

ÖSTERREICH'S FISCHEREI



69. Jahrgang | Heft 11/12 | November/Dezember 2016



Zeitschrift des Österreichischen
Fischereiverbandes

Hochwasserretention durch Renaturierung des Großen Kößlbachs – ein Resümee 12 Jahre nach Umsetzung

C. RATSCHAN & G. ZAUNER

ezb-TB Zauner GmbH | Marktstr. 35, 4090 Engelhartzell | ratschan@ezb-fluss.at

Ausgangslage

Der Oberlauf des Großen Kößlbachs liegt im Gemeindegebiet von Engelhartzell und St. Roman im oberösterreichischen Bezirk Schärding. Er entwässert auf einer Seehöhe von ca. 700 m das so genannte »Simlinger Becken« zwischen Haugstein und Feichtberg, den beiden höchsten Erhebungen des Sauwaldes. Der Große Kößlbach schlängelte sich ursprünglich hier mit einem mäandrierenden Lauf durch die Landschaft (*Abbildung 1*). Der Talkessel und die angrenzenden flachen Geländekuppen wiesen ursprünglich Nieder- und Hochmoorcharakter auf (Grims, 2008).

Aufgrund des ausgeglichenen Wasserhaushalts war der Große Kößlbach ursprünglich fast bis zur Quelle durch Fische besiedelt. Auf den ausgedehnten Muschelbänken lebten tausende Perlmuscheln. Ein Gebietskenner gibt an, dass die Muscheln noch in den 1960er Jahren so häufig waren, dass sie mit Schubkarren als Futter in die Schweineställe gebracht wurden. Das charakteristische Geräusch, das beim Zermalmen der Schalen durch die Schweine entsteht, hat sich als Kindheitserinnerung eingepreßt.



Abb. 1: Laufform des Großen Kößlbachs im Simlinger Becken vor Errichtung der Großdrainage bzw. Regulierung.

In den späten 1960er Jahren wurde das Simlinger Becken im Zuge einer Großdrainagierung trocken gelegt. Der Kößlbach wurde in einen linearisierten, mit Steinen ausgepflasterten Lauf fixiert, das Moor verschwand bis auf einen winzigen Rest und die Perlmuschel starb aus.

Der Große Kößlbach weist im Bereich der 2004 umgesetzten Renaturierungsmaßnahme ein Einzugsgebiet von 1,5 km², einen Mittelwasserabfluss von ca. 28 l/s und ein HQ1 von 1,3 m³/s auf. Stromauf des untersuchten Abschnitts ist er bis zur Quelle gepflastert bzw. verrohrt. Unmittelbar stromab verlässt das Gewässer das »Simlinger Becken« und ein langer, deutlich steilerer Abschnitt mit naturnaher bis natürlicher Morphologie folgt. Das Gewässer wird seit 6 Jahren fischereilich nicht mehr genutzt und Besatz wurde seit mehr als 10 Jahren nicht mehr eingebracht, sodass ein unbeeinflusster, natürlicher Fischbestand vorliegt.



Abb. 2: *Gestalt des gepflasterten Gerinnes vor Rückbau. Links: frisch geräumt; Rechts: bewachsen, Zustand bei der Vorerhebung.*

Lage und Beschreibung der Maßnahme

Im Zuge der Errichtung der Abwasserentsorgungsanlage Stadl wurden für die Oberflächenentwässerung Regenrückhaltebecken vorgesehen. Durch Initiative der Autoren wurde – abweichend vom ursprünglichen, konventionellen Konzept der Schaffung eines technischen Retentionsbeckens – der unmittelbare Talboden des Großen Kößlbaches als Retentionsraum herangezogen. Dabei wird mit der leitbildkonformen Umgestaltung des regulierten Laufes die Retentionswirkung eines natürlichen Bachlaufes genutzt und gleichzeitig die ökologische Funktionsfähigkeit des Kößlbaches zumindest im Projektbereich erhöht. Zwei im Talboden situierte Muldensysteme ergänzen zusätzlich erforderliche Retentionsflächen, welche über den Grundwasserkörper entwässern und im unbespannten Zustand eine ökologisch wertvolle Schilfröhrichtzone darstellen.



Abb. 3: *Bachlauf vor (gestrichelt) und nach Baumsetzung (blau).*

Im Herbst 2004 wurde die Umsetzung in Angriff genommen. Im ersten Arbeitsschritt wurde der Bach seitlich umgeleitet, um die Restrukturierung in Trockenbauweise ohne Beeinträchtigung (Trübung) des Baches durchführen zu können. Um ein flaches Gelände mit hoher Retentionswirkung zu schaffen, wurde das Gelände auf der gesamten Fläche abgesenkt. In diese Fläche wurde ein mäandrierendes Gerinne modelliert, das dem Leitbild des ursprünglichen Baches entspricht. Der Bachlauf wurde von ursprünglich 160 m Regulierungsgerinne auf mehr als das Doppelte, nämlich 360 m mäandrierenden Lauf verlängert. Das Gefälle reduzierte sich dadurch von 14,3 auf 6,7‰. Um die Ufer bis zum Anwachsen der natürlichen Vegetation zu sichern, und eine vielfältige Ausgestaltung zu gewährleisten, wurden Raubäume, Wurzelstöcke, Weidenstöcke und beim Geländeabtrag anfallende Natursteine eingebaut.

Die zwei Retentionsmulden wurden als flache Senken in unmittelbarer Bachnähe ausgeführt, welche sich harmonisch in das Gelände einfügen. Die Dammaußenseite wurde durch eine verdeckte Sicherung mit Steinen, welche von der ursprünglichen Sohlpflasterung stammen, gegen Erodierung durch den Bach geschützt und mit Erlen und Zitterpappeln bepflanzt.

Neben dem Bachlauf selbst wurde auch im Umland auf eine für Mensch und Natur attraktive, dem natürlichen Vorbild entsprechende Gestaltung der Fläche geachtet. So imitieren Steinblöcke vom Bach ausgegrabene, verwitterte Blockhalden. Auch Tümpelketten, die eine natürliche Entstehung durch Mäandersprünge suggerieren, wurden gegraben. Die Fläche wurde mit einheimischen Gehölzen bepflanzt, welche bei Bauarbeiten im Gebiet anfielen. Durch eine während der Bauarbeiten anwesende ökologische Baubegleitung durch die Autoren wurde eine detailoptimierte und an die kleinräumigen Gegebenheiten angepasste Umsetzung angestrebt.

Das Projekt gewährleistet die eigentlichen geforderten Funktionen, nämlich den Hochwasserrückhalt bzw. die Verhinderung von künstlichen Abflussspitzen (es wurde ein Retentionsvolumen von 1.050 m³ geschaffen) ebenso wie der ursprünglich von der Wasserrechtsbehörde vorgesehenen Bau eines technischen Rückhaltebeckens. Im Vergleich dazu fielen jedoch geringere Errichtungskosten (ca. 45.000 Euro) sowie langfristige Ersparnisse an, weil auf der geschaffenen Fläche keine Pflege- und Erhaltungsmaßnahmen notwendig sind. Neben den projektspezifischen finanziellen und ökologischen Effekten ergeben sich vor allem auch wesentliche ökosoziale Aspekte, zumal in einer »auf- und ausgeräumten Landschaft« mit dieser Maßnahme eine wesentliche landschaftsästhetische Aufwertung entstanden ist.



Abb. 4: Bauphase (2004)



Abb. 5: Zustand im 2. Jahr nach Umsetzung (2006)



Abb. 6: Einbau von Weidenstecklingen im Rahmen eines Schulprojektes der VS Engelhartzell (2005)



Abb. 7: Biberdamm (2010)

Methodik der Erfolgskontrolle

Zur Beschreibung der Lebensraumverhältnisse wurden am 5.7.2016 Maximaltiefen, benetzte Breite und Breite bei MQ in Abständen von 3 Schritten (ca. 3 m) aufgenommen und die Substratverhältnisse durch Abschätzung der Choriotopeverteilung nach Moog et al. (1999) erfasst.

Der Fischbestand vor Maßnahmenumsetzung war anhand einer Elektrofischung zur Fischbergung im Herbst 2004 bekannt. Zur Erfassung des Fischbestands 12 Jahre nach der Umsetzung wurden Elektrofischungen mit einem 1,5kW Rückenaggregat (FEG 1500, 470V Leerlaufspannung) zu je einem Termin im Frühsommer (12. 6. 2016) und im



Abb. 8: Luftaufnahme der Renaturierungsstrecke im März 2015 (ohne Belaubung). Rechts ist die untere Rückhaltemulde zu erkennen. Foto: M. Zauner

Herbst (14. 10. 2016) durchgeführt, wobei die gesamte Renaturierungsstrecke sowie Referenzstrecken unmittelbar stromauf und mit 60 m Abstand stromab befischt wurden. Die gefangenen Fische wurden auf 5 mm Totallänge gemessen und auf 1 Gramm genau gewogen. Die Fangwahrscheinlichkeit der Bachforelle lag im Mittel bei 81 % (Spannweite 61 % bis 100 %), sodass durch die Befischung mit 2 Durchgängen eine präzise Berechnung des Gesamtbestands nach Seber & LeCren (1967) möglich war. Die Abundanz wurde auf die Bachbettbreite bei Mittelwasser bezogen und die Biomasse durch Multiplikation der Abundanz mit dem mittleren Fischgewicht errechnet.

Aus den Ergebnissen der Teilstrecken wurden durch Bildung längengewichteter Mittelwerte Bestandswerte der Kategorien Trapezprofil oberhalb (2 Teilstrecken, gesamt 162 m), Renaturierung (3 Teilstrecken, gesamt 319 m) und Referenzstrecke unterhalb (1 Strecke, 95 m) berechnet. Die Länge der Kategorie Trapezprofil entspricht genau der Länge der Renaturierungsstrecke vor Umbau.

Aus den Ergebnissen dieser Strecken wurde der Fischökologische Zustand berechnet, wobei das Leitbild Epirhithral der Bioregion »Granit u. Gneisgebiet der böhm. Masse« angewendet wurde. Die Koppe kam lt. Auskunft von Gebietskennern vor der Regulierung vor; aktuell dürfte eine Wiederbesiedelung durch das anschließende gefällereiche Bachstück erschwert werden, aber auch in sehr naturnahen Bachabschnitten wenige Kilometer stromab konnte im Zuge von qualitativen Erhebungen 2016 nur ein individuenarmer Koppenbestand gefunden werden. Die Koppe wurde daher neben der Leitart Bachforelle als seltene Begleitart eingestuft.

Ergebnisse

Beschreibung des Lebensraums

Die Variabilität der Wassertiefe und Gewässerbreite stellen abiotische Größen dar, mit Hilfe derer die strukturelle Qualität von Fließgewässern als Fischhabitat beschrieben werden kann. Regulierte Gewässer weisen in der Regel reduzierte und vereinheitlichte

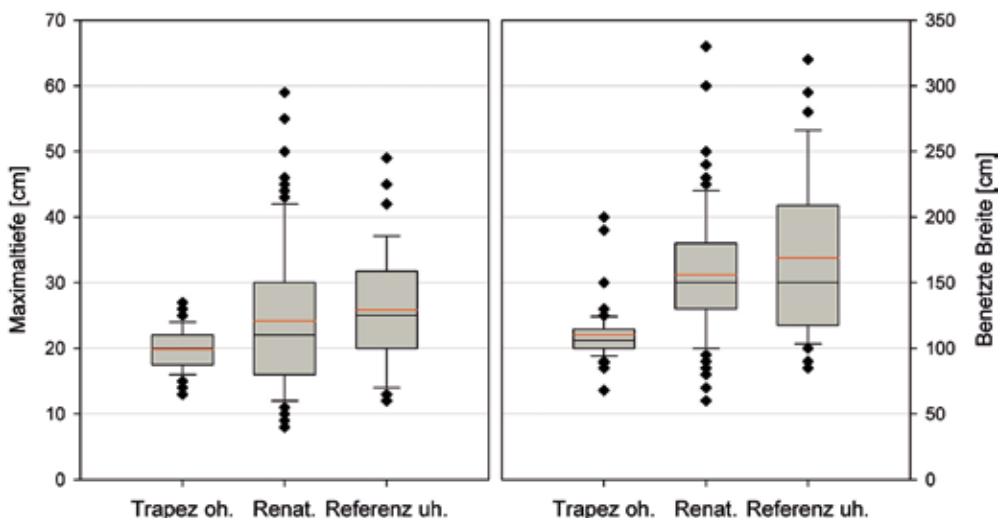


Abb. 9: Verteilung der Maximalltiefe und benetzten Breite im Trapezprofil (n=57), in der Renaturierungsstrecke (n=105) sowie in der Referenzstrecke (n=36).

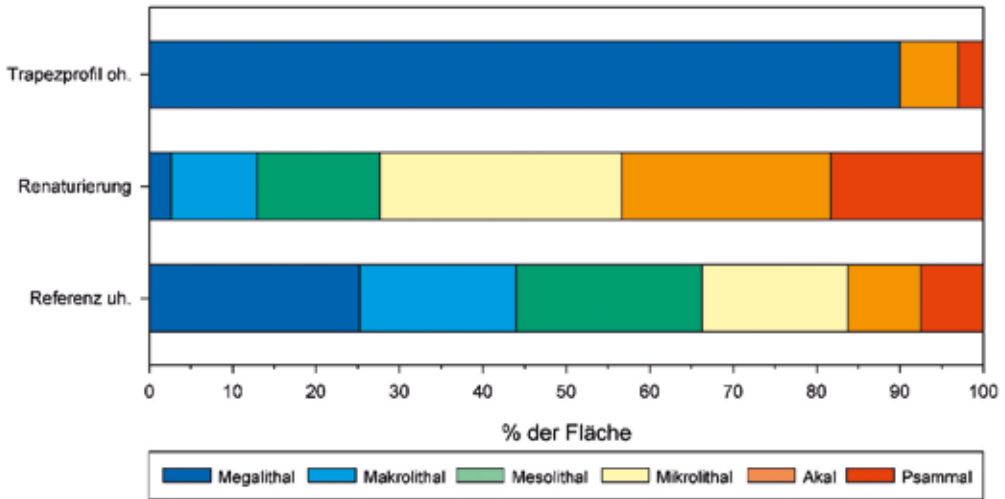


Abb. 10: Geschätzte Substratverteilung (Mittelwerte der Teilstrecken).

Maximaltiefen und Breiten auf (Jungwirth & Winkler, 1983). Durch die Renaturierung des Großen Kößlbachs wurde eine massive Verbesserung dieser Habitatparameter erzielt. Das regulierte Trapezprofil stromauf entspricht dem Zustand der renaturierten Strecke vor Umbau. Hier liegen geringe Maximaltiefen bis nur 27 cm (Varianz: 9) und monoton geringe Breiten (Varianz: 415) vor. In der Renaturierungsstrecke treten deutlich höhere Maximaltiefen bis zu 59 cm auf, die Tiefenvarianz hat sich auf 117 und die Breitenvarianz auf 2122 vervielfacht. Die Referenzstrecke stromab weist einen anderen Flusstyp (Step-Pool Typ) als die mäandrierende Renaturierungsstrecke auf, hier liegt eine ähnliche Maximaltiefe (49 cm) und Tiefenvarianz (80) vor, aber bedingt durch das heterogene Gefälle und das gröbere Substrat eine etwas höhere Breitenvarianz (3581).

Durch die Renaturierung wurden die Sedimentverhältnisse fundamental verändert. Vorher lag durchwegs eine Steinpflasterung vor (technisches Megalithal), nur lokal gibt es innerhalb des benetzten Querschnitts Anlandungen von Kies und Sand (Akal und Psammal). In der Renaturierungsstrecke bilden hingegen mittlere und feine Fraktionen einen großen Teil der Sedimentoberfläche, auch Grobkies (Mikrolithal) und Steine (Mesolithal) sind stark vertreten. Eine übermäßige Versandung oder Verschlämzung trat nicht auf – Probleme, die bei gedrosselten Retentionsbecken im Hauptschluss unausweichlich wären. Es wurden auch große Steinblöcke (Megalithal) eingebaut, die vor allem am böschungseitigen Rand der Mäanderbögen anstehen. Erwähnenswert ist der hohe Anteil organischer Strukturelemente, wie Wurzelstöcke und -bärte, Totholzakkumulationen, Reste von Biberdämmen sowie flutende Wasservegetation. Aufgrund des durch die Topografie vorgegebenen, deutlich höheren Gefälles der Referenzstrecke stromab liegen dort gröbere Sedimente vor, während der Anteil von Feinkies und Sand deutlich geringer ist.

Fischbestand und ökologischer Zustand nach WRRL

Die Bestandserhebung zeigt einen stark durch Bachforellen (*Salmo trutta*) dominierten Fischbestand im Oberlauf des Gr. Kößlbachs. Nachweise anderer Arten beschränken sich auf je ein Exemplar der Neozoen Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*),

Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*) sowie Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*). Diese Einzelfunde sind als Flüchtlinge aus einem Teich im Einzugsgebiet zu interpretieren. Anders als in manchen umliegenden, steileren Kleinbächen konnte sich der Bachsaibling hier nicht auf Kosten der heimischen Bachforelle etablieren. Die Koppe (*Cottus gobio*) wurde nur im Oktober durch zwei Exemplare belegt.

Im Zuge der Vorerhebung 2004 konnten im umzubauenden, naturfernen Abschnitt lediglich 3 Bachforellen gefangen werden, was einem Bestand von 156 Ind./ha und 8,4 kg/ha entspricht.

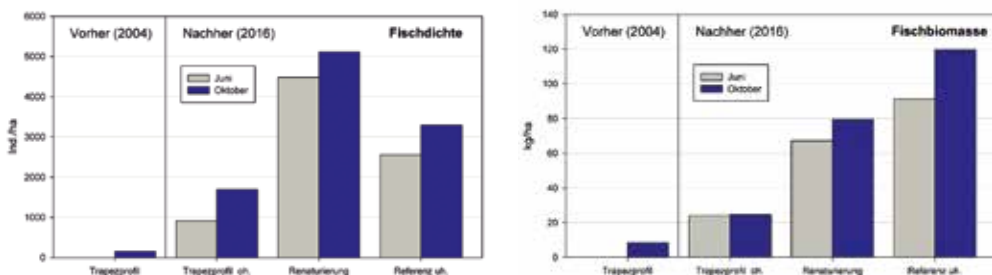


Abb. 11: Fischdichte und -biomasse vor und nach der Umsetzung

Die Ergebnisse 2016 belegen zu beiden Terminen stark ausgeprägte Unterschiede zwischen den Strecken. In der Renaturierungsstrecke wurde ein dichter Bachforellenbestand mit naturnahem Altersaufbau dokumentiert. Die Abundanz der Bachforelle lag zwischen 3.500 und 5.400 Individuen im Juni und zwischen 3.900 und 6.000 Ind./ha im Oktober, die Fischbiomasse zwischen 41 kg/ha und 105 kg/ha im Juni und zwischen 65 und 95 kg/ha im Oktober. Die längengewichteten Mittelwerte für die gesamte Renaturierungsstrecke lagen bei 4.460 bzw. 5.070 Ind./ha und 66 bzw. 79 kg/ha.

Das Trapezprofil wird von einem geringen Fischbestand besiedelt, wobei die Bestandswerte im Oktober höher als im Juni waren. Die Verteilung der Fische innerhalb und zwischen beiden Teilstrecken zeigt, dass jeweils der untere Teil erkennbar dichter besiedelt ist. Dies, sowie der im Vergleich zur Vorerhebung deutlich dichtere Fischbestand, deuten auf einen Ausstrahleffekt der stromab anschließenden Renaturierungsstrecke hin, der mit zunehmendem Abstand abnimmt.

Der Bestand in der stromab liegenden Referenzstrecke war bei 2.500 bzw. 3.300 Ind./ha konstant etwas weniger dicht, aufgrund der höheren Anteile von 1+ und 2+ Fischen übertraf die Fischbiomasse mit 91 bzw. 120 kg/ha aber jene der Renaturierungsstrecke.

Ein durchwegs ausgewogener, bei der Bewertung des fischökologischen Zustands mit der Note 1 zu benotender Altersaufbau des Bachforellenbestands ist nur in der renaturierten Strecke vorhanden. In der Referenzstrecke unten war der 0+ Anteil im Juni gering, sodass die Note 2 vergeben wurde. Im Trapezprofil stromauf konnten in der 162 m langen Befischungsstrecke nur wenige Individuen unterschiedlicher Altersklassen nachgewiesen werden (Benotung 3).

Die in der Renaturierungsstrecke starke 0+ Kohorte erreichte im Juni eine mittlere Länge von 49 mm, im Oktober 93 mm. Im direkten Vergleich zu anderen, wenige Wochen zuvor beprobten Bachforellengewässern in Oberösterreich aus dem alpinen und kristallinen Bereich, liegt das Wachstum der 0+ und 1+ Bachforellen im Großen Kößlbach im Mittelfeld.

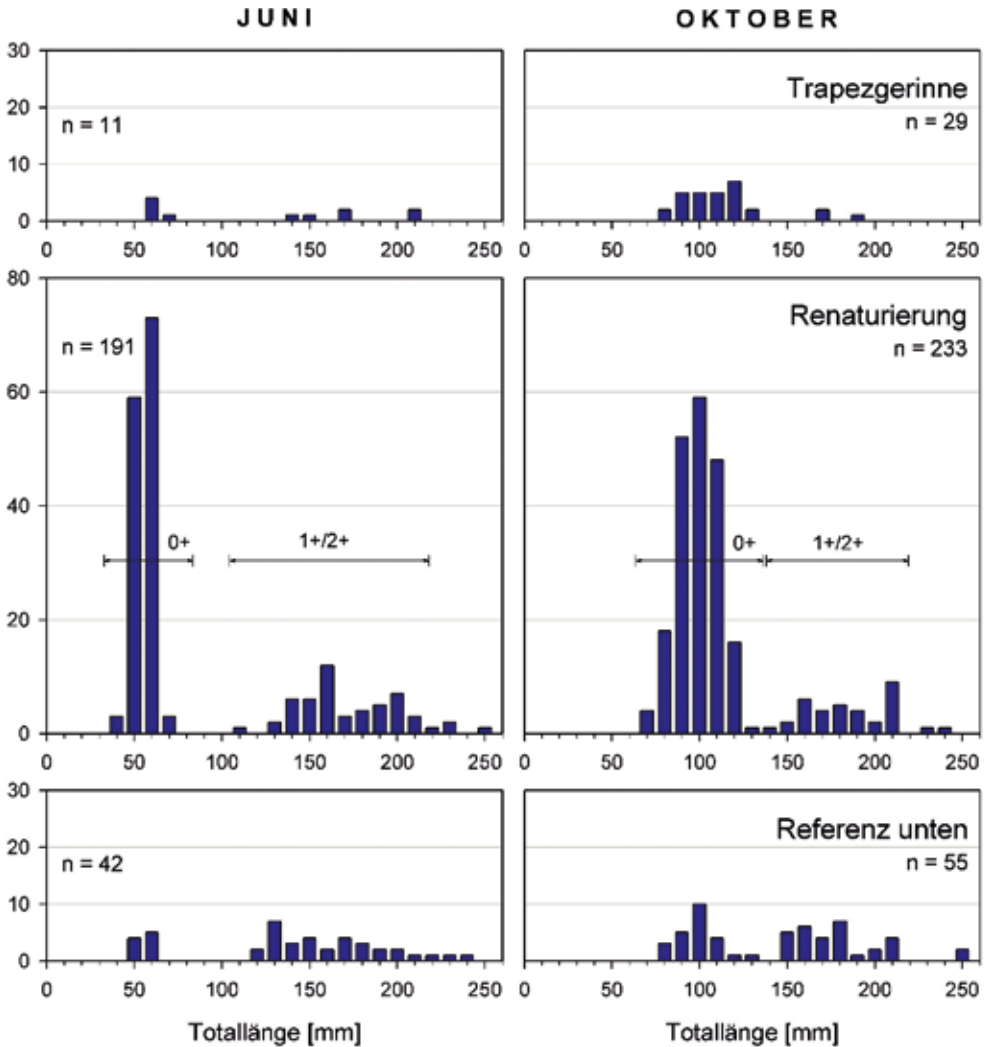


Abb. 12: Längenfrequenzdiagramme der Bachforelle in den 3 Abschnitten

Die Höhenlage, Geologie und Kleinheit des Gewässers äußert sich also nicht durch ein geringes Längenwachstum. Bei den mehrsömmrigen Fischen verzögert sich die Längenzunahme allerdings deutlich, sie waren im Mittel nur 196 mm (Juni) bzw. 211 mm (Oktober) lang. Dies dürfte weniger durch ein geringes Wachstum, als durch eine größenspezifische Mortalität (Prädation) oder das Abwandern größerer Fische zu erklären sein. Die größten Bachforellen maßen sowohl im Juni als auch im Oktober nur 245 mm.

Der Ernährungszustand der Bachforellen ist anhand des Längen-Gewichtsverhältnisses (siehe Abbildung 14) bzw. der Korpulenzfaktoren als gut anzusprechen. Größere Individuen waren im Herbst tendenziell korpulenter, es besteht aber zwischen den Terminen kein signifikanter Unterschied (Mittelwert exkl. 0+: 1,05 im Juni und 1,06 im Oktober).

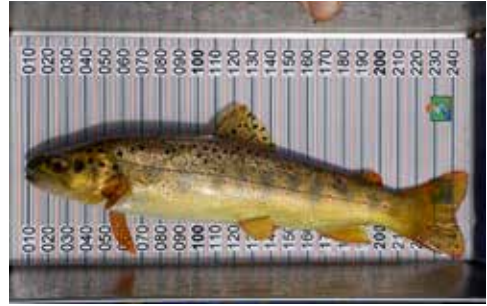


Abb. 13: Links: 0+ Bachforellen im Juni; Rechts: Größte Bachforelle (245 mm)

Die Bewertung des fischökologischen Zustands ergibt – ausgehend von einem schlechten Zustand (5) bei der Vorerhebung – in allen Teilstrecken Verbesserungen. Das Trapezprofil stromauf der Renaturierung profitiert offensichtlich von Ausstrahleffekten, sodass ein unbefriedigender Zustand (4) erreicht wird. Die Renaturierungsstrecke ist durchwegs mit sehr gut (1) zu bewerten, dies trifft auch für die Referenzstrecke im Oktober zu, während sich im Juni dort ein guter Zustand (2) ergibt.

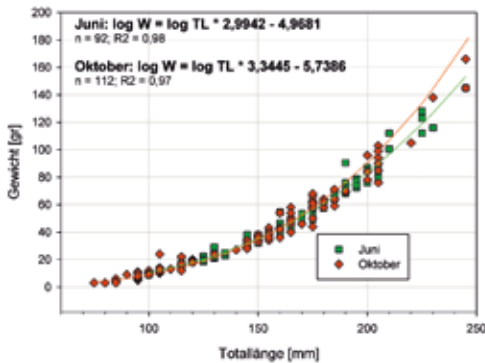


Abb. 14: Längen-Gewichtsregressionen beider Befischungstermine

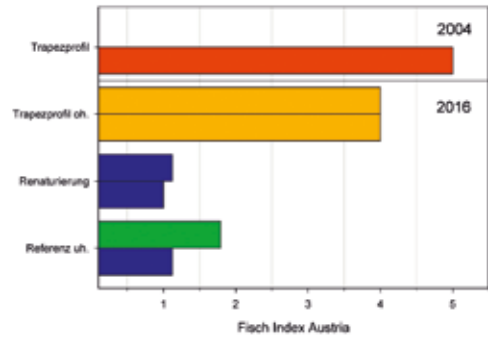


Abb. 15: Fisch Index Austria als Maß für den ökologischen Zustand. Obere Balken: Sommertermin, untere Balken: Herbsttermin.

Andere Tiergruppen

Seit vielen Jahren kann im Bereich der Maßnahme eine intensive Reproduktion des Grasfroschs (*Rana temporaria*) in den Tümpeln der Retentionsbecken beobachtet werden. Beim Junitermin der Befischung fielen massenhaft Kaulquappen in den isolierten und einseitig angebundenen Altarmen und Tümpeln des Bachs, aber auch im Hauptlauf auf. Im Bach selbst wurde auch ein Bergmolch (*Mesotriton alpestris*) entdeckt. Im gepflasterten Lauf konnten hingegen keine Amphibien beobachtet werden.

Schon wenige Jahre nach der Umsetzung wurde der renaturierte Bereich durch Biber (*Castor fiber*) besiedelt. Sie nutzten den Weiden- und Erlenbewuchs als Nahrung und stauten den renaturierten Bachlauf durch eine Serie von Dämmen auf, sodass ein großflächiges Feuchtgebiet entstand. In benachbarten Wiesen- und Forstflächen wurden Schäden durch Fraß und den angestauten Wasserstand beklagt und ein Zaun errichtet.

Vor einigen Jahren ist der Biber wieder verschwunden, was auch mit direkter Verfolgung in Zusammenhang stehen könnte.

Die Brücke am oberen Ende der Renaturierungsstrecke wurde zwischen Juni und Oktober 2016 wiederkehrend auf Losungen des Fischotters (*Lutra lutra*) untersucht, wobei gefundener Kot entfernt wurde. Es zeigte sich, dass bei allen 4 Terminen frische Losungen vorhanden waren, der Bachabschnitt also regelmäßig vor und zwischen den Befischungsterminen von Ottern aufgesucht wurde. Der »Sauwald« wurde zwischen 1999 und 2001 durch den Otter besiedelt (Mittlg. A. Kranz). Der bisherige Bewirtschafter des Oberlaufs des Gr. Kößlbachs verlängerte vor sechs Jahren die Pacht nicht mehr, weil gemäß eigener Angaben nach Auftreten des Otters so gut wie keine maßigen Forellen mehr fangbar waren.

Selten sind Graureiher (*Ardea cinerea*) zu beobachten, gelegentlich auch Schwarzstörche (*Ciconia nigra*), die im Bereich der Renaturierungsstrecke nach Nahrung suchen.

Diskussion

Das Erfordernis, im Rahmen der Abwasserentsorgungsanlage Stadl Maßnahmen zur Verbesserung des Hochwasserrückhalts zu setzen, führte zur Chance, einen Abschnitt des Großen Kößlbach zu einem unbefestigten, dem Urzustand eines mäandrierenden Laufs entsprechenden Gewässer rückzubauen. Bei gleich guter Retentionswirkung zeichnet sich die Kombination aus Rückhalte mulde und Renaturierung als pflegeintensiv, kostengünstig und vor allem ökologisch sinnvoller als die Umsetzung eines konventionellen Rückhaltebeckens aus.

Kraft einer ambitionierten Konzeption und Umsetzung in Kombination mit günstigen Rahmenbedingungen, wie sie heute leider fast nur mehr an (sehr) kleinen Gewässern gegeben sind, gelang dieses Vorhaben. Es entstand ein Gewässer, das nicht nur nach Bau-Umsetzung, sondern auch viele Jahre danach seine hydromorphologische Qualität behielt und durch dynamische Prozesse weiterentwickelte.

Im Gegensatz dazu wäre bei Lösungen, bei denen der Hochwasser- (und folglich auch Sediment-) Rückhalt durch eine Drosselung des Hochwasserabflusses mit Rückstau im Hauptschluss erreicht wird, ein Auflanden der Ufer und eine Versandung/Verschlammung der Sohle zu erwarten, die die ökologische Funktion einschränkt. Am Kößlbach bleibt der Flurabstand der Vorländer durch Seitenerosion langfristig gering, und durch zwischenzeitlich stattgefundene Mäandersprünge entstanden (neben den aktiv hergestellten) selbsttätig neue, stagnierende Kleingewässer. Die hohe Tiefen- und Breitenvarianz, die wiederkehrende Umlagerung von Ufer und Sohle, eine mosaikartige Verteilung unterschiedlicher Korngrößen, laufender Ein- und Austrag von Totholz und anderem organischen Material etc. sind als weitere Charakteristika ausgeprägt, sodass heute wieder ein natürlicher hydromorphologischer Zustand vorliegt. Dies wird durch die Fischfauna mit dem Erreichen eines »sehr guten fischökologischen Zustands« treffend angezeigt. Eine übermäßige Besiedelung durch Neobiota – ein verbreitetes Problem bei Renaturierungen – unterblieb sowohl bei den Fischen als auch bei der Vegetation.

Bei vielen Gewässerrenaturierungsprojekten ist wenige Jahre nach Umsetzung ein ausgeprägter ökologischer Effekt messbar, der sich jedoch mit fortschreitender Alterung der Maßnahme wieder reduziert (Thomas et al. 2015). Durch die »Störung« im Zuge der Herstellung entsteht temporär ein(e) vielfältige(r) Lebensraum bzw. Lebensgemeinschaft, deren Diversität mit fortschreitender Alterung wieder zurückgeht. Solche Effekte können besonders dann auftreten, wenn Renaturierungsmaßnahmen deutlich vom Leitbild des

ursprünglichen Flusstyps abweichen, überliegende Faktoren wirksam sind (z.B. übermäßiger oder zu geringer Sedimenteintrag), oder bei der Planung grundlegende ökohydraulische Erfordernisse zu wenig berücksichtigt wurden bzw. nicht umsetzbar waren (Ratschan et al. 2015). Sie können bei den üblichen Erfolgskontrollen, die in der Regel bereits wenige Jahre nach Umsetzung durchgeführt werden, nur unzureichend erfasst werden.

Bei der gegenständlichen Maßnahme konnte durch den Vergleich zum Zustand davor bzw. im Vergleich zu einer naturfernen Referenzstrecke auch 12 Jahre nach Umsetzung ein äußerst starker fischökologischer Effekt belegt werden – die Abundanzen sind um ein Vielfaches höher und ein natürlicher Populationsaufbau hat sich entwickelt. Weil der Lebensraum nicht nur qualitativ aufgewertet, sondern durch den gewundenen und breiteren Lauf auch quantitativ deutlich vergrößert wurde, führt ein Bezug des dokumentierten Fischbestandes auf die Tallänge zu besonders plakativen Ergebnissen: Im Vergleich zum Zustand vor Umsetzung hat sich die Zahl der Fische im gegenständlichen Abschnitt um das ca. 80-fache, die Fischbiomasse um das 20 bis 25-fache vergrößert. Die Ergebnisse zeigen, dass auch vergleichsweise kurze Renaturierungsstrecken einen wesentlichen Beitrag zur ökologischen Sanierung leisten können, wenn die Habitatbedingungen ausreichend stark verbessert werden (vgl. Hering et al. 2015).

Zusammenfassung

Die Herangehensweise, Hochwasserretention in einem kleinen Fließgewässer durch einen ökologisch orientierten Rückbau zu gewährleisten, hat sich als kosteneffizient und hoch wirksam erwiesen. Neben einem starken fischökologischen Effekt konnten durch die Maßnahme ausgeprägte Verbesserungen auch für andere Organismengruppen erzielt werden, etwa Amphibien, Säugetiere und Vögel. Der voll am Leitbild orientierte Rückbau zum ursprünglichen, mäandrierenden Flusstyp ist langfristig funktionsfähig, Hinweise auf ein Abflauen der Wirksamkeit, wie dies bei üblichen Strukturierungsmaßnahmen auftreten kann, wurden nicht beobachtet. Neben der massiven Erhöhung des Fischbestands in der rückgebauten Strecke selbst ergibt sich ein Ausstrahleffekt in umliegende, nach wie vor naturferne Abschnitte. Entsprechend der Umgestaltung zu einem natürlichen Gewässer samt begleitendem Vorland konnte – ausgehend von einem »schlechten Zustand« – das Erreichen eines »sehr guten« ökologischen Zustands nach Wasserrahmenrichtlinie anhand der Fischfauna belegt werden, also eine Verbesserung um vier Zustandsklassen.

DANKSAGUNG

Die Autoren bedanken sich für die Mithilfe im Freiland oder Hinweise zum Manuskript bei Lukas Holzmann, Michael Jung, Andreas Kranz, Wolfgang Lauber, Peter Leidinger, Martin Mühlbauer und Mario Wurzer, beim Fischereiberechtigten für die Zustimmung zu den Erhebungen und bei der Gemeinde Engelhartzell mit Bürgermeister Roland Pichler für die gute Zusammenarbeit bei der Umsetzung der Renaturierung.

LITERATUR

- Grims, F. (2008): Flora und Vegetation des Sauwaldes und der umgrenzenden Täler von Pram, Inn und Donau – 40 Jahre später. *Stapfia* 87: 1–262.
- Hering, D. et al. (2015): Contrasting the roles of section length and instream habitat enhancement for river restoration success: a field study of 20 European restoration projects. *J. Appl. Ecol.* 52(6): 1518–1527.
- Jungwirth, M. & Winkler, H. (1983): Die Bedeutung der Flußbettstruktur für Fischgemeinschaften. *Österreichische Wasserwirtschaft*, 35 (9/10): 229–234.
- Ratschan, C., Jung, M. & Zauner, G. (2015): Gewässerökologisches Monitoring von Revitalisierungsprojekten in Oberösterreich (Vöckla, Ache, Gurten). I. A. Land OÖ, Abt. Oberflächengewässerwirtschaft. 85 S.
- Thomas, G., Lorenz, A. W., Sundermann, A., Haase, P., Peter, A. & Stoll, S. (2015): Fish community responses and the temporal dynamic of recovery following river habitat restorations in Europe. *Freshwater Science* 34(3): 975–990.