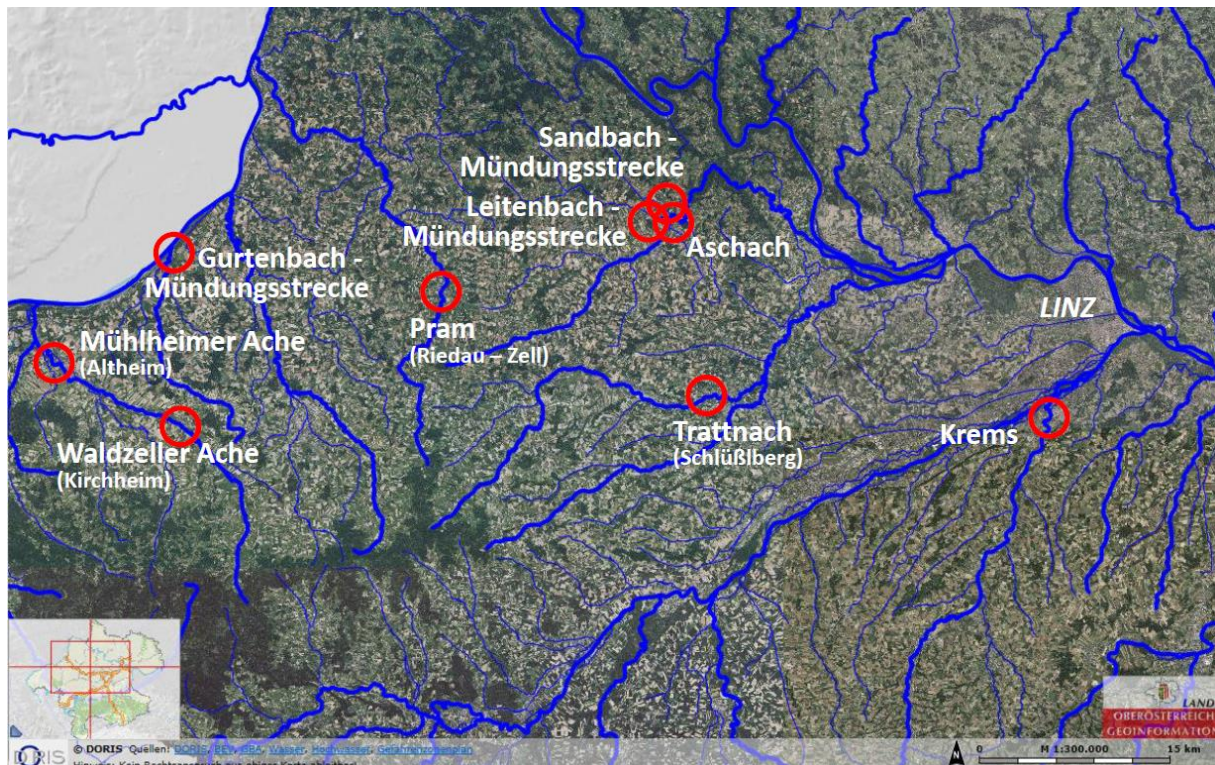


Abb. 53 Standorte der libellenkundlichen Untersuchungen in der Bioregion Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland in Oberösterreich in den Jahren 2013, 2015, 2016 und 2017.

Die Vorteile der Verwendung von Libellen als Bioindikatoren sind in der nationalen und internationalen Literatur ausführlich dargestellt (z. B. OERTLI 2008, SILVA et al. 2010, CHOVANEK et al. 2014). An dieser Stelle seien die folgenden Punkte hervorgehoben:

- Libellen sind aussagekräftige Zeiger insbesondere für die hydrologischen und morphologischen Bedingungen von Gewässern sowie für deren Vernetzung mit dem Umland.
- Die enge ökologische Einnischung vieler Arten macht eine sensitive, gewässertyp-spezifische Analyse möglich.
- Libellen reagieren sehr schnell selbst auf kleinräumige positive oder negative Veränderungen innerhalb ihres Lebensraumes.

- Die Artenzahl ist mit 65 in Oberösterreich bzw. 78 in Österreich (HOLZINGER et al. 2015) überschaubar. Da die geflügelten, an Land lebenden Libellen (Imagines) zweifelsfrei im Feld am lebenden Tier bestimmbar sind, sind Studien ohne Tötung und Konservierung von Individuen und ohne die Sammlung der wasserlebenden Larven durchführbar, was auch aus der Sicht des Artenschutzes vorteilhaft ist: zwei Drittel der in Österreich vorkommenden Libellenarten sind in einer der Gefährdungskategorien der Roten Liste (RAAB 2006) angeführt.
- Synergien mit naturschutzrechtlichen bzw. -fachlichen Aspekten sind gegeben, da von den 16 in der Fauna-Flora-Habitat Richtlinie der EU genannten Libellenarten vier in Oberösterreich bzw. elf in Österreich vorkommen.

### Grundzüge der Erhebungs- und Bewertungsmethode

Die im Rahmen der Studien in Oberösterreich durchgeführten Kartierungen sind auf die Erhebung der Imagines fokussiert, nicht auf die Sammlung der wasserlebenden Larven. Die Identifikation der Tiere am Untersuchungsort erfolgt von Auge oder mittels eines nahfokussierenden Fernglases, anhand von Fotos oder nach Fang mit einem Kescher (Abb. 54). Nach der Bestimmung werden die Individuen sofort freigelassen. Frischgeschlüpfte Libellen werden nicht gefangen, da die noch nicht ausgehärteten Körper und Flügel verletzt werden. Insgesamt sind fünf bis sechs Begehungen im Zeitraum zwischen April und September durchzuführen, um die zeitlich versetzt auftretenden Winter-, Frühlings- und Sommerarten und somit das gesamte, repräsentative Spektrum von Libellenspezies zu finden (CHOVANEC et al. 2014). Kartiert werden für den Gewässerabschnitt repräsentative Untersuchungstrecken mit einer Uferlinienlänge von 100 m.



Abb. 54 (links) Die Grüne Flussjungfer (*Ophiogomphus cecilia*), sensibler Indikator für sandige Substrate in Fließgewässern, bei der Inspektion des Libellenkeschers an der Pram (2016). Die Art ist auch in den Anhängen II und IV der FFH-Richtlinie genannt. Foto: A. Chovanec.

Abb. 55 (rechts) Frischgeschlüpfte Männchen der Blaugrünen Mosaikjungfer (*Aeshna cyanea*) mit seiner Larvenhaut an einem Nebengewässer der Pram in Riedau (2016). Foto: A. Chovanec.

In den Bewertungsprozess werden nur die Funde jener Arten einbezogen, deren Reproduktion am Gewässer sicher oder wahrscheinlich ist (bodenständige Arten); Daten zu vagabundierenden Individuen, die fallweise durch Einzelfunde nachgewiesen werden, können somit das Ergebnis nicht verfälschen. Die sichere Bodenständigkeit wird über den Fund von frischgeschlüpfte Tieren oder von Larvenhäuten (Exuvien) festgestellt (Abb. 55). Im Sinne eines praxistauglichen und umsetzbaren Untersuchungsdesigns werden die Exuvien nicht gezielt gesucht, bei Fund allerdings gesammelt, da ihre

Bestimmung auf Artniveau möglich ist. Die Bodenständigkeit einer Art wird als wahrscheinlich erachtet, wenn die Individuenzahl entsprechend groß ist (Abb. 56), Fortpflanzungsverhalten zu beobachten ist (z.B. Paarung, Abb. 57, oder Eiablage, Abb. 58) oder Individuen bei mehr als einer Begehung gesichtet werden.



Abb. 56 Individuenreiches Auftreten der Gebänderten Prachtlibelle (*Calopteryx splendens*). Foto: A. Chovanec.



Abb. 57 (links) Paarungsrund der Großen Heidelibelle (*Sympetrum striolatum*). Diese Art kommt an stehenden und langsam fließenden Gewässern vor. Foto: A. Chovanec.

Abb. 58 (rechts) Eiablage der Hufeisen-Azurjungfer (*Coenagrion puella*). Foto: A. Chovanec.

Der in Wasserrechtsgesetz und Wasserrahmenrichtlinie festgelegten Bewertungsphilosophie folgend basiert die Bewertung des libellen-ökologischen Zustandes auf der Grundlage eines Vergleiches der

aktuellen Libellenfauna mit der gewässertyp-spezifischen Referenzzönose. Bei Untersuchungsabschnitten, die zumindest teilweise den Charakter eines Tieflandflusses (Potamal) aufweisen (vgl. WIMMER & WINTERSBERGER 2009), wird – aufgrund der höheren Artenzahlen – ein assoziationspezifischer Bewertungsansatz verfolgt (CHOVANEK 2013, 2015, 2016, CHOVANEK et al. 2014); die Evaluierung von Gewässerabschnitten, die dem artenärmeren Oberlauf (Rhithral) zuzuordnen sind, erfolgt auf der Basis von Leit- und Begleitarten (CHOVANEK 2017b, 2018). Der Gefährdungsgrad der Arten fließt in die Bewertung nicht ein, wird aber ergänzend angegeben, da mit dem Nachweis bestimmter Arten auch naturschutzrechtliche Verpflichtungen verbunden sind (insbes. beim Fund von FFH-Arten).

## Ergebnisse

### Artenspektrum

In Tab. 3 sind die im Rahmen der oben genannten, im Zeitraum von 2013 bis 2017 durchgeführten Untersuchungen gesichteten Arten aufgelistet. Es gelang der Nachweis von insgesamt 38 Spezies, das entspricht 58% des für Oberösterreich, 49% des für Österreich und 27% des für Europa nachgewiesenen Artenspektrums (BOUDOT & KALKMAN 2015, HOLZINGER et al. 2015), davon waren 29 zumindest an einer Untersuchungsstrecke sicher oder wahrscheinlich bodenständig. Arten aller neun in Österreich vorkommenden Libellenfamilien wurden gefunden. Sechzehn Spezies sind in einer Gefährdungskategorien der Roten Liste für Österreich (RAAB 2006) gelistet: sechs Arten davon sind „potenziell gefährdet“, acht Arten „gefährdet“ (darunter die drei nachgewiesenen Arten der Flussjungfern) und zwei Arten „stark gefährdet“ (Saphirauge, *Erythromma lindenii*, und Gefleckte Smaragdlibelle, *Somatochlora flavomaculata*; beide Spezies wurden am Gurtenbach gesichtet und sind in Oberösterreich sehr selten; siehe dazu u. a. RAAB et al. 2006, HUBER 2014, LAISTER 2017). Die in den Anhängen II und IV der FFH-Richtlinie der EU angeführte Grüne Flussjungfer (*Ophiogomphus cecilia*; Abb. 54 und Abb. 59) war eine der Libellenarten, die von den Restrukturierungsmaßnahmen profitierte: sie wurde in bodenständigen Vorkommen an den sanierten Abschnitten von Pram, Leitenbach, Sandbach, und Aschach nachgewiesen (Tab. 3; zum Vorkommen der Grünen Flussjungfer in Oberösterreich siehe u. a. auch LAISTER 2001, SCHWARZ et al. 2007).



Abb. 59 Männchen der Grünen Flussjungfer (*Ophiogomphus cecilia*) am Sandbach in der Obelisk-Stellung (2015): Diese Position nehmen mehrere Libellenarten ein, um an sehr heißen Tagen einer Überhitzung vorzubeugen: Das Abdomen wird direkt auf die Sonne ausgerichtet, um so die der Wärmestrahlung ausgesetzte Körperoberfläche zu minimieren (Thermoregulation). Foto: A. Chovanec.

Tab. 3 An Gurtenbach, Trattnach, Krems, Waldzeller und Mülheimer Ache, Pram, Sandbach, Leitenbach und Aschach nachgewiesene Libellenarten. x: bodenständig; (x): nicht bodenständig; grau hinterlegt: regulierte Abschnitte; blau hinterlegt: restrukturierte (restr.) rhithrale Abschnitte (RS: beeinflusst durch Rückstau); lichtgrün hinterlegt: hyporhithrale/epipotamale Abschnitte; grün hinterlegt: epipotamale/hyporhithrale Abschnitte; orange hinterlegt: Nebengewässer (die Farben haben keinen Zusammenhang mit Bewertungsergebnissen); PG: potenziell gefährdet; G: gefährdet; SG: stark gefährdet (gemäß Roter Liste für Österreich).

|   | Rote Liste | Gurtenbach reg. | Trattnach reg. | Krems reg. | Gurtenbach restr. | Gurtenbach restr. / RS | Waldzeller Ache restr. | Waldzeller Ache restr./RS | Mülheimer Ach restr. | Pram restr. | Krems restr. | Sandbach restr. | Leitenbach restr. | Aschach restr. | Krems NG | Sandbach NG | Leitenbach NG | Pram NG |
|---|------------|-----------------|----------------|------------|-------------------|------------------------|------------------------|---------------------------|----------------------|-------------|--------------|-----------------|-------------------|----------------|----------|-------------|---------------|---------|
| <i>Calopteryx splendens</i> , Gebänderte Prachtlib.     | PG         | x               | x              | x          | x                 | (x)                    | (x)                    |                           | x                    | x           | x            | x               | x                 | x              | x        | (x)         | x             |         |
| <i>Calopteryx virgo</i> , Blauflügel-Prachtlibelle      | PG         | x               | x              | x          | x                 | x                      | x                      | x                         | x                    | x           | x            | x               | x                 | x              | x        | (x)         |               |         |
| <i>Chalcolestes viridis</i> , Westliche Weidenjungfer   |            |                 |                |            |                   | x                      |                        |                           |                      | x           |              |                 | x                 |                | x        | (x)         | x             | x       |
| <i>Lestes sponsa</i> , Gemeine Binsenjungfer            |            |                 |                |            |                   |                        |                        |                           |                      |             |              |                 |                   |                |          |             |               | x       |
| <i>Coenagrion puella</i> , Hufeisen-Azurjungfer         |            |                 |                |            | x                 | x                      |                        | x                         | x                    |             | x            | (x)             | x                 | x              | (x)      | x           | x             | x       |
| <i>Coenagrion pulchellum</i> , Fledermaus-Azurj.        | G          |                 |                |            | (x)               |                        |                        | (x)                       |                      |             |              |                 |                   |                |          |             |               |         |
| <i>Enallagma cyathigerum</i> , Gemeine Becherj.         |            |                 |                |            |                   | (x)                    |                        | x                         | (x)                  |             | x            |                 |                   | (x)            | x        |             |               | x       |
| <i>Erythromma lindenii</i> , Saphirauge                 | SG         |                 |                |            | (x)               |                        |                        |                           |                      |             |              |                 |                   |                |          |             |               |         |
| <i>Erythromma najas</i> , Großes Granatauge             | PG         |                 |                |            | (x)               |                        |                        |                           |                      |             |              |                 |                   |                | x        |             |               |         |
| <i>Erythromma viridulum</i> , Kleines Granatauge        |            |                 |                |            |                   |                        |                        |                           |                      |             |              | x               |                   |                |          |             |               | x       |
| <i>Ischnura elegans</i> , Gemeine Pechlibelle           |            | (x)             | (x)            |            | x                 | x                      |                        | x                         | x                    | x           | x            | x               | x                 | x              | x        | x           | x             | x       |
| <i>Ischnura pumilio</i> , Kleine Pechlibelle            | PG         |                 |                |            |                   |                        |                        |                           |                      |             | (x)          |                 | (x)               |                |          | (x)         | (x)           | x       |
| <i>Pyrrhosoma nymphula</i> , Frühe Adonislibelle        |            |                 |                |            | (x)               |                        | (x)                    | (x)                       |                      |             |              | x               |                   |                |          |             | x             | x       |
| <i>Platycnemis pennipes</i> , Blaue Federlibelle        |            | x               | x              | x          | x                 | x                      |                        | x                         | (x)                  | x           | x            | x               | x                 | x              | x        | x           | x             |         |
| <i>Aeshna cyanea</i> , Blaugrüne Mosaikjungfer          |            |                 |                |            |                   |                        |                        |                           | x                    | x           | (x)          |                 | (x)               | (x)            | (x)      | x           | (x)           | x       |
| <i>Aeshna grandis</i> , Braune Mosaikjungfer            |            |                 |                |            |                   |                        |                        |                           |                      |             | (x)          |                 |                   |                |          |             |               |         |
| <i>Aeshna isoceles</i> , Keilfleck-Mosaikjungfer        | G          |                 |                |            |                   | (x)                    |                        |                           |                      |             |              |                 |                   |                |          |             |               |         |
| <i>Aeshna mixta</i> , Herbst-Mosaikjungfer              |            |                 |                |            | x                 | x                      | x                      | x                         | x                    | x           |              |                 | (x)               | x              | (x)      |             |               |         |
| <i>Anax imperator</i> , Große Königslibelle             |            |                 |                |            | x                 | x                      | x                      | x                         | x                    | x           | x            |                 | x                 | x              |          |             | x             | x       |
| <i>Anax parthenope</i> , Kleine Königslibelle           |            |                 |                |            |                   | (x)                    |                        |                           |                      |             |              |                 |                   |                |          |             |               | (x)     |
| <i>Brachytron pratense</i> , Früher Schilfjäger         | G          |                 |                |            | (x)               |                        |                        |                           |                      |             |              |                 |                   |                |          |             |               |         |
| <i>Gomphus vulgatissimus</i> , Gemeine Keiljungfer      | G          |                 |                |            |                   |                        |                        |                           |                      | x           | x            |                 | x                 | x              |          |             |               |         |
| <i>Onychogomphus forcipatus</i> , Kleine Zangenl.       | G          |                 | x              | (x)        | x                 |                        | x                      |                           | x                    | x           | x            | x               | x                 | x              |          |             |               |         |
| <i>Ophiogomphus cecilia</i> , Grüne Flussjungfer        | G          |                 |                |            |                   |                        |                        |                           |                      | x           |              | x               | x                 | x              |          | (x)         |               |         |
| <i>Cordulegaster boltonii</i> , Zweigestr. Quelljungfer | G          |                 |                |            |                   |                        | (x)                    |                           |                      |             |              |                 |                   |                |          |             |               |         |
| <i>Somatochlora flavomaculata</i> , Gefl. Smaragdl.     | SG         |                 |                |            | (x)               | x                      |                        |                           |                      |             |              | x               |                   |                |          |             |               |         |
| <i>Somatochlora metallica</i> , Glänzende Smaragdl.     |            |                 |                |            |                   | (x)                    |                        |                           |                      |             |              |                 |                   | (x)            |          |             |               |         |
| <i>Crocothemis erythraea</i> , Feuerlibelle             |            |                 | (x)            |            |                   | (x)                    |                        |                           |                      |             |              |                 | (x)               |                |          |             |               | x       |
| <i>Libellula depressa</i> , Plattbauch                  |            |                 |                |            |                   | (x)                    | (x)                    | (x)                       | (x)                  |             |              |                 | x                 |                | (x)      | x           | x             | x       |
| <i>Libellula quadrimaculata</i> , Vierfleck             |            |                 |                |            |                   |                        |                        |                           |                      |             |              |                 |                   |                |          |             |               | x       |
| <i>Orthetrum albistylum</i> , Östlicher Blaupfeil       |            |                 |                |            |                   |                        |                        |                           |                      | x           |              |                 | (x)               |                |          |             |               |         |
| <i>Orthetrum brunneum</i> , Südlicher Blaupfeil         | PG         |                 |                |            |                   |                        | x                      | x                         | x                    | x           |              | x               | x                 | (x)            |          | x           | (x)           | x       |
| <i>Orthetrum cancellatum</i> , Großer Blaupfeil         |            |                 |                | (x)        | x                 | (x)                    |                        |                           |                      | (x)         | x            |                 |                   | (x)            | (x)      |             | x             | x       |
| <i>Orthetrum coerulescens</i> , Kleiner Blaupfeil       | G          |                 |                |            |                   |                        |                        |                           |                      |             | x            |                 |                   |                |          |             |               |         |
| <i>Sympetrum fonscolombii</i> , Frühe Heidelibelle      | PG         |                 |                |            |                   |                        |                        | (x)                       |                      |             |              |                 |                   |                |          |             |               |         |
| <i>Sympetrum sanguineum</i> , Blutrote Heidelibelle     |            |                 |                |            |                   |                        |                        |                           |                      |             |              |                 |                   |                |          |             | x             | (x)     |
| <i>Sympetrum striolatum</i> , Große Heidelibelle        |            | (x)             |                |            | x                 | (x)                    | (x)                    | x                         |                      | x           | x            | x               | x                 | x              | x        | x           | x             | x       |
| <i>Sympetrum vulgatum</i> , Gemeine Heidelibelle        |            |                 |                |            |                   |                        | x                      | x                         | (x)                  | (x)         |              |                 | x                 |                | x        | x           |               | x       |
| Artenzahl gesamt  |            | 5               | 6              | 5          | 16                | 17                     | 11                     | 14                        | 13                   | 16          | 15           | 11              | 20                | 16             | 14       | 13          | 14            | 19      |
| Zahl bodenständiger Arten                               |            | 3               | 4              | 3          | 10                | 8                      | 6                      | 10                        | 9                    | 14          | 12           | 10              | 15                | 11             | 9        | 8           | 11            | 17      |



Aus Tab. 3 ist der Erfolg der Restrukturierungsmaßnahmen ersichtlich: An den regulierten Gewässerabschnitten wurden maximal vier bodenständige Arten gefunden, das Arteninventar an den restrukturierten Abschnitten umfasste bis zu 15 bodenständige Spezies. Es ist allerdings hervorzuheben, dass im Sinne der gewässertyp-spezifischen Bewertung nicht direkt von einer hohen Artenzahl auf einen guten ökologischen Zustand geschlossen werden kann. Entscheidend ist das Vorkommen bodenständiger Referenzzönosen oder -arten. Alle restrukturierten Gewässerstrecken, deren libellen-ökologischer Zustand mit „sehr gut“ oder „gut“ bewertet wurde, wiesen bodenständige Vorkommen zumindest einer der drei in Oberösterreich vorkommenden Arten aus der Familie der Flussjungfern (Gomphidae) auf: Gemeine Keiljungfer (*Gomphus vulgatissimus*, Abb. 60), Kleine Zangenlibelle (*Onychogomphus forcipatus*, Abb. 61) und/oder die Grüne Flussjungfer. Die sedimentbewohnenden Larven dieser Arten sind vorwiegend auf sandige Substratfraktionen (auch mit Feinkiesanteilen) angewiesen und deshalb von gewässertyp-spezifischen Strukturen, Strömungs- und Geschiebeverhältnissen abhängig. Sie reagieren daher besonders sensibel auf wasserbauliche Eingriffe, wie Regulierungen und Aufstau. Auch die Imagines sind von dynamischen Sedimenten abhängig: Sie bevorzugen Strukturen, wie Kiesbänke, als Sitzwarten (WILDERMUTH & MARTENS 2014). Die hydrologischen und morphologischen Degradationen der Fließgewässer in Österreich (BMLFUW 2017) drücken sich u. a. auch im Gefährdungsgrad dieser aus ökologischer Sicht sensiblen, strömungsabhängigen Libellenarten aus: Alle drei in Oberösterreich vorkommenden Arten aus der Familie der Flussjungfern sind „gefährdet“.

Wie empfindlich diese Arten auf hydrologische Veränderungen, selbst in renaturierten Abschnitten, reagieren, belegen die am Rhithral von Gurtenbach und Waldzeller Ache durchgeführten Untersuchungen (Tab. 3): In kurzen, restrukturierten Strecken beider Gewässer, die durch Rückstau beeinflusst waren, kam die Kleine Zangenlibelle, eine Referenzart für diesen Gewässertyp, nicht vor. Sie war allerdings an benachbarten Strecken mit unbeeinflussten Strömungsverhältnissen nachweisbar. Aus Tab. 3 ist außerdem ersichtlich, dass die Gemeine Keiljungfer und die Grüne Flussjungfer, deren Hauptlebensraum sich im Epipotamal befindet, ausschließlich an restrukturierten Gewässern im Übergangsbereich Hyporhithral/Epipotamal gesichtet wurden, also in Abschnitten, die zumindest teilweise typologische Eigenschaften von Tieflandbächen oder –flüssen aufweisen.



Abb. 60 (links) Männchen der Gemeinen Keiljungfer (*Gomphus vulgatissimus*) an der Krems (2013). Foto A. Chovanec.

Abb. 61 (rechts) Männchen der Kleinen Zangenlibelle (*Onychogomphus forcipatus*) an der Waldzeller Ache (2017). Foto A. Chovanec.

Während das Vorkommen von Flussjungfern in erster Linie naturnahe Strömungs- und Sedimentverhältnisse indiziert, zeigen Prachtlibellen (Familie Calopterygidae) intakte Vegetationsverhältnisse in den Uferbereichen an. Die Blauflügel-Prachtlibelle (*Calopteryx virgo*; Abb. 62 und Abb. 63) ist für rhithrale, kühlere Gewässerabschnitte typisch, besiedelt aber auch den Übergangsbereich Rhithral/Potamal. Dort kommt sie syntop mit der Gebänderten Prachtlibelle (*Calopteryx splendens*; Abb. 64 und Abb. 65) vor, die ihre Hauptverbreitung im Potamal hat und nur vereinzelt in den Oberläufen auftritt. Die Imagines beider Arten besetzen Sitzwarten in der besonnten Ufervegetation, die Larven leben vor allem in den ins Wasser reichenden Wurzelbärten von Ufergehölzen (WILDERMUTH & MARTENS 2014). Aus diesem Grund können sie auch – soweit neben entsprechenden Strömungsverhältnissen auch Ufervegetation vorhanden ist – an regulierten Gewässern vorkommen (Tab. 3).



Abb. 62 (links) Männchen der Blauflügel-Prachtlibelle (*Calopteryx virgo*) an der Pram beim Putzen (2016). Foto: A. Chovanec.

Abb. 63 (rechts) Weibchen der Blauflügel-Prachtlibelle (*Calopteryx virgo*) an der Mühlheimer Ache (2017). Foto: A. Chovanec.



Abb. 64 (links) Männchen der Gebänderten Prachtlibelle (*Calopteryx splendens*) an der Krems (2013). Foto: A. Chovanec.

Abb. 65 (rechts) Weibchen der Gebänderten Prachtlibelle (*Calopteryx splendens*) an der Krems (2013). Foto: A. Chovanec.

Alle vier in Mitteleuropa vorkommenden Blaupfeil-Arten (Gattung *Orthetrum*) wurden im Rahmen der Studien gesichtet. Da die Hauptlebensräume des Südlichen Blaupfeils, *Orthetrum brunneum* (Abb. 66), in der Kulturlandschaft weitgehend verschwunden sind, wird die Art vorwiegend an Sekundärgewässern nachgewiesen. Die Annahme, dass natürliche, vegetationsarme Umlagerungstrecken von Fließgewässern zu den Primärhabitaten dieser Spezies gehören, wird durch die Fundsituationen an den restrukturierten Abschnitten von Ach, Pram, Sandbach und Leitenbach unterstützt. Die Nachweise des Südlichen Blaupfeils an diesen Gewässern sind somit ein weiterer Beleg für den Erfolg der Maßnahmen.

Im Rahmen der Untersuchungen der Fließgewässer wurden auch Nebengewässer kartiert, die entweder mit dem Hauptgerinne zumindest bei höherem Durchfluss verbunden waren (Krems, Sandbach, Leitenbach) oder keine hydrologische Anbindung aufwiesen (Pram). Vier Arten wurden ausschließlich an diesen Gewässern gefunden. Die insbesondere für die Bewertung des ökologischen Zustandes der Fließstrecken aussagekräftigen Flussjungfern wurden an keinem dieser Nebengewässer bodenständig nachgewiesen. Trotzdem stellen derartige Nebengewässer wichtige Refugiallebensräume für Libellenarten dar, die sowohl langsam fließende als auch stehende Gewässer besiedeln: z. B. die Westliche Weidenjungfer (*Chalcolestes viridis*, Abb. 67), die Blaue Federlibelle (*Platycnemis pennipes*, Abb. 68) und die Große Heidelibelle (Abb. 57).



Abb. 66 Männchen des Südlichen Blaupfeils (*Orthetrum brunneum*) am Sandbach (2015). Foto: A. Chovanec.



Abb. 67 Ein Männchen der Westlichen Weidenjungfer (*Chalcolestes viridis*) an einem künstlichen Nebengewässer der Krems (2013). Foto: A Chovanec.



Abb. 68 Kopula der Blauen Federlibelle (*Platycnemis pennipes*) am Gurtenbach (2017). Foto: A. Chovanec.

**Bewertung**

Insgesamt wurden im Rahmen der zwischen 2013 und 2017 in Oberösterreich durchgeführten Studien 21 Strecken an restrukturierten Abschnitten kartiert und bewertet. In dieser Summe sind die an regulierten Abschnitten und an Nebengewässern begangenen Strecken nicht enthalten. Der Erfolg der Maßnahmen manifestiert sich darin, dass der überwiegende Anteil (16 Strecken) als „sehr gut“ oder „gut“ bewertet wurde (Tab. 4).

Tab. 4 Anzahl der restrukturierten Gewässerstrecken, deren libellen-ökologischer Zustand mit „sehr gut“ (I), „gut“ (II), „mäßig“ (III), „unbefriedigend“ (IV) oder „schlecht“ (V) bewertet wurde.

| Libellen-ökologischer Zustand | I        | II        | III      | IV       | V        |
|-------------------------------|----------|-----------|----------|----------|----------|
| Gurtenbach                    |          | 2         |          | 1        |          |
| Waldzeller Ache               |          | 3         | 1        |          |          |
| Mühlheimer Ache               |          | 2         |          | 1        |          |
| Pram                          | 2        | 1         |          |          |          |
| Krems                         |          | 2         | 1        |          | 1        |
| Sandbach                      | 1        |           |          |          |          |
| Leitenbach                    | 1        | 1         |          |          |          |
| Aschach                       | 1        |           |          |          |          |
| <b>Summe</b>                  | <b>5</b> | <b>11</b> | <b>2</b> | <b>2</b> | <b>1</b> |

„Sehr guter“ und „guter libellen-ökologischer Zustand“:

Mehrere Strecken, deren ökologischer Zustand mit „sehr gut“ oder „gut“ bewertet wurden, zeichnen sich durch gewässertyp-spezifische Linienführung aus. Dadurch ist der für morphodynamische Prozesse notwendige Raum gegeben: Anbruchufer und Kiesbänke können entstehen. Variable Strömungs- und Substratbedingungen sowie wechselnde Breiten- und Tiefenverhältnisse sind wesentliche Voraussetzungen für die Schaffung der Lebensräume für rheophile Libellenarten (Abb. 69 bis Abb. 71). Synergien mit Maßnahmen zur Verbesserung des Hochwasserschutzes waren in den meisten Fällen gegeben: In diesem Zusammenhang ist die Schaffung von Aufweitungen und Rückhaltebereichen zu nennen. Diese neuen Habitate werden aufgrund der hohen Vagilität der Libellen unmittelbar nach Fertigstellung der wasserbaulichen Arbeiten gefunden und besiedelt. Entsprechend der art-spezifischen Entwicklungsdauer können frischgeschlüpfte Individuen und Exuvien ein bis drei Jahre später erstmals nachgewiesen werden.



Abb. 69 (links) Restrukturierter Unterlauf des Sandbaches, dessen libellen-ökologischer Zustand als „sehr gut“ bewertet wurde (2015). Foto: A. Chovanec.

Abb. 70 (rechts) Aufgeweiteter, restrukturierter Abschnitt der Aschach in „sehr gutem libellen-ökologischen Zustand“ (2015). Foto: A. Chovanec.



Abb. 71 Restrukturierter Mündungsabschnitt des Gurtenbaches mit hoher Morphodynamik: der libellen-ökologische Zustand dieser Untersuchungsstrecke wurde mit „gut“ bewertet (2017). Foto: A. Chovanec.

Infrastruktur- oder landnutzungsbedingte räumliche Einschränkungen lassen in vielen Fällen die Einbindung zusätzlicher größerer Flächen für Renaturierungen nicht zu. Durch Aufweitungen des Flussbettes und das Einbringen entsprechender Strukturen (z. B. Wurzelstockbuhnen) können auch bei vorwiegend gestrecktem Gewässerverlauf in kleinerem Maß die Voraussetzungen für erhöhte Sinuosität, heterogene Strömungsbedingungen sowie dynamische Substratumlagerungen und -anlandungen geschaffen werden. Der libellen-ökologische Zustand einiger Strecken wurde auf Grundlage der nachgewiesenen Libellenarten als „sehr gut“ oder „gut“ bewertet (Abb. 72 bis Abb. 76).



Abb. 72 (links) „Guter libellen-ökologischer Zustand“ der Mühlheimer Ache in Altheim (2017). Durch Aufweitungen und das Einbringen von Buhnen wurde die Entstehung eines vielfältigen Strömungs- und Substratmusters gefördert. Foto: A. Chovanec.

Abb. 73 (rechts) Strukturreiche Aufweitung der Pram in Riedau mit Stillwasserbereichen im „sehr guten libellen-ökologischen Zustand“ (2016). Hier wurde neben dem Südlichen Blaupfeil (Abb. 68) auch der Östliche Blaupfeil (*Orthetrum albistylum*) gesichtet (Abb. 76). Foto: A. Chovanec.



Abb. 74 (links) Männchen des Östlichen Blaupfeils (*Orthetrum albistylum*). Foto A. Chovanec.

Abb. 75 (rechts) „Sehr guter libellen-ökologischer Zustand“: Aufweitung der Pram in Zell mit heterogenen Ufer- und Gewässerbettstrukturen (2016). Foto: A. Chovanec.



Abb. 76 Die Pram im Bereich des Schlosses in Zell (2016): Heterogenes Strukturangebot für strömungsabhängige Libellenarten durch die Schaffung von Aufweitungen und Buchten sowie das Einbringen von Bühnen. Foto: A. Chovanec.

#### „Mäßiger“, „unbefriedigender“ und „schlechter libellen-ökologischer Zustand“:

Libellen indizieren sehr schnell und eindeutig, warum – möglicherweise auch restrukturierte – Gewässerabschnitte den „sehr guten“ oder den „guten libellen-ökologischen Zustand“ nicht erreichen. So bewirken Rückstauverhältnisse die Reduzierung der Strömungsgeschwindigkeit und Veränderungen gewässertyp-spezifischer Substratbedingungen. Dies spiegelt sich in der Zusammensetzung der Libellenfauna wider: Aus ökologischer Sicht sensitive strömungsabhängige Arten werden durch euryöke und limnophile Spezies ersetzt. Sehr klar wird diese Tatsache am restrukturierten Mündungsabschnitt des Gurtenbaches sichtbar: Die in Zustandsklasse II („gut“) eingestufte Strecke (Abb. 71) wies ein Inventar von elf Arten auf, von denen sechs bodenständig waren; darunter waren auch zwei der drei gewässertyp-spezifischen Leitarten nachweisbar. Die daran anschließende Strecke wird durch den Stau des Kraftwerkes Inn / Schärding hydrologisch beeinflusst (Abb. 77). Die Gesamtartenzahl war mit 17 (neun davon bodenständig) deutlich höher, aufgrund des Fehlens der Kleinen Zangenlibelle als Leitart und der gewässertyp-spezifischen Begleitarten wurde der libellen-ökologische Zustand dieser Strecke allerdings als „unbefriedigend“ eingestuft (CHOVANEC 2017b, 2018).

Inseln können bei einer – durch Sicherungsmaßnahmen im Uferbereich – fixen Gewässerbreite negative Wirkungen auf Libellenhabitate haben: Durch ihre querschnittsverengende und kanalisierende Wirkung wird die Strömungsgeschwindigkeit erhöht. Strömungsberuhigte Bereiche mit Ablagerungen von feinkörnigen Sedimentfraktionen können sich nicht entwickeln (Abb. 78). Diese Areale stellen allerdings wesentliche Lebensräume strömungsabhängiger Libellenarten dar (Abb. 79).



- Abb. 77 (links) Mündungsabschnitt des Gurtenbaches im „unbefriedigenden libellen-ökologischen Zustand“ wegen der hydrologischen Beeinflussung durch den Rückstau aus dem Staubereich des Kraftwerkes Inn / Schärding (2017). Foto: A. Chovanec.
- Abb. 78 (rechts) Kanalisierende Wirkung einer Insel bei fixierter Gewässerbite (2017). An dieser Untersuchungsstrecke an der Mühlheimer Ache in Altheim wurde mit der Blauflügel Prachtlibelle nur eine bodenständige Libellenart nachgewiesen („unbefriedigender libellen-ökologischer Zustand“). Foto: A. Chovanec.



- Abb. 79 Die Zweigestreifte Quelljungfer (*Cordulegaster boltonii*) als Beispiel einer rheobionten Libellenart, deren Larven auf feinkörnige Sedimente angewiesen sind. Foto: J. Hamrsky.

Der libellen-ökologische Zustand einer der 21 Untersuchungsstrecken wurde mit „schlecht“ beurteilt: ein künstlicher, als durchflossen geplanter Nebenarm der unteren Krems fiel im Sommer 2013 trocken, da durch Geschiebeablagerungen die hydrologische Anbindung zum Hauptgerinne bei niedrigen Wasserständen unterbunden wurde (Abb. 80). Bis dahin wurden unter anderem beide Prachtlibellen-Arten und zwei Arten der Flussjungfern nachgewiesen (CHOVANEC 2013, 2014). Damit wurde diese Strecke zu einer Falle, nicht nur für die gewässertyp-spezifische Libellenfauna sondern auch für Fische und andere aquatischen Organismen.





Abb. 80 Nebenarm der Krems, an dem bis zum Trockenfallen im August 2013 vier Libellenarten nachgewiesen wurden, die in einer Gefährdungskategorie der Roten Liste genannt sind. Foto: A. Chovanec.

### Schlussfolgerungen

- Im Zeitraum 2013–2017 wurden insgesamt 28 Untersuchungsstrecken an den folgenden Gewässern in Oberösterreich aus libellenkundlicher Sicht bewertet: Gurtenbach, (Waldzeller und Mühlheimer) Ache, Leitenbach, Sandbach, Aschach, Trattnach, Pram und Krems. Davon lagen 21 Strecken an restrukturierten Abschnitten. Ziel der Studien war die Evaluierung von Maßnahmen zur morphologischen Sanierung.
- Im Sinne der gesetzlichen Vorgaben basierten die angewendeten Methoden auf einem Vergleich der aktuellen Ausprägung der Libellenfauna mit dem gewässertyp-spezifischen Referenzzustand. Allfällige Abweichungen wurden in einem fünfstufigen Schema des libellen-ökologischen Zustandes bewertet.
- Der Erfolg der Restrukturierungsmaßnahmen spiegelt sich darin wider, dass der libellen-ökologische Zustand von 16 der 21 Strecken mit „sehr gut“ oder „gut“ bewertet wurde. Die drei an regulierten Gewässerabschnitten kartierten Strecken wurden mit „mäßig“ bzw. „unbefriedigend“ eingestuft.
- Als positiv wirkten sich gewässertyp-spezifische Maßnahmen aus, welche
  - eine Erhöhung der Sinuosität des Gewässerabschnittes zur Folge hatten,
  - die Ausprägung eines Mosaiks unterschiedlicher Strömungs- und Substratverhältnisse ermöglichten,
  - zu einer Steigerung des Struktureichtum im und am Gewässer führten,
  - erosive Prozesse bzw. Anlandung von Geschiebe zuließen.

- Naturnahe bzw. extensiv genutzte Uferregionen bzw. naturnahes Umland waren ebenfalls für die Ausprägung einer gewässertypspezifischen Libellenfauna essenziell.
- Die angewendeten Methoden erwiesen sich auch im kleinräumigen Kontext als sehr sensitiv: so schlugen sich beispielsweise Potamalisierungseffekte auch in renaturierten Abschnitten in einer Veränderung der Zusammensetzung der Libellenfauna und daher in einer Verschlechterung des libellen-ökologischen Zustandes nieder.
- Aufgrund der schnellen Reaktion von Libellen auf Veränderungen ihres Lebensraumes sind odonatologische Studien auch ein geeignetes Instrument, um die Notwendigkeit der Durchführung von Instandhaltungs- und Pflegemaßnahmen aufzuzeigen und – in weitere Folge – deren Erfolg kurzfristig evaluieren zu können. In diesem Zusammenhang ist der negative Zusammenhang zwischen starker Beschattung der Uferregionen und der Libellenfauna hervorzuheben (REMSBURG et al. 2008, WILDERMUTH & KÜRY 2009, CHOVANEC 2017c).

Aufgrund der im Rahmen der hier präsentierten Studien gemachten fachlichen Erfahrungen wird die Etablierung eines „Libellenmonitorings“ an Fließgewässern Oberösterreichs empfohlen, um

- die ökologischen Auswirkungen neuer Restrukturierungen rasch bewerten zu können,
- die Entwicklungen älterer, restrukturierter Gewässerabschnitte zu überwachen und
- allfälligen Verschlechterungen durch wasserbauliche und/oder Pflegeeingriffe gegensteuern zu können.

Ausgewählte Gewässerabschnitte könnten in einem Rotationsprinzip alle sechs Jahre kartiert werden.

## 5 Diskussion

### 5.1 Stand der Umsetzung in Oberösterreich

Die Summe gewässerökologisch relevanter Projekte ist mit 436 umgesetzten Maßnahmen, die den Autoren gemeldet wurden – es besteht hierbei aber kein Anspruch auf eine vollständige Erfassung aller in Oberösterreich gesetzten Maßnahmen - durchaus beeindruckend. Etwas mehr als die Hälfte dieser Projekte, exakt 268, dienten der Herstellung der Längsdurchgängigkeit, 20 weitere waren nicht eindeutig einer Kategorie zuordenbar und bei 16 gemeldeten Projekten handelte es sich um keine baulichen Maßnahmen.

Es verbleiben also 132 Projekte, die darauf abzielten, den Lebensraum für die aquatische Fauna zu verbessern. Ohne eine genaue Zuordnung zu der begrifflichen Differenzierung aus Kap. 2.3 durchzuführen, handelt es sich also um Projekte, die der Verbesserung der Gewässerstrukturen dienen und mehr oder weniger einer Renaturierung entsprechen.

Insgesamt wurden in Oberösterreich bei den 436 Maßnahmen zwischen 100 und 120 Millionen Euro investiert, wobei etwa je die Hälfte in die Herstellung der Durchgängigkeit und in gewässerökologische Verbesserungen entfallen.

Der starke Anstieg der Projektanzahl ab dem Jahr 2013 ist vor allem auf die Fördermöglichkeit durch das sog. Umweltförderungsgesetz (UFG) zurückzuführen. Die große Bedeutung des UFG als Finanzierungsmöglichkeit lässt sich besonders deutlich an den in den Jahren 2013 bis 2016 abgeschlossenen Projekten ablesen: zumindest 137 der 208 in diesem Zeitraum umgesetzten Maßnahmen wurden mit UFG-Mitteln gefördert. Seit August 2017 sind jedoch nur noch „Durchgängigkeitsmaßnahmen und unmittelbar dazugehörige, unbedingt notwendige morphologische Maßnahmen“ förderbar, während explizit morphologische Maßnahmen „erst bei gesicherter Mittelverfügbarkeit förderungsfähig“ sind (BMLFUW 2017).

Die Qualität der Maßnahmen streut dabei über einen großen Bereich – und damit auch naturgemäß der ökologische Effekt. Im Detail sind hier jedenfalls noch deutliche Verbesserungen in der Konzeption, Planung und Umsetzung möglich. Diese Verbesserungen sind auch zu erwarten, da der generelle Trend einen kontinuierlichen Lerneffekt erkennen lässt, der in den nächsten Jahren auch weiterhin zu erwarten ist. Dass wir erst am Anfang der Entwicklung zur Renaturierung unserer Fließgewässer stehen und daher noch enorme Lerneffekte möglich und auch nötig sind, macht folgende Überlegung deutlich.

Die meisten kleinen und mittelgroßen Gewässer waren bereits zu Zeiten der Erstellung des Franziszeischen Katasters, also schon zu Beginn des 19. Jahrhunderts deutlich durch den Menschen überprägt. Nur wenige Jahrzehnte später begannen dann auch umfangreiche Regulierungsprojekte an den großen Flüssen. Nimmt man diese dokumentierten Tatsachen als fiktiven Anfangspunkt flächiger Gewässerverbauung, so finden regulierende Wasserbaumaßnahmen größeren Ausmaßes seit knapp zwei Jahrhunderten statt. Tatsächlich begannen Gewässerverbauungen schon viel früher – man denke nur an die Salz- und Holzflößerei, zu deren besserer Abwicklung bereits viel früher massive Gewässereinbauten vorgenommen wurden.

Bilanzierend betrachtet, stehen also mindestens 200 Jahre Erfahrung im professionellen Wasserbau wenigen Jahrzehnten mit ersten Erkenntnissen in der Gewässerrenaturierung gegenüber. Diese ungleiche Dauer der Erfahrung in den beiden Fachgebieten schlägt sich in der Bewertung von gewässerökologischen Verbesserungsprojekten in ganz Europa nieder (z.B. KAIL et al. 2015).

Nichtsdestotrotz ist sehr erfreulich, dass trotz der relativ kurzen praktischen Umsetzungserfahrung bereits eine gewisse Evolution in der Maßnahmenplanung und –umsetzung zu erkennen ist. Gewässer(abschnitte) werden zunehmend dynamischer und viel mehr den natürlichen Prozessen Rechnung tragend, restrukturiert und renaturiert. Diese Entwicklung, vom rein technischen Wasserbau in Richtung einer dynamischen und ökologischen Gewässergestaltung, ist die Grundlage für eine erfolgreiche Weiterführung und vor allem Weiterentwicklung in Richtung der tatsächlichen Renaturierung von Fließgewässern.

Um die dringend notwendigen Lernprozesse zu forcieren, sind jedenfalls gut überlegte und langfristig angelegte Monitoringprogramme unerlässlich (z.B. KAIL et al 2015).

In Oberösterreich sind die Wasserrahmenrichtlinie und das Umweltförderungsgesetz jedenfalls sehr wichtige, Gewässerverbesserungen vorantreibende Rahmenbedingungen. Da diese Tatsache nach Kenntnis der Autoren auf ganz Österreich zutrifft, ist die Existenz eines ausreichend dotierten Förderinstrumentariums von eminenter Bedeutung. In der Vergangenheit zeigte sich ja, dass bei der gleichzeitigen Formulierung strategisch gut überlegter Förderrahmenbedingungen zur Anstoßfinanzierung, durchaus umfangreiche Finanzmittel aus der freien Wirtschaft lukriert werden. Nicht zuletzt kann über die Bereitstellung nationaler Gelder eine hohe Finanzierungsbeteiligung seitens der Europäischen Union in entsprechenden Förderprogrammen (beispielsweise LIFE) aktiviert werden.

## 5.2 Generelle Erfolgsfaktoren für Gewässerrenaturierung

Aus der Betrachtung der Gesamtbilanz der umgesetzten Maßnahmen sowie der Detailanalysen einzelner Projekte konnten die nachstehenden Erfolgsfaktoren gefiltert werden, die inhaltlich durchaus mit international publizierten Kriterien bei Planung, Umsetzung und Monitoring von Renaturierungsprojekten übereinstimmen (z.B. PALMER et al. 2005; GEIST & PANDER 2018)

### 5.2.1 Definition der Zielsetzung

Die Formulierung der Zielsetzung eines gewässerökologisch orientierten Projektes sollte grundsätzlich immer vom höchstmöglich erreichbaren Ziel, einer „echten“ Renaturierung zur Entwicklung eines „natürlichen“ Fließgewässers ausgehen. Daher muss am Beginn des Planungsprozesses die intensive Auseinandersetzung mit der **Leitbildsituation** stehen. Ohne Berücksichtigung der naturräumlichen Gegebenheiten entstehen „Hybridgewässer“, die die Ansprüche der Zielarten – in der Regel sind dies besonders gefährdete Arten, die einen hohen Spezialisierungsgrad aufweisen - an ihren Lebensraum häufig nicht ausreichend erfüllen, um ökologisch positive Entwicklungen einzuleiten. Diese Hybridgewässer dienen zwar den Generalisten unter den Tierarten als Lebensraum, die erwähnten Spezialisten mit eng eingennischten ökologischen Ansprüchen profitieren davon oft nicht oder nur sehr eingeschränkt.

Gut verständlich und in der Umsetzung in Österreich grundsätzlich etabliert ist das Leitbildkonzept von MUHAR (1994), das folgende zwei Leitbilder unterscheidet:

Das sog. **visionäre Leitbild** geht von der ursprünglichen Situation eines Gewässers, ohne Eingriffe des Menschen aus. Diese Situation wird in unserer Kulturlandschaft leider nur mehr selten wieder erreichbar sein. Nichtsdestotrotz liefert das visionäre Leitbild Auskunft über wesentliche

Gegebenheiten, etwa den im Maßnahmengebiet ursprünglich vorhandenen Gewässertyp oder die Sedimentzusammensetzung, die weitgehend unveränderbare Randbedingungen darstellen und in einer fundierten Renaturierungsplanung berücksichtigt werden müssen.

Von diesem – aus Sicht der Ökologie wünschenswerten – visionären Leitbild, rückt das sog. **operationale Leitbild** ab. Dieses trägt den anthropogenen Veränderungen und der aktuell gegebenen Situation mit den aktuell vorhandenen Zwangspunkten Rechnung. Diese Zwangspunkte umfassen in der Regel nicht-fachliche Aspekte, die aber entscheidende rechtliche oder finanzielle Rahmenbedingungen für ein Projekt liefern – etwa die Grundverfügbarkeit, technische Machbarkeit, Rechte Dritter, infrastrukturelle Zwangspunkte und die Finanzierbarkeit. Nicht zuletzt aufgrund der Komplexität der Fragestellung finden großräumlicher Veränderungen in den Einzugsgebieten, beispielsweise Klimawandel oder wesentliche Veränderungen in der Abflussdynamik, wenig Beachtung – können aber ganz entscheidende Einflussfaktoren sein.

Aus dem Unterschied zwischen den beiden Leitbildern leitet sich letztendlich die Frage nach der Möglichkeit einer echten Renaturierung oder der Notwendigkeit einer reduzierten Zielsetzung, etwa mit der Fokussierung auf bestimmte Zielarten oder -gruppen ab. Speziell in menschlich stark überprägten Einzugsgebieten in denen der Sedimenthaushalt und die hydrologischen Verhältnisse nicht mehr den natürlichen Bedingungen entsprechen oder beispielsweise Neozoa und Neophyten eine wesentliche Rolle spielen, wird es auch andere Strategien als die Fokussierung auf das Leitbildkonzept brauchen. Dabei ist aber jedenfalls darauf zu achten, dass vor allem Mangelhabitate, wie dies etwa häufig Laichgründe oder Wintereinstände sind, initialisiert werden.

Nicht zu vernachlässigen ist die Tatsache, dass die Zugrundelegung natürlicher Referenz-Bedingungen oftmals schlichtweg nicht zielführend ist, weil nachhaltig wirksame Änderungen beispielsweise in den Einzugsgebieten oder im Wasserhaushalt irreversibel sind (BOULEAU & PONT 2015).

Ebenfalls schon im Stadium der Entwicklung der Zielsetzung der zu planenden Maßnahme ist besonders die Berücksichtigung der **Flächenverfügbarkeit bzw. der Grunderwerbsmöglichkeiten** zu empfehlen. In diesem Zusammenhang ist vorsorgender Ankauf gewässernaher Flächen oder auch weiter abseits gelegener Tauschflächen eine entscheidende vorbereitende Maßnahme, die bereits lange Zeit im Voraus sinnvoll ist.

In diesem Zusammenhang sind auch die Politik bzw. die Verwaltung gefordert, entsprechend unbürokratische Möglichkeiten zum Aufbau eines „Flächenpools“ zu schaffen bzw. zu verbessern.

Zu diesem Themenblock passend erscheint auch noch die Empfehlung einer **räumlichen Bündelung der Anstrengungen**. Vor allem im Hinblick auf die optimale Nutzung finanzieller Ressourcen empfiehlt es sich auf qualitativ hochwertige Maßnahmen an ökologisch neuralgischen Stellen zu fokussieren.

## 5.2.2 Ökologisch und technisch integrative Planung

Da es sich bei Gewässern um vieldimensionale und intensiv vernetzte Systeme handelt, sollte die Planung ebenso als integrativer Entwicklungsprozess zwischen allen relevanten Fachgebieten erfolgen. Aus fachlicher Sicht sollten jedenfalls immer der Wasserbau und die Gewässerökologie, in Detailfragen unterstützt von ExpertInnen aus den Fachbereichen Hydrologie, Hydraulik, Geschiebehalt, terrestrische Biologie und Hochwasserschutz sowie entsprechend der Fragestellung bzw. Problemlage andere Disziplinen beigezogen werden.

Die Maßnahmenplanung auf Basis falscher Annahmen oder unter Nichtbeachtung nicht reversibler Prozesse hat zur Konsequenz, dass Renaturierungsprojekte sich häufig nicht so entwickeln wie erwartet oder zumindest erhofft (SUDING et al. 2004). Beispiele dafür sind Gewässer, denen zwar Umlandflächen für eine eigendynamische Entwicklung zur Verfügung gestellt wurden, die sich aber aufgrund der reduzierten hydrologischen Dynamik und dem fehlenden Nachschub an Sediment und Totholz – verursacht etwa durch Kraftwerke flussauf des Maßnahmenabschnittes, wieder in ein monotones Bett zurückziehen. Hier wird man für eine ökologisch hochwertige Maßnahme ohne strukturgebende, Dynamik initiierende Elemente nicht auskommen. Auch zeigen Studien, dass renaturierte / naturnahe Abschnitte durch Feinsediment-Akkumulationen signifikant an Qualität verlieren können (HÖFLER et al. 2016; GRAF et al. 2016). Diesen Aspekt gilt es ebenfalls durch die Beachtung der Gefälleverhältnisse in der Maßnahmenplanung zu berücksichtigen.

Andererseits gibt es inzwischen auch schon Beispiele von Gewässer(abschnitten), die zwar nicht dem Leitbild entsprechen, jedenfalls aber positive Auswirkungen auf das ökologische Gefüge zeigen (z.B. Umgehungsgerinne an der Donau, verschiedene Aufwertungs-Maßnahmen in der Naarn).

Für eine erfolgversprechende Renaturierungsplanung braucht es jedenfalls eine hohe fachliche Expertise bezüglich:

- **Ökologischer Zusammenhänge in Fließgewässer(regionen)**
- **Hydraulischer Auswirkungen** von Maßnahmen(bündeln)
- Kenntnis über allgemeine hydraulische Aspekte wie z.B. **Regimebreiten**: Vermehrt hat sich gezeigt, dass die Ausprägung der Regimebreiten in der Realität viel heterogener ist als die bisher angewendeten Regimeformeln dies rechnerisch ermöglichen würden (HAUER et al. 2015). Die Regimebreiten sind aber speziell auch im Zusammenhang mit der Ablagerung von feinen Sedimenten oder hochwasserschutztechnischen Fragestellungen von immanenter Bedeutung. So führen beispielsweise Überbreiten, sowohl bei Regulierung als auch bei Renaturierung, zu unerwünschten Ablagerungseffekten, einem Mangel an Dynamik, und langfristig zur Monotonisierung und nicht zuletzt zu verschlammten und damit ökologisch wenig wertvollen Habitaten.
- Intensive **Betrachtung verschiedener Skalenebenen**. So ist etwa zur richtigen Einschätzung der kleinräumig wirksamen Maßnahmensetzung die Kenntnis großräumiger Zusammenhänge, vor allem bezüglich Abflussdynamik, bettbildender und transportwirksamer Abflüsse und Sedimentregime, von entscheidender Bedeutung.

Um all diesen Aspekten gerecht zu werden, schlagen BEECHIE et al. (2008) die eine vierstufige Vorgehensweise im Planungsprozess vor. Im ersten Schritt wird die Zielsetzung für das Projekt definiert. Daraus ergibt sich, welche Maßnahmen prioritär ausgewählt werden müssen (Schritt 2). Der nächste Schritt beinhaltet die Beurteilung der aktuell bestehenden Probleme und eine Abschätzung, wie sie gelöst werden könnten. Im vierten und letzten Schritt findet die Zusammenschau der Zielsetzung mit der Lösung der aktuellen Probleme statt, die als Resultat die **Maßnahmenpriorisierung** ergibt. Diese Herangehensweise zeigt sehr gut auf, welche Sanierungsschritte gewünscht sind, und welche Maßnahmen daher in der Planung zu berücksichtigen sind, um ein erwünschtes Ergebnis zu erzielen.

Bei den betrachteten Beispielen aus Oberösterreich zeigte sich deutlich, dass vor allem der **Korridor** der dem Gewässer wieder für dynamische Prozesse zur Verfügung gestellt wird – also wie sehr auch auf die **Verzahnung Umland-Gewässer** geachtet wurde – entscheidenden Einfluss auf den ökologischen Erfolg

hat. Oftmals ist für die Diversität und die ökologische Qualität von Maßnahmen nicht so sehr die Länge der renaturierten Strecke, sondern eine bestimmte Mindest-Breitenausdehnung entscheidend. Auch sehr kleinräumige Renaturierungen bzw. Restrukturierungen können gute Laich- und Jungfischhabitate bieten und bringen damit Verbesserungen für das Gesamtsystem, wie einzelne Maßnahmen an der Krems zeigten.

Beim Vergleich verschiedener Konzepte zur Festlegung eines anwendbaren **Raumbedarfes** von Fließgewässern (HÖFLER 2010) wurde zusammenfassend festgestellt, dass als Mindestbreite für den Gewässerkorridor das 3 bis 7-fache der Gerinnebreite veranschlagt werden muss. Dies deckt sich mit den Angaben des „minimalen flussmorphologischen Raumbedarfes“ nach HABERSACK et al. (2008) und anderen dahingehend entwickelten Überlegungen (z.B. LEOPOLD 2005).

### Expertenmeinung

#### Integrativ denken, Synergien nutzen!

Gewässerökologische Maßnahmen in größerem Stil werden künftig vor allem in Synergieprojekten - mit Mehrfachnutzen für die Sicherheit, Ökologie und die Erholungsfunktion - umsetzbar sein. Diese zu entwickeln und zu finanzieren, stellt eine große Herausforderung dar.

Am Beginn einer erfolgreichen Renaturierung sollte die intensive Analyse der Ausgangssituation d.h. der abiotischen und biotischen Faktoren (Hydrologie, Hydraulik, Geschiebe, Sedimenthaushalt, Fische, Benthos, Vegetation) stehen. Sie gewährleistet, dass auch wirklich passende Maßnahmen getroffen werden. Einheitsrezepte gibt es nicht, jeder Fluss verlangt nach individuellen und interdisziplinären Lösungen, damit durch möglichst minimale Eingriffe maximale Wirkung erzielt wird, die auch nachhaltig ist.

Bei der Wahl der Maßnahmen tragen drei Faktoren zum Gelingen bei:

- Initiierung natürlicher eigendynamischer Prozesse in einer Größenordnung, dass die Minimalflächenareale der Zielarten (entsprechend dem Leitbild) nachhaltig erreicht werden.
- Partizipative Beteiligung in der Planungs- und Umsetzungsphase: Besonders gelungene gewässerökologischen Maßnahmen sind oft jene, die von der Bevölkerung getragen werden.
- Möglichst geringer Aufwand für Pflege und Instandhaltung.

#### Beispiel Untere Traun, Almspitz bis Welser Wehr, Abschnitt I, Flkm 38,8 – 36,5:

Im Rahmen eines partizipativen Planungsprozesses haben Experten unterschiedlicher Fachbereiche unter Einbindung der Anrainergemeinden die Maßnahmen an der Unteren Traun geplant:

Die Aufweitung des Flussbettes, die Herstellung eines Nebenarmes sowie die Anlegung von Stillgewässern und Autümpeln stellen eine umfassende Aufwertung für das Projektgebiet dar. Die Kenntnis der lokalen Situation aus Sicht des Flussbaues, der Gewässerökologie und terrestrischen Ökologie, das Verhandlungsgeschick mit den Grundstückseigentümern, die Bearbeitung nach dem aktuellen Stand der Technik sowie die fächerübergreifende Koordination der Akteure im Rahmen der Planung und Bauumsetzung haben wesentlich zum Erfolg des Projektes beigetragen.

Auf diese Weise wurden schutzwasserbauliche, ökologische und erholungsfunktionelle Maßnahmen nachhaltig an der Traun umgesetzt.

DI Klaus Michor, Geschäftsführer, REVITAL Integrative Naturraumplanung GmbH

Nicht überraschend, aber auch durch die untersuchten Fallbeispiele bestätigt, kann festgehalten werden, dass großzügigere und dynamischere Maßnahmen (beispielsweise Sandbach-Leitenbach-Aschach, Krems Oberaudorf) bessere Ergebnisse hinsichtlich des ökologischen Zustandes zeigen als lediglich die Herstellung von Strukturen innerhalb eines massiv gesicherten Bachbettes.

Die klare Priorität hinsichtlich der Planung einer Gewässerrenaturierung muss die Schaffung – besser Initiierung – **dynamisch sich verändernder Systeme** sein. Ziel ist nicht, einen Gewässerlauf herzustellen, der in erster Linie ästhetisch ansprechend ist oder gar landschaftsgärtnerischen Vorstellungen entspricht – dies sollte Parks und Stadtgärten vorbehalten sein. Zum Teil ist auch bei den in Oberösterreich umgesetzten Maßnahmen die Tendenz einer gewissen „**Überstrukturierung**“ im Vergleich zum Naturzustand erkennbar. Große Steinblöcke wären an sich nur in alpinen Bächen und in den Flachbettstrecken des Mühlviertels typisch. Sinnvoller im Sinne der Gewässerökologie und auch leitbildkonformer ist in den meisten Fließgewässern jedenfalls der Einsatz von Totholz, das entweder im Gewässer belassen, oder im Falle von Mangel aktiv eingebracht wird.

Vielmehr als für eine vermeintlich ästhetisch ansprechende Gestaltung muss in einem renaturierten Fließgewässer, das sich eigendynamisch entwickeln darf, für **hydraulisch funktionelle Initialmaßnahmen** gesorgt werden, die bei verschiedenen Wasserführungen eine Umlenkung der Strömung garantieren. Daraus entwickelt sich die strukturelle Heterogenität eines naturnahen Gewässers. Eine ausreichende Strukturierung sowohl im Bereich des Nieder- und Mittelwassers, wie auch im Umland im Bereich der bettbildenden Hochwasserabflüsse und so wenige Ufersicherungen, wie nur irgend möglich, sind daher erfolgsentscheidend. Vorteilhaft ist immer die Schaffung eines ausreichend großen Korridors – der auch mittels verdeckter Sicherungsmaßnahmen die Entwicklungsgrenze fixiert – aber innerhalb dessen sich das Gewässer frei entwickeln kann.

An Renaturierungs-Standorten mangelt es meist sowohl an **Totholzstrukturen** vor Ort, da sich die Gehölze erst etablieren müssen, wie auch – und dies gilt auch für natürliche Gewässer - an Nachschub an Totholz aus dem oberhalb gelegenen Einzugsgebiet. Totholz ist nicht nur strukturell von Bedeutung, sondern stellt auch eine wichtige Nahrungsressource für zahlreiche Gewässerorganismen dar.

Je weiter weg von der natürlichen Gewässerdynamik eine Planung infolge diverser Zwangspunkte ansetzen muss, umso wichtiger sind großzügig und **massiv ausgestaltete Strukturen**, die auch langfristig Bestand haben und wirksam sind. In vielen Fällen sind die gesetzten Maßnahmen schlichtweg zu gering dimensioniert um eine hydraulische Wirkung zu erzielen. Zur Herstellung naturnaher Strukturen im Gewässerbett werden häufig sogenannte Raubäume eingesetzt – und hier sollte schon der Name eine Vorstellung von der Mächtigkeit dieser Struktur geben. Beispielsweise haben schon in kleinen Flüssen mit einigen Kubikmetern pro Sekunde Mittelwasserabfluss, erst Bäume mit einem Stammdurchmesser jenseits eines halben Meters auch wirklich eine langfristige, hydraulisch funktionelle Wirkung. Ersatzweise können auch naturfernere Strukturelemente zur Anwendung gelangen, die funktionell eine vergleichbare gewässerökologische Wirkung entfalten.

Auch KAIL et al. (2015) kritisieren, dass gewässerökologischen Maßnahmen, etwa reine Aufweitungen, häufig vergleichsweise monotone Habitatbedingungen aufweisen, während Strukturierungen die rasche Entwicklung einer wertvollen Habitatausstattung gewährleisten.

Zusammenfassend muss auch für die vorliegend betrachteten Maßnahmen festgehalten werden, dass noch erhebliche Defizite vor allem in Bezug auf die mittel- bis längerfristige morphologische Entwicklung, den Sedimenthaushalt, die Dynamik und in der Umlandanbindung bestehen. Zwar werden durch die Maßnahmen in der Regel lokal deutliche Verbesserungen im Vergleich zur Regulierungssituation erreicht, das ökologisch wünschenswerte hohe Maß an Dynamik und die



großzügige Einbindung des Gewässerumlandes betreffend, bleibt die Hoffnung auf die oben beschriebenen Lerneffekte und die „Evolution der Gewässerrenaturierung“.

Letztendlich kann hinsichtlich der Planung von Renaturierungsmaßnahmen ein Leitspruch formuliert werden, dessen konsequente Anwendung und Umsetzung die Gewässerrenaturierung deutlich weiterbringen würde: **Die Funktion der Maßnahmen hat immer oberste Priorität.**

### 5.2.3 Fachlich fundierte Baubegleitung

Für die Umsetzung von Maßnahmen an Gewässern empfiehlt sich die Bestellung einer ökologischen Baubegleitung bzw. einer gewässerökologischen Bauaufsicht, wie dies zumindest bei größeren Vorhaben in Österreich zumeist bereits gängige Praxis ist – und wie überdies ohnehin gesetzlich vorgesehen. Es muss sich dabei um eine gewässerökologisch fundiert ausgebildete Person handeln, die eng mit der technischen Bauleitung und/oder mit den Bauausführenden vor Ort zusammenarbeitet. Eine sehr gute Handlungsanleitung mit Details zur ökologischen Bauaufsicht findet sich in SIMBENI (2016), eine kostenfrei im Internet verfügbare Publikation.

Die besten Umsetzungsergebnisse zeigen sich aus der Erfahrung in Projekten, in denen es eine intensive Zusammenarbeit und Ablaufabstimmung zwischen den auf der Baustelle tätigen Personen stattfindet. Aber eine gewässerökologische Baubegleitung kann bei entsprechend seriöser Herangehensweise helfen, bestimmte Abläufe im Baugeschehen ökologisch und zeitlich zu optimieren, Kollateralschäden – auch finanzieller Natur - zu verhindern, wie auch unerwünschte Effekte unmittelbar zu erkennen und verhindern oder zumindest zu minimieren.

Aus der eigenen Erfahrung der Autoren hat sich gezeigt, dass aufgrund vieler Unwägbarkeiten und unerwarteter Probleme bei der tatsächlichen Bauausführung, eine kompetente und entscheidungsbefugte Baubegleitung oder –aufsicht einen – wenn nicht DEN - ganz entscheidenden Beitrag zu einer gelungenen Renaturierung liefern kann.

### 5.2.4 Langfristige Funktionalität der Maßnahmen

Das Ziel einer tatsächlich als Renaturierung bezeichnbaren Maßnahmensetzung muss die Herstellung eines dynamisch sich verändernden Systems sein, in dem alle ökologisch und biologisch nötigen Regelkreise und Abläufe wieder selbsttätig funktionieren. Dies bedarf einer äußerst intensiven Auseinandersetzung mit dem zeitlichen Aspekt der Gewässerentwicklung und des Versuches einer realistischen Prognose für die zukünftige Entwicklung. Zwar haben einige generelle Aspekte in jedem Fließgewässer Gültigkeit, letztendlich ist hier aber immer eine gewässerspezifische Beurteilung unter Berücksichtigung zahlreicher anderer, auch gesellschaftlicher Aspekte, etwa der Siedlungstätigkeit im Einzugsgebiet, notwendig.

Gerade unter Berücksichtigung der oben skizzierten, massiven menschlichen Änderungen in Abflussregimen, Sedimenthaushalt, Flora und Fauna aber auch dem Mangel an Totholz als Strukturgeber, wird man auch nicht umhin kommen sich über die langfristige Funktionsfähigkeit der gesetzten Maßnahmen Gedanken zu machen. Diesbezüglich sollten bereits in der Maßnahmenplanung beispielsweise folgende Aspekte behandelt werden:

- Ist ein **Totholzmanagement** flussauf bzw. im Maßnahmenbereich sinnvoll und möglich um langfristig hydraulisch wirksame Strukturen zur Verfügung zu haben?
- Sind ergänzende Maßnahmen bezüglich einer etwaigen **Feinsediment**-Belastung angezeigt? Stellenweise können Sedimentationsflächen Verbesserungen bringen, die gegebenenfalls auch geräumt werden können.
- In manchen Fischregionen können auch die Aktivierung von **lateralen Geschiebeherden** und damit die Initiierung des längerfristigen Nachschubes von größerem Sediment gute Wirkungen vor allem für kiesgebundene Arten zeigen. Auch das regelmäßige, aktive Einbringen von Sohlsubstrat kann hier eine Lösung sein.
- Ausreichend **flexible Festlegung der Erhaltungsverpflichtung**: Eine klassische Problemquelle ist die Tatsache, dass sich ein Fluss aus ökologischer Sicht möglichst dynamisch verändern können soll, während er aus „zivilisatorischen“ Gründen (z.B. Hochwasserschutz, Planbarkeit von Infrastruktur) möglichst stabil bleiben sollte. Gerade im Fall von Renaturierungen sollte die entsprechende wasserrechtliche Bewilligung so flexibel gestaltet bzw. formuliert werden, dass mit der (Wieder-)Herstellung des bescheidgemäßen Zustandes nicht jegliche Entwicklungsdynamik zunichte gemacht wird und das sich entwickelnde Ökosystem wieder in den eigentlich ungewünschten Ursprungszustand zurückversetzt werden muss. Bei einer optimal gelungenen Renaturierung entfällt damit auch der Erhaltungsaufwand ganz oder zumindest weitgehend.
- 

### 5.2.5 Monitoring erleichtert Lernen

Ohne ein umfassendes Monitoring der Wirksamkeit der gesetzten Maßnahmen, können weder begangene Fehler konkret erkannt, noch daraus abgeleitet Verbesserungen für zukünftige Renaturierungen definiert werden. Tatsächlich wird die überwiegende Anzahl der gesetzten Maßnahmen nicht hinsichtlich ihrer ökologischen Wirkung untersucht. Dies gilt übrigens für ganz Europa (KAIL et al. 2015). In aller Regel werden gewässerökologische Aufwertungen nach ästhetischen Gesichtspunkten, quasi optisch bewertet. Aus gewässerökologisch-fachlicher Sicht muss man dazu leider feststellen, dass das menschliche Empfinden für Schönheit leider häufig nicht mit den Ansprüchen der aquatischen Fauna in Einklang steht.

Allerdings darf man dabei nicht vergessen, dass letztendlich sehr viele Maßnahme zur ökologischen Aufwertung einerseits auch eine Verbesserung der Situation für die aquatische Fauna mit sich bringen, zum anderen mit der gefälligen Gestaltung auch die Akzeptanz solcher Projekte durch die Bevölkerung steigt, was wiederum zu weiteren Maßnahmen führen kann. Ein sehr gutes Beispiel dafür ist die Herstellung von Kiesufern und Schotterbänken, die in regulierten Flüssen häufig ein Mangelhabitat darstellen. Diese Strukturen sind für die rheophilen Kieslaicher unter den Fischen sehr wichtig und erfreuen sich auch als Badeplätze bei den Menschen sehr hoher Beliebtheit. Selbst wenn nun Badegäste einen gewissen Stress für die Fischfauna in diesem Bereich bedeuten, so überwiegt sehr oft doch der positive Effekt der Kiesbank. Mit steigender Akzeptanz solcher Projekte entsteht auch eine bessere Möglichkeit, der Bevölkerung die Notwendigkeit zu erklären, sich in diesen sensiblen Bereichen entsprechend etwas vorsichtiger zu verhalten.

Die Methoden für ein gewässerökologisches Monitoring sind weitgehend standardisiert und sollten zur Anwendung kommen um anerkannt zu werden und die Vergleichbarkeit der Datensätze bzw. Ergebnisse zu garantieren. Fokussiert nun ein Monitoring auf die von der WRRL vorgegebenen Zielvorstellungen, so muss bewusst sein, dass die Bewertung mittels der aquatischen Qualitätselemente sehr grobmaschig

ist (KAIL et al. 2015; BOND & LAKE 2003), auf lokaler Ebene stattfindet (Abb. 81) und auch keine zeitliche Skala beinhaltet. Da die Bewertungswerkzeuge für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie für eine viel großskaligere Darstellung der ökologischen Situation unserer Gewässer ausgelegt sind, können sie in der Regel nicht gezielt Effekte von Maßnahmen auf spezialisierte Organismen(gruppen) oder hinsichtlich spezieller Zielsetzungen/Fragestellungen darstellen. Zudem werden diese, als Momentaufnahmen konzipierten Erhebungsmethoden vor allem der dynamischen Komponente und der lateralen Vernetzung eines Gewässers mit seinem Umland nicht gerecht.

Neben den unmittelbar gewässergebundenen Organismen gilt es in einem umfassenden Monitoring auch die Veränderungen in den terrestrischen Bestandteilen der Ökosysteme zu bewerten (z.B. BOND & LAKE 2003; CHOVANEC 2017c). Die zusätzliche Berücksichtigung der Hydromorphologie (siehe Projekt REFORM) und des Sedimenthaushalts in der Bewertung, sagt viel über die Gesamtfunktionsfähigkeit und Langlebigkeit einer Maßnahme aus und ist daher dringend anzuraten (HÖFLER et al. 2016).

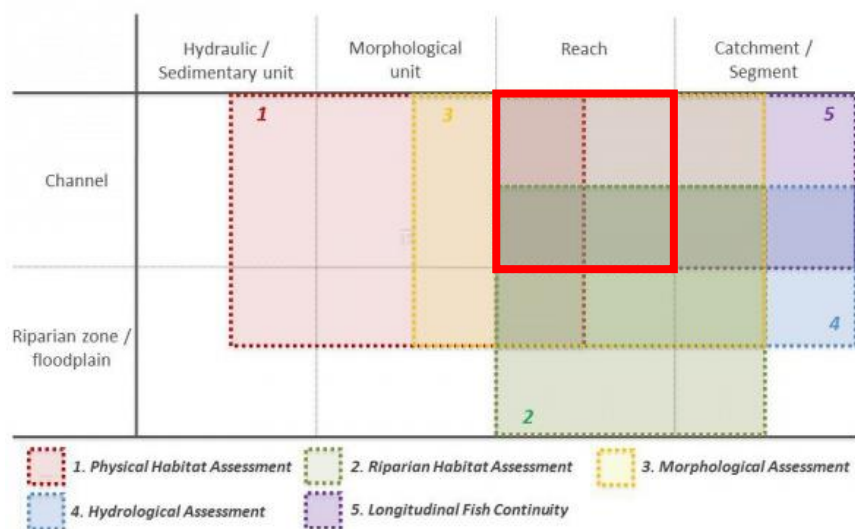


Abb. 81 Räumlicher Kontext, räumliche Skala und die Überlappung der einzelnen identifizierten öko-hydromorphologischen Monitoring Methoden (aus: RINALDI et al. 2013). Rote Abgrenzung...Bereich der aktuell in Österreich zumeist durchgeführten biologischen Monitoringansätze.

Folgende Aspekte sind für ein aussagekräftiges Monitoring entscheidend, sofern sich daraus auch wirklich Lerneffekte ergeben sollen:

- Der Ausgangspunkt jeden Monitorings ist die Formulierung einer **klaren Zielsetzung**: Welche Effekte wollte ich mit meiner Maßnahmensetzung erreichen – und ist dies auch gelungen?
- Erstellen eines fundierten **Monitoringkonzeptes**: dies sollte am besten schon während der Planung erfolgen und eng auf die Maßnahmensetzung abgestimmt sein.
- Eine Kombination aus **Prä- und Postmonitoring**, also der Vergleich der Gewässersituation vor und nach der Maßnahmensetzung liefert die beste Datengrundlage für eine Evaluierung. Wenn lediglich ein Postmonitoring möglich ist, so kann eine Variante auch die Kombination von Referenzstrecken, die im Originalzustand belassen wurden und renaturierten Abschnitten sein. Bei der Auswahl der referenzstrecken ist darauf zu achten, dass diese so zu liegen kommen, dass sie nicht durch eventuelle Ausstrahleffekte beeinflusst sind.
- **Skalenebene und Ausstrahlungswirkung**: Generell sollte darauf geachtet werden, dass bei der Auswahl der Probepunkte solche mit **direktem Maßnahmenbezug** ebenso untersucht werden,

wie **weiter entfernte Habitate** oder Abschnitte, die mögliche Ausstrahleffekte abbilden können. Wichtig ist, die Analyse der Funktionalität der gesetzten Maßnahmen auf verschiedenen Skalenebenen durchzuführen. Beispielsweise ist im Falle der Herstellung von Schotterstrukturen nicht nur deren direkte Nutzung als Reproduktions- und Junfischaufwuchshabitate von Interesse, sondern etwa auch, wie sich dies auf die Populationsstruktur der jeweiligen Art in einem größeren räumlichen Kontext auswirkt. Dies ermöglicht auch die Abschätzung von Ausstrahleffekten in nicht renaturierte Bereiche (DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE E.V. (Hrsg.) 2008)

- Wünschens- und empfehlenswert sind jedenfalls **wiederholte Untersuchungen** (etwa mehrmals im Jahr zur Erfassung saisonaler Aspekte) über **längere Zeiträume**.
- Besonders wichtig ist die Beachtung des **Zeitaspektes** für die Erstellung abgesicherter Daten. Vor allem sollte die Maßnahme ausreichend Zeit gehabt haben, die gewünschte Wirkung zu entfalten, eine zu frühe Untersuchung vor oder in der Etablierungsphase bildet die mittel- bis langfristig sich einstellenden Effekte nicht ab. Eine weitere Gefahr in einem zu frühen Post-Monitoring besteht darin, dass neue Lebensräume zu Beginn besonders intensiv besucht bzw. in Anspruch genommen werden und in dieser Zeit unnatürlich hohe Dichten auftreten (sog. opening-effect), die nach einer gewissen Entwicklungsdauer wieder abnehmen. Bei der Interpretation der Daten muss auch die natürliche Dynamik von Populationen berücksichtigt werden um nicht voreilige Schlüsse auf Auswirkungen von Maßnahmensetzungen zu ziehen.
- Bei der Analyse zeitlicher und räumlicher Vergleiche - speziell der Fischfauna - hat sich gezeigt, dass zur Erfolgskontrolle **Zeitreihen** zumeist besser geeignet sind als Streckenvergleiche (HÖFLER et al. 2016).
- Vorsicht ist geboten, bei **Analogieschlüssen**. Verschiedene Gewässersysteme sind in aller Regel nicht miteinander vergleichbar, auch wenn sie ein gleiches oder sehr ähnliches Leitbild aufweisen, weil viele weitere Umwelt-Rahmenparameter einen großen Einfluss auf die jeweilige Gewässersituation haben
- Richtige Auswahl der **Zielorganismen**: Die sehr mobile Fischfauna etwa, ist gut geeignet um Änderungen über die Zeit und Ausstrahleffekte abzubilden, verfügt aber bei reinen Standortvergleichen über eine geringere Aussagekraft. Die Makrozoobenthos-Gemeinschaft ist bei Standortvergleichen wesentlich aussagekräftiger, da sie die hohe Arten-Diversität kleinräumige Unterschiede oder auch die Substrat-Diversität sehr gut abbildet. Die Auswahl der Zielorganismen(gruppen) und die Ergebnisinterpretation, vor allem der Analogieschluss auf andere Gruppen oder Arten, müssen mit sehr viel Überblick und Vorsicht erfolgen.
- **Gesamtbewertung vs. Detailliergebisse**: Es ist wichtig die Ergebnisse der Einzelindizes detailliert zu analysieren, sowohl um Verbesserungen wie auch Verschlechterungen richtig interpretieren zu können. Auch wenn es zu keinem Klassensprung in der Gesamtbewertung des ökologischen Zustandes kommt, können Verbesserungen ersichtlich werden. Die Datenanalyse sollte sich auf jene Details richten, die Informationen hinsichtlich der Erreichung der Zielsetzung ermöglichen. Dazu ist die Betrachtung der Situation einzelner Arten ebenso wichtig, wie die Bearbeitung funktioneller Einheiten oder Gruppen (etwa die kieslaichenden Fischarten). Generell sollten bei Gewässerrenaturierungen alle im Gebiet vorkommenden Arten, die in der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Rat der Europäischen Gemeinschaften 1992) gelistet sind, als Zielarten behandelt und detailliert untersucht werden.
- Neben dem Vergleich der unmittelbar erhobenen Daten ist die begleitende und vergleichende **Analyse der Umweltbedingungen** im System wichtig. So können Änderungen in der Abiotik und in großskaligen Rahmenbedingungen, etwa die generelle Nährstoffsituation oder eine ungewöhnliche Hochwassersituation größere Auswirkungen haben, als die Renaturierung

selbst. Auch mögliche Änderungen in den biologischen Wechselwirkungen müssen in ihrer Wirkung auf die Ergebnisse analytisch betrachtet werden. Solche Änderungen können in Fließgewässern beispielsweise auf der Ebene des Räuber-Beute-Verhältnisses als Folge von Fischbesatz oder des plötzlichen Auftretens hoher Zahlen von Fischfressern entstehen.

- **Ausdehnung des Monitorings auf das Gewässerumland:** So, wie schon beim Kapitel Planung angemerkt, sollte auch das Monitoring nicht nur im Flussschlauch stattfinden, sondern unbedingt auf das Gewässerumland und vor allem die Fluss-Umland-Vernetzung ausgedehnt werden. Auch hier gilt es, die richtigen Zielorganismen zu definieren und die richtige Fragestellung zu definieren. So sind je nach Bioregion und/oder Fließgewässerregion unterschiedliche, im Gewässersystem vorkommende, semiterrestrische oder auch terrestrische Tier- und Pflanzengruppen von Relevanz, etwa die in vorliegendem Bericht intensiv beschriebenen Libellen oder auch Laufkäfer. Je größer das Gewässer und je weiter flussabwärts in der Fischregion, desto mehr spielt die Interaktion des Flusses mit der Aue eine Rolle. Eine angestrebte Auensukzession etwa, kann nur mittels langjährigem Monitoring evaluiert werden.
- Nicht zuletzt ist für ein umfangreiches Monitoringprogramm auch zu empfehlen, **sozio-ökonomische Aspekte** von Gewässerrenaturierungen zu erfassen, da diese die Möglichkeit bieten, die gesetzten Maßnahmen in einen, dem ökologischen Laien besser verständlichen Werte-Kontext zu setzen. Auch monetär bewertbare und darstellbare Ökosystemleistungen ermöglichen einen besseren Vergleich hinsichtlich Kosten-Nutzen-Bilanz und des gesellschaftlichen „Wertes“ von Renaturierungen. Die Berücksichtigung etwa der Erholungsfunktion intakter Gewässer für den Menschen, aber auch zahlreiche andere Ökosystemleistungen (Trinkwassersicherheit, etc.) bringt eine hohe Akzeptanz solcher Projekte in der Bevölkerung, verbessert das Verständnis für intakte Ökosysteme und erleichtert letztlich auch Grunderwerb, vorübergehende Flächenbeanspruchungen und vieles mehr.

Grundsätzlich sollte ein Monitoringprozess nicht mit der Ergebnisdokumentation enden. Vielmehr sollten aus den Ergebnissen Schlüsse gezogen werden, die Maßnahmen nötigenfalls adaptiert und neuerlich untersucht werden. Dieser schrittweise Ablauf von Monitoring, Defizitanalyse und Nachbesserungen ist die einzige seriöse Möglichkeit, so lange an Maßnahmen zu arbeiten, bis sie gewünschte Effekte erzielen.

Wichtig ist die Verbreitung der Ergebnisse im Fachkreis und die Aufbereitung und Kommunikation für Laien. Letzteres trägt wesentlich zur Akzeptanz der gesetzten, und zukünftiger Maßnahmen bei.

Zudem bietet dieser Vorgang die Möglichkeit, aus Fehlern zu lernen und Wissen zu generieren. Die gemeinsame, kritische Diskussion von Fehlern ist letztendlich die unverzichtbare Grundlage für Lernen. Leider hat das Eingestehen von Fehlern oder falschen Einschätzungen in unserer Gesellschaft keine Tradition mehr. Dies lässt sich auch an der äußerst überschaubaren Menge internationaler Publikationen mit selbstkritischem Inhalt ablesen. Mit der Intensität der Beschäftigung mit der Thematik und steigender Erfahrung sollte es auch zunehmend gelingen, schon von Beginn an immer bessere und vor allem die richtigen Maßnahmen auswählen und planen zu können.

## 6 Resümee

Die identifizierten Erfolgsfaktoren am Weg von technisch komplett überprägten Gewässern hin zu ökologisch aufgewerteten – im besten Fall renaturierten - Gewässern sind in Abb. 82 nochmals zusammenfassend dargestellt.

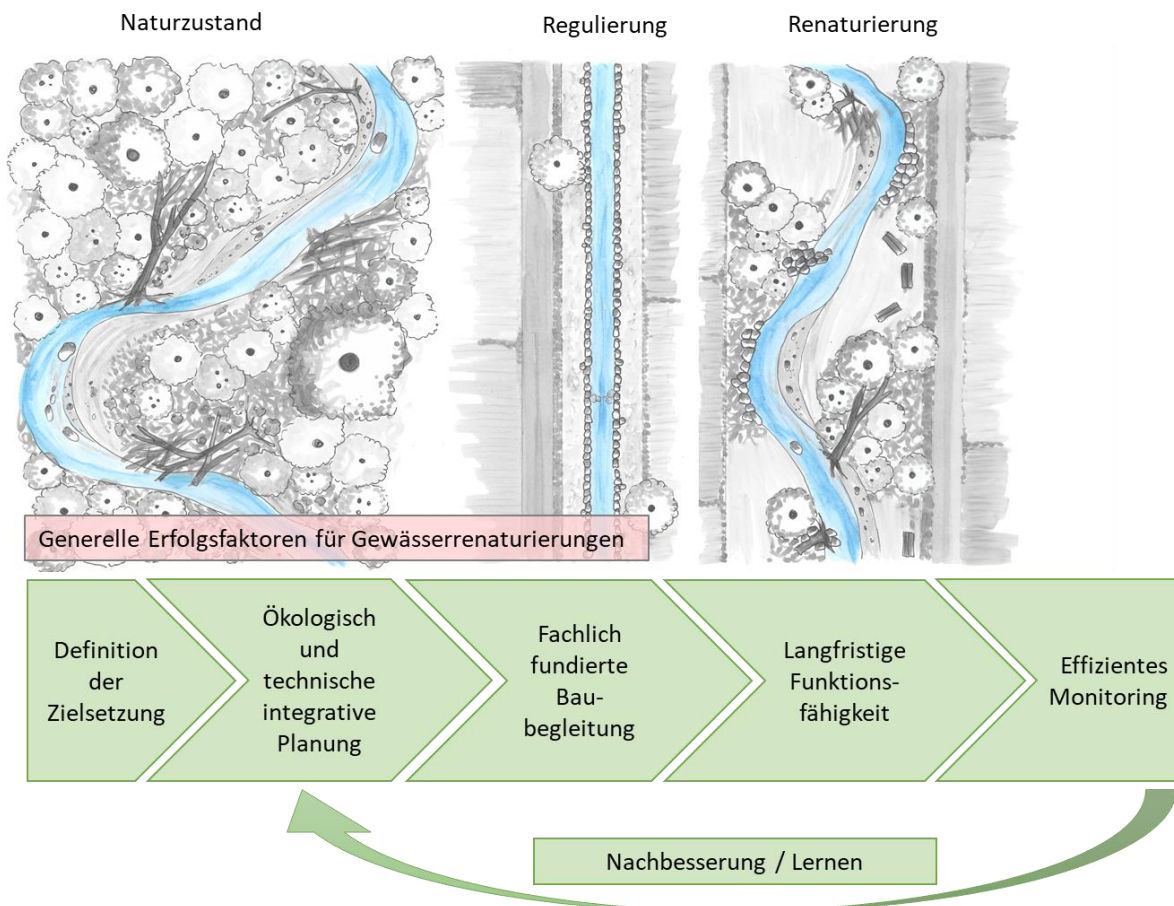


Abb. 82 Zusammenfassung der identifizierten Erfolgsfaktoren.

Resümierend kann festgehalten werden, dass diese Schlussfolgerungen keine grundlegenden neuen Erkenntnisse beinhalten, sondern die Autoren im Einklang mit der internationalen Literatur stehen. Die in Oberösterreich umgesetzten Maßnahmen weisen die, ebenfalls - zumindest in ganz Europa - immer wieder auftretenden Defizite und Probleme auf und sind dementsprechend mehr oder weniger ökologisch hochwertig – in der überwiegenden Zahl der Fälle aber nur eingeschränkt anhand von Analogieschlüssen von anderen Maßnahmen oder anderen Gewässern beurteilbar, weil kein Monitoring gemacht wurde.

Zukünftig gilt es im Sinne einer möglichst erfolgreichen Maßnahnumsetzung, die Fließgewässer als Gesamtsysteme verstehen zu lernen und dem entsprechend die Planung und Umsetzung möglichst leitbildkonform auszurichten und auf diese Weise letztendlich Fließgewässer tatsächlich zu renaturieren. Wo dies wegen eingeschränkter Rahmenbedingungen nicht möglich ist, sollten die Habitatvielfalt, die bestmögliche Umlandanbindung und eine Gestaltung, die dynamische Prozesse

ermöglicht oder gar initiiert, im Vordergrund stehen. Besondere Beachtung erfordert die gewässerökologische Funktionalität geschaffener oder initiiertes Strukturen. Dabei spielt eine ausreichend großzügige Dimensionierung eine große Rolle da diese Initialmaßnahmen die Voraussetzung für die langfristige Eigenentwicklung der Bäche und Flüsse schaffen. Eine besondere Herausforderung wird in der Zukunft, den Sedimenthaushalt der Gewässer wieder näher dem Naturzustand zu bringen

Hinsichtlich der Erfolgskontrolle ist im Hinblick auf das Gesamtsystem Gewässer inklusive Umland ein standardisierter integrativer mittel- bis langfristiger Monitoringansatz aus Hydromorphologie (inkl. Sediment) und aquatischer sowie terrestrischer Ökologie erstrebenswert. Sollten die Monitoringergebnisse nicht die erhofften Effekte dokumentieren, so sind Nachbesserungsarbeiten – wenn irgend möglich sogar mehrere Adaptierungsschleifen aus Nachbesserung und Monitoring – dringend anzuraten. Dies ist vor allem deswegen von eminenter Bedeutung, weil schon kleine Fehler zu Flaschenhalseffekten führen können, die die Erreichung der gesteckten Ziele langfristig verhindern oder zumindest verzögern können.

Werden zukünftig Gewässerrenaturierungen unter Berücksichtigung der entscheidenden Punkte geplant und durchgeführt, so können Techniker und Ökologen – den nötigen Willen und Weitblick vorausgesetzt - **gemeinsam lernen**, wie Fließgewässer funktionieren und worauf es bei Renaturierungen tatsächlich ankommt. Letztendlich besteht dann auch berechtigte Hoffnung, dass sich wieder mehr intakte Gewässerlebensräume entwickeln und damit nicht nur die Zielerreichung nach Wasserrahmenrichtlinie langfristig und dauerhaft gelingt, sondern auch die Bevölkerung den Mehrwert intakter Fließgewässerräume nutzen kann.

## 7 Literatur

- AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG (Hrsg.) (2007): Renaturierung der Mattig-Mündungsstrecke in Braunau. – Broschüre der Abteilung Wasserwirtschaft, Linz, 22 S.
- ANGELOPOULOS, N. V., I. G. COWX & A. D. BUIJSE (2017): Integrated planning framework for successful river restoration projects: Upscaling lessons learnt from European case studies. – *Environmental Science and Policy* 76, S. 12 – 22.
- AYRES, A., H. GERDES, B. GOELLER, M. LAGO, M. CATALINAS, A. G. CANTON, R. BROUWER, O. SHEREMET, J. VERMAAT, N. ANGELOPOULOS & I. COWX (2014): Inventory of river restoration measures: effects, costs and benefits. - REFORM – REstoring rivers FOR effective catchment Management. Deliverable 1.4, 96 S.
- BART, U. & C. GUMPINGER (2007): Morphologischer Vergleich natürlicher und anthropogen veränderter Gewässerabschnitte im Krems-System. – Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Abt. Wasserwirtschaft/Gewässerschutz, Wels, 83 S. + Karten.
- BART, U. & C. GUMPINGER (2011): Hochwasserschutz Krems Nöstlbach und Weißenberg. Modul A: Begleitende Untersuchung zur Veränderung des ökologischen Zustandes infolge der Umsetzung des Hochwasserschutzprojektes. TEIL 1a: Ist-Zustandserhebung 2010 in der Krems. – Bericht im Auftrag des Wasserverbandes Unteres Kremstal, Wels, 52 S.
- BAUMANN, F. (1951): Vom älteren Flußbau in Österreich. – Schriftenreihe des Österreichischen Wasserwirtschaftsverbandes, Heft 20, Springer-Verlag, Wien.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (LfU) (2017). Merkblatt Nr. 5.1/4 (Stand: Januar 2017) Umsetzungskonzepte (UK). Augsburg. 22 S. + Anhang.
- BEECHIE T., G. PESS, P., RONI & G. GIANNICO (2008). Setting River Restoration Priorities: A Review of Approaches and a General Protocol for Identifying and Prioritizing Actions. - *North American Journal of Fisheries Management*, 28:3, 891-905, DOI: 10.1577/M06-174.1.
- BOND, N.R. & P. S. LAKE (2003). Local habitat restoration in streams: Constraints on the effectiveness of restoration for stream biota. - *Ecological Management & Restoration* Vol 4 No 3 December 2003: S.193-198.
- BOUDOT, J.-P. & V. J. KALKMAN (Hrsg.) (2015): Atlas of the European dragonflies and damselflies. – KNNV publishing, the Netherlands, 381 S.
- BOULEAU, G. & D. PONT (2015). Did You Say Reference Conditions? Ecological and Socio-economic Perspectives on the European Water Framework Directive. *Environmental Science and Policy*, Elsevier, 2015, 47, pp.32-41. DOI:10.1016/j.envsci.2014.10.012.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (BMLFUW) (Hrsg.) (2010): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009. Wien. 225 S.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.)(2015) Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung von Fließgewässern. Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (BMLFUW) (Hrsg.) (2017): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2015. Wien. 356 S.
- CASSON, L. (1995): Ships and seamanship in the ancient world. JHU Press, 370 S. + Appendix.



CHOVANEC, A. & Y. SPIRA (2016): Bewertung der Renaturierungsmaßnahmen in den Unterläufen und Mündungsbereichen von Leitenbach und Sandbach sowie an der Aschach (Oberösterreich) aus libellenkundlicher Sicht (Insecta: Odonata). – Beiträge zur Entomofaunistik 17, 1 - 29.

CHOVANEC, A. (2013): Bewertung der Renaturierungsmaßnahmen an der Krems (OÖ) im Bereich Ansfelden / Oberaudorf aus libellenkundlicher Sicht. – Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz, 51 S.

CHOVANEC, A. (2014): Libellen als Indikatoren für den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern am Beispiel der Krems im Bereich Ansfelden / Oberaudorf. – ÖKO-L 36/2, 17 - 26.

CHOVANEC, A. (2015): Bewertung der Renaturierungsmaßnahmen in den Mündungsbereichen von Leitenbach und Sandbach sowie an der Aschach (Oberösterreich) aus libellenkundlicher Sicht. – Amt Oberösterreichischen Landesregierung, Linz, 73 S.

CHOVANEC, A. (2016): Libellenkundliche Untersuchungen an der restrukturierten Pram (Riedau / Zell) und an der regulierten Trattnach (Schlüsselberg) in Oberösterreich im Jahr 2016. – Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz, 67 S.

CHOVANEC, A. (2017a). Sanierung morphologischer Defizite und Anlage flussbegleitender Kleingewässer – Erfolgskontrolle gewässerökologisch wirksamer Maßnahmen an der Pram (Oberösterreich) durch den Einsatz von Libellen (Odonata) als Bioindikatoren. – Beiträge zur Entomofaunistik 18, 13 - 37.

CHOVANEC, A. (2017b): Libellenkundliche Untersuchungen an Waldzeller / Mühlheimer Ache sowie am Gurtenbach (Oberösterreich) im Jahr 2017. - Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz, 63 S.

CHOVANEC, A. (2017c): Naturnahe Retentionsräume im niederösterreichischen Flachland als Lebensraum einer flusstypspezifischen Libellenfauna (Insecta: Odonata). – Entomologica Austriaca 24, 27 - 48.

CHOVANEC, A. (2018): Comparing and evaluating the dragonfly fauna (Odonata) of regulated and rehabilitated stretches of the fourth order metarhithron Gurtenbach (Upper Austria). - International Journal of Odonatology, DOI: 10.1080/13887890.2017.1409665.

CHOVANEC, A., J. WARINGER, R. WIMMER & M. SCHINDLER (2014): Dragonfly Association Index – Bewertung der Morphologie von Fließgewässern der Bioregion Östliche Flach- und Hügelländer durch libellenkundliche Untersuchungen. – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 39 S.

CSAR, D., C. SCHEDER & C. GUMPINGER (2011): Renaturierung Leitenbach und Sandbach; Modul 2a: Biologisches Monitoring - Ist-Zustand. Wels.

DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (DRL, Herausgeber)(2008). Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. In: Heft Nr. 81 der Schriftenreihe des Deutscher Rates für Landschaftspflege. S. 5 - 20.

DEUTSCH-ÖSTERREICHISCH-UNGARISCHER VERBAND FÜR BINNENSCHIFFFAHRT (1909): Die Donau in Oberösterreich. Geschichtliche Darstellung der Regulierungsarbeiten zur Ausbildung ihrer Fahrrinne. – Verbandsschriften XLIII, Verlag A. Troschel.

EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (2000). Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Brüssel.

FRIEDRICH, T., C. SCHEDER, U. BART & C. GUMPINGER (2013): Gewässerökologisches Monitoring von Habitatverbesserungsmaßnahmen im Unterlauf der Krems - Evaluierung der

Restrukturierungsmaßnahmen im Bereich Ritzlhof und Oberaudorf anhand der Fisch- und Makrozoobenthosgesellschaften. – i.A. des Amtes der Oö. Landesregierung, Abt. Oberflächengewässerswirtschaft, Wels., 73 S.

GEIST, J. & J. PANDER (2018): Leitlinien einer erfolgreichen Gewässerrestaurierung. – ANLiegen Natur 40 (1), online preview, 4 S.

GRAF, W., P. LEITNER, I. HANETSEDER, L. D. ITTNER, F., DOSSI & C. HAUER (2016). Ecological degradation of a meandering river by local channelization effects: a case study in an Austrian lowland river. - *Hydrobiologia*, 772(1): 145 - 160.

GUMPINGER, C., K. BERG & S. HÖFLER (2009): Untersuchungen zum Temperaturregime der Trattnach (OÖ.). Jahresbericht über das erste Untersuchungsjahr 1. März 2008 bis 28. Februar 2009. – Im Auftrag des Fischereireviere Innbach, 82 S. + Anhang.

GUMPINGER, C. & S. SILIGATO (2006): Wehrkataster der Antiesen und ihrer Zuflüsse. – Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Abt. Wasserwirtschaft/Gewässerschutz, 2 Bände, Wels, zus. 705 S.

HABERSACK, H., C. HAUER, B. SCHÖBER, E. DISTER, I. QUICK, O. HARMS, M. WINTZ, E. PIQUETTE & M. DÖPKE (2008): CRUE Research Report No I-3: Flood risk reduction by PReserving and restOring river Floodplains (PRO\_Floodplain). Vienna, Rastatt, Strasbourg.

HABERSACK, H., G. KRAPESCH, E. JÄGER, C. HAUER, H. CHRISTOPH, M. HENGL, G. BREITENBAUMER, N. KREINZ & B. WAGNER (2009): FLOODRISK II - Vertiefung und Vernetzung zukunftsweisender Umsetzungsstrategien zum integrierten Hochwasserschutz, Workpackage 2 – Geomorphologie. TP2.1.1 – Darstellung der Auswirkungen von Änderungen im Feststoffhaushalt und der Flussmorphologie auf den Hochwasserabfluss und das Schadensbild; TP2.1.2 – Analyse des Feststoffhaushaltes und der Flussmorphologie ausgewählter Fließgewässer Österreichs in Verbindung mit Hochwasser. Wien.

HAIĐVOGL, G., S. HOHENSINNER & S. PREIS (2011): Rekonstruktion historischer Flusslandschaften als Grundlage im Gewässermanagement – Potential und Limits. in Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft Okt 2011. doi: 10.1007/s00506-011-0335-1.

HARTL, T. (2009): Flüsse als Transportwege. in: Egger, G., K. Michor, S. Muhar & B. Bednar (Hrsg.): Flüsse in Österreich – Lebensadern für Mensch, Natur und Wirtschaft.

HAUER, C., S. HÖFLER, F. DOSSI, P. FLÖDL, G. GRAF, W. GRAF, D. GSTÖTTENMAYR, C. GUMPINGER, J. HOLZINGER, T. HUBER, B. JANECEK, A. KLOIBMÜLLER, P. LEITNER, P. LICHTNEGER, T. MAYER, F. OTTNER, D. RIECHL, F. SPORKA, B. WAGNER & H. HABERSACK (2015): Feststoffmanagement im Mühlviertel und im Bayerischen Wald. Endbericht. Studie im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, gefördert durch das BMLFUW und das Interreg Programm Bayern – Österreich 2007 - 2013. Wien, 391 S. + Anhang.

HEIN, T., W. RECKENDORFER, J. H. THORP & F. SCHIEMER (2005): The role of slackwater areas for biogeochemical processes in rehabilitated river corridors: examples from the Danube. *Large Rivers Vol. 15*, No. 1-4. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 155/1-4: 425-442.

HÖFLER, S. (2010): Definition und Sicherung des Raumbedarfs von Fließgewässern. - Masterarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.

HÖFLER, S. & C. GUMPINGER (2014): Erhebung der Feinsedimentbelastung in oberösterreichischen Alpenvorland-Gewässern - Inklusive Literaturstudie zum Thema Feinsediment in Gewässerökosystemen. - Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Oberflächengewässerswirtschaft, Wels, 106 S. + Anhang.

- HÖFLER, S., C. GUMPINGER & C. HAUER (2016): Ökologische Maßnahmen an kleinen und mittelgroßen Fließgewässern: Auswirkungen auf die Qualitätselemente der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie und Grenzen der Wirksamkeit – unter besonderer Berücksichtigung der Feinsedimentproblematik. – Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft, DOI 10.1007/s00506-016-0351-2.
- HOHENSINNER, S., H. HABERSACK, M. JUNGWIRTH & G. ZAUNER (2003): Reconstruction of the characteristics of a natural alluvial river–floodplain system and hydromorphological changes following human modifications: the Danube River (1812–1991). in: *River Res. Applic.*, 20: 25–41. doi:10.1002/rra.719.
- HOLZINGER, W. E., A. CHOVANEC & J. WARINGER (2015): Odonata (Insecta). – Biosystematics and Ecology Series No. 31. Checklisten der Fauna Österreichs, No. 8. Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, 27 - 54.
- HUBER, K. (2014): Libellen im Machland. – ÖKO·L 36 (2), 13 - 16.
- JUNGWIRTH, M., G. HAIDVOGEL, O. MOOG, S. MUHAR & S. SCHMUTZ (2003). Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Vienna.
- KAIL, J., K. BRABEC, M. POPPE & K. JANUSCHKE (2015): The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes: A meta-analysis. – *Ecological Indicators* 58, 311 – 321.
- KLAUER, B., J. SCHILLER & F. BATHE (2014): Cost-Effective Improvement of River Morphology – Helmholtz Center for Environmental Research – UFZ – Discussion Papers No. 9/2014. – 14 S.
- LAISTER, G. (2001): Wieder vital? - Libellenbestand 7 Jahre nach der Renaturierung. – ÖKO·L 23 (2), 3 - 10.
- LAISTER, G. (2017): Öfter mal was Neues – Saphirauge (*Erythromma lindenii*) neu für das Linzer Stadtgebiet. – ÖKO·L 39 (2), 23 - 24.
- LAMMERSEN, R., H. ENGEL, W. VAN DE LANGEMHEEN & H. BUITEVELD (2002): Impact of river training and retention measures on flood peaks along the Rhine. in: *Journal of Hydrology* 267(1-2):115-124. DOI10.1016/S0022-1694(02)00144-0.
- LEOPOLD, L. B. (2005): A view of the river. Harvard University Press. Cambridge, London. 1st Paperback edition. Originalausgabe 1994.
- LUMESBERGER-LOISL, F., C. SCHEDER, K. BERG & C. GUMPINGER (2015): Evaluierung der Renaturierungsmaßnahmen im Unterlauf der Naarn. - Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft / Gewässerschutz, Wels, 90 S.
- MELICHAR, P., E. LANGTHALER & S. EMINGER (Hrsg.) (2008): Wirtschaft. – Niederösterreich im 20. Jahrhundert, Band 2, Böhlau-Verlag Wien, Köln, Weimar.
- MUHAR, S. (1994): Stellung und Funktion des Leitbildes im Rahmen von Gewässerbetreuungskonzepten. – Wiener Mitteilungen, Band 120, 135 – 158.
- OERTLI, B. (2008): The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. In: Córdoba-Aguilar, A. (ed.): *Dragonflies and Damselflies. Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research.* – Oxford University Press, New York, 79 - 95.
- PALMER, M. A., E.S. BERNHARDT, J. D. ALLEN, P. S. LAKE, G. ALEXANDER, S. BROOKS, J. CARR, S. CLAYTON, C. N. DAHM, J. FOLLSTAD SHAH, D. L. GALAT, S. G. LOSS, P. GOODWIN, D. D. HART, B. HASSETT, R. JENKINSON, G. M. KONDOLF, R.

- LAVE, J. L. MEYER, T. K. O`DONNELL, L. PAGANO & E. SUDDUTH (2005): Standards for ecologically successful river restoration. in: *Journal of Applied Ecology* 42, 208 – 217.
- PAPLHAM, H. et al. (1976): *Wasserbau im Kremstal*. – Amt der oö. Landesregierung, Landesbaudirektion, Schriftenreihe 1976, Linz.
- PRINZ, A. (1968): *Naarn-Regulierung: Festschrift anlässlich der Spatenstichfeier am 20. April 1968*. – Bundeswasserverwaltung und Amt der OÖ. Landesregierung (Hrsg.), Verlag Trauner, 58 S.
- RAAB, R. (2006): *Rote Liste der Libellen Österreichs*. – In: Raab, R., A. Chovanec & J. Pennerstorfer: *Libellen Österreichs*. Umweltbundesamt, Wien; Springer, Wien, New York, 325 - 334.
- RAAB, R., A. CHOVANEC & J. PENNERSTORFER (2006): *Libellen Österreichs*. – Umweltbundesamt, Wien; Springer, Wien, New York, 345 S.
- RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1992): *FFH-Richtlinie - Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen*: 1-12.
- REMSBURG, A. J., A. C. OLSON & M. J. SAMWAYS (2008): Shade alone reduces adult dragonfly (Odonata: Libellulidae) abundance. – *Journal of Insect Behaviour* 21, 460 - 468.
- REPUBLIK ÖSTERREICH (1959). *Wasserrechtsgesetz 1959*. BGBl. I Nr. 215/1959 zuletzt geändert durch das BGBl. I Nr. 54/2014.
- RINALDI, M., B. BELLETTI, W. VAN DE BUND, W. BERTOLDI, A. GURNELL T. BUIJSE & E. MOSSELMAN (2013): Review on eco-hydromorphological methods. D1.1 Projekt REFORM - REstoring rivers FOR effective catchment Management. 202 S.
- ROYALL, D. & L. KENNEDY (2016): Historical erosion and sedimentation in two small watersheds of the southern Blue Ridge Mountains, North Carolina, USA. *Catena* 143: 174 - 186. doi:10.1016/j.catena.2016.03.020
- SCHEDER, C., D. CSAR & C. GUMPINGER (2016): *Renaturierung Leitenbach, Sandbach und Aschach - Biologisches Gesamt-Monitoring. Ergebnisdarstellung der Untersuchungen 2015 und Synthesebericht über alle bisherigen Erhebungen im Projektgebiet*. - Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft / Gewässerschutz, Wels, 154 S.
- SCHEDER, C., FRIEDRICH T., CSAR D. & GUMPINGER C. (2014): *Renaturierung Leitenbach; Modul 2b: Biologisches Monitoring –Nachuntersuchung*. - Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. Oberflächengewässerwirtschaft / Gewässerschutz, Wels, 113 S.
- SCHEDER, C., S. FUCHSHUBER & C. GUMPINGER (2010): *Kandlbach-Unterlauf – Evaluierung der Fischfauna und der Makrozoobenthosgemeinschaften nach Restrukturierung durch die WLW*. – Im Auftrag der Wildbach- und Lawinverbauung, Gebietsbauleitung Attergau und Innviertel, Wels, 63 S.
- SCHEDER, C. & C. GUMPINGER (2007): *Endbericht zur Funktionsüberprüfung der Organismenwanderhilfe der Firma SMURFIT KAPPA NETTINGSDORF*. – Bericht im Auftrag der SMURFIT KAPPA NETTINGSDORF, Wels, 23 S.
- SCHIEMER, F. & M. ZALEWSKI (1992): The importance of riparian ecotones for diversity and productivity of riverine fish communities. *Netherlands Journal of Zoology* 42: 323 - 335.

- SCHWARZ, M., M. SCHWARZ-WAUBKE & G. LAISTER (2007): Die Grüne Keiljungfer [*Ophiogomphus cecilia* (Fourcroy 1785)] (Odonata, Gomphidae) in den Europaschutzgebieten Waldaist-Naarn, Malsch, Tal der Kleinen Gusen, Böhmerwald und Mühltäler (Österreich, Oberösterreich). – Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs 17, 257 - 279.
- SILIGATO, S, C. SCHEDER & C. GUMPINGER (2007): Bewertung des fischökologischen Zustandes der Antiesen und Grundlagen zur Erstellung einer Entscheidungsmatrix für Sanierungsmaßnahmen. - Im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft/Gewässerschutz, Wels, 95 S.
- SILVA, D.P., P. DE MARCO & D.C. RESENDE (2010): Adult odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity: a case study. – Ecological Indicators 10, 744 - 752.
- SIMBENI, R. (2016): Handbuch zur Durchführung der ökologischen Bauaufsicht und ökologischen Baubegleitung bei Bauvorhaben in und an Fließgewässern. Im Auftrag der steiermärkischen Umweltanwältin Ute Pöllinger.
- STANFORD, J. A., J. V. WARD, W. J. LISS, C. A. FRISSELL, R. N. WILLIAMS, J. A. LICHTOWICH & C. C. COUTANT (1996): A General Protocol for Restoration of Regulated Rivers. US Department of Energy Publications. Paper 43. - Regulated Rivers: Research & Management, Vol. 12: 391 - 413.
- SUDING, K. N., K. L. GROSS & G. R. HOUSEMAN (2004): Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. - Trends in Ecology and Evolution 19 (1): S. 46 - 53.
- VANNOTE, R. L., G. W. MINSHALL, K. W. CUMMINS., J. R. SEDELL & C. E. CUSHING (1980). The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37: S. 130 - 137.
- WARD, J. V. & J. A. STANFORD (1983): The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: Fontain TD, Bartell SM, editors. Dynamic of Lotic Ecosystems. Ann. Arbor. Science: S. 29 - 42.
- WARD, J. V. & J. A. STANFORD (1995): Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. Regulated Rivers: Research and Management 11: 105-119.
- WATERS, T. F. (1995): Sediment in Streams: Sources, Biological Effects, and Control. - American Fisheries Society.
- WILDERMUTH, H. & A. MARTENS (2014): Taschenlexikon der Libellen Europas. – Quelle & Meyer, Wiebelsheim, 824 S.
- WILDERMUTH, H. & D. KÜRY (2009): Libellen schützen, Libellen fördern. Leitfaden für die Naturschutzpraxis. – Beiträge zum Naturschutz in der Schweiz 31, Basel, 88 S.
- WIMMER, R. & H. WINTERSBERGER (2009): Feintypisierung Oberösterreichischer Gewässer. – Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz, DVD.
- WINIWARTER, V., G. HAIDVOGL, S. HOHENSINNER, F. HAUER & M. BÜRKNER (2016): The long-term evolution of urban waters and their nineteenth century transformation in European cities. A comparative environmental history. In: Water History, 8(3):209-233.
- WOOD, P.J. & P.D. ARMITAGE (1997): Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment. - in: Environmental Management Vol. 21, No 2, S. 203-217.
- ZAUNER, G., C. RATSCHAN & M. JUNG (2015): Gewässerökologisches Monitoring von Revitalisierungsprojekten in Oberösterreich (Vöckla, Ache, Gurten). – Im Auftrag Amt d. OÖ.

Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. Oberflächengewässerwirtschaft, Engelhartzell, 86 S.

ZAUNER, G., M. JUNG, C. RATSCHAN & M. MÜHLBAUER (2016): Ökologische Sanierung von Fließstrecken und Stauhaltungen der österreichischen Donau – auf dem Weg zur Zielerreichung nach Wasserrahmenrichtlinie. - Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, DOI 10.1007/s00506-016-0348-x.

ZAUNER, G., M. JUNG, C. RATSCHAN & W. LAUBER (2013): Fischökologische Untersuchungen am Unterlauf der Mattig. Migrationsbewegungen aus dem Inn, Besiedelung der renaturierten Strecke und Durchgängigkeit der Rampenbauwerke am ehemaligen Höfterwehr. – Bericht im Auftrag des Amtes der OÖ Landesregierung, Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft, Gewässerschutz sowie des Gewässerbezirkes Braunau am Inn, Engelhartzell, 90 S.

ZAUNER, G., M. JUNG, W. LAUBER, M. MÜHLBAUER & C. RATSCHAN (2017): Dynamischer Umgehungsarm Donaukraftwerk Ottensheim-Wilhering – Durchgängigkeit und Lebensraum. – Wasserwirtschaft 12, S.51-57.