

Gewässer im Ausnahmezustand – das leise Verschwinden der Süßwasserfische in Österreich

Thomas Friedrich, Stefan Schmutz, Günther Unfer,
Gertrud Haidvogel, Stephan Kobelmüller

Die Fischfauna Österreichs steht durch anthropogene Einflüsse und Umweltveränderungen vor erheblichen Herausforderungen. Während historische Aufzeichnungen einen früheren Fischreichtum dokumentieren, gelten heute mehr als die Hälfte der heimischen Fischarten als gefährdet oder ausgestorben. Der **dramatische Rückgang** der Fischdichten und -biomassen sowie der Verlust von Arten auf lokaler und regionaler Ebene wird durch verschiedene Stressoren wie Wasserverschmutzung, Veränderungen der Hydrologie, Zerstörung und Degradierung von Habitaten und Wanderrouten bis hin zum Klimawandel, zur Ausbreitung invasiver Arten und Überfischung verursacht. Diese anhaltenden **multifaktoriellen Auswirkungen und kumulativen negativen Effekte** erschweren die Bemühungen zur Erhaltung und Wiederherstellung der biologischen Vielfalt in Süßwasser und machen deutlich, dass gezielte integrative Maßnahmen erforderlich sind, um den langfristigen Erhalt der einheimischen Fischbiozönose zu gewährleisten und die ökologische Integrität aquatischer Ökosysteme zu sichern.

Friedrich T, Schmutz S, Unfer G, Haidvogel G, Koblmüller S (2024) Waters in a state of emergency - the quiet disappearance of freshwater fishes in Austria.

The fish fauna of Austria faces significant challenges caused by human impacts and environmental changes. While historical records document a former abundance of fish, today, over half of the native fish species are considered endangered or extinct. The dramatic decline in fish densities and biomasses as well as species on local and regional levels, is caused by various stressors such as water pollution, flow modification, destruction and degradation of habitat and migration routes to invasion by exotic species, climate change and overfishing. These ongoing multifactorial impacts and cumulative negative effects hamper conservation and restoration efforts of freshwater biodiversity and highlight the need for targeted integrative measures to ensure long-term preservation of the native fish biocenosis and safeguard the ecological integrity of aquatic ecosystems.

Keywords: biodiversity loss, Danube, multifactorial impacts, freshwater fish.

Einleitung

Während die weltweite Klimakrise und der allgemeine Verlust an Biodiversität alarmierende Ausmaße erreichen, bleibt der Verlust der Artenvielfalt in Süßwasser oft unbemerkt. Der **Rückgang der Biodiversität in Süßwasserökosystemen** übertrifft jedoch die meisten terrestrischen Ökosysteme bei weitem, da Süßwasserökosystem in der Regel einer intensiven menschlichen Nutzung unterliegen und seit jeher Anziehungspunkt für menschliche Siedlungen und Aktivitäten waren. Die Aussterberate bei Süßwasserfischen ist um ein Vielfaches höher als bei den meisten Land- und Meeresorganismen. Als Indikatororganismen reagieren sie sehr sensibel auf vielfältige menschliche Eingriffe in Gewässerökosysteme wie Wasserverschmutzung, Veränderungen der Hydrologie, Zerstörung und Degradierung von Habitaten und Wanderrouten bis hin zum Klimawandel, zur Ausbreitung invasiver Arten und Überfischung. Besonders besorgniserregend sind die kumulativen Effekte dieser Stressoren, die sich oft gegenseitig verstärken und oftmals schwer quantifizierbar sind. Der vorliegende Artikel soll die Ursachen für den Rückgang der heimischen Fischfauna darstellen und Zusammenhänge erklären. Anhand von Fallbeispielen sollen die Gefährdungsursachen genauer beschrieben werden und mögliche Restaurationsmaßnahmen aufgezeigt werden.

Diversität und Überfluss – ein Blick in die Vergangenheit

Die Gewässerlandschaft in Österreich ist stark durch die Alpen, aber auch den Übergang zum pannonischen Raum, sowie der Lage am Donaustrom geprägt. Die Vielfalt der Fließgewässer umfasst fünf Fischregionen, von der Oberen Forellenregion (Epirhithral) bis zur Brachsenregion der March (Metapotamal), von kälteliebenden, rheophilen Fischarten wie Bachforelle (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758) und Huchen (*Hucho hucho* Linnaeus, 1758) bis hin zu wärmeliebenden, indifferenten Arten wie der Brachse (*Abramis brama* Linnaeus, 1758). Die Donau selbst ist durch ihre geographische Lage als Verbindungsglied vom alpinen zum ponto-kaspischen Raum der fischartenreichste Fluss Mitteleuropas (Jungwirth et al. 2014). Die Diversität der Fischfauna der österreichischen Donau enthielt einst Langstreckenwanderer, wie die anadromen Störarten, welche besonders auf longitudinale Konnektivität angewiesen sind, ebenso wie ausgesprochen stationäre Bewohner periodisch austrocknender (Au-)Gewässer, wie den Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis* Linnaeus, 1758), der temporale laterale Konnektivität benötigt.

Die Vielfalt stehender Gewässer umfasst ein breites Spektrum an Gewässertypen, vom Tieflandsee im pannonischen Raum bis zu verschiedenen Seentypen in den Alpen und Voralpen, welche z. T. sehr diverse post-glaziale Reliktfischarten beherberg(t)en. Die See-forelle (*Salmo trutta*) war früher in den Alpen- und Voralpenseen allgegenwärtig. Von den einst dominanten Artenkomplexen des „Seesaiblings“ (*Salvelinus sp.*) und der „Reinanke/Felchen“ (*Coregonus sp.*) sind einzelne autochthone Populationen bereits verschwunden. Diese Arten sind anhand ihrer Morphologie taxonomisch kaum zu klassifizieren, infolge umfassender Besatzmaßnahmen in den letzten Jahrhunderten ist zudem eine genetische Klassifizierung äußerst schwierig (Kottelat 1997; Kottelat & Freyhof 2007; Pamminger-Lahnsteiner et al. 2009; Winkler et al. 2011; Wolfram & Mikschi 2007). In der Regel beherbergten aber alle größeren Seen des österreichischen Alpenbogens je nach Höhenlage zumindest eine, oftmals zwei verschiedene Arten/Ökotypen/Populationen von Seesaiblingen respektive Coregonen.

Die kleinen österreichischen Anteile am Einzugsgebiet der Elbe und des Rheins werden größtenteils von denselben Fischarten wie im Donaueinzugsgebiet bewohnt, beherbergen jedoch im Elbegebiet zusätzlich zum Beispiel den Aal (*Anguilla anguilla* Linnaeus, 1758) oder im Bodensee den ausgestorben geglaubten und 2011 wiederentdeckten Tiefseesaibling (*Salvelinus profundus* Schillinger, 1901) (Doenz & Seehausen 2020). Regelmäßige Änderungen von Systematik und Taxonomie aber auch die Entdeckung neuer Arten wie den Smaragdgressling (*Romanogobio skywalkeri* Friedrich et al., 2018) oder der Wiener Elritze (*Phoxinus phoxinus* Heckel, 1836) durch molekularbiologische Untersuchungen (Friedrich et al. 2018a; Palandačić et al. 2020; Zangl et al. 2020; Zangl et al. 2022) machen die Festlegung einer genauen Artenzahl in Österreich nahezu unmöglich. Je nach Autor umfasst die heimische Fischfauna zwischen 70–80 Arten (Kottelat & Freyhof 2007; Wolfram & Mikschi 2007).

Während sich die ehemalige Fischbiodiversität österreichischer Flüsse und Seen trotz der erwähnten methodischen Schwierigkeiten gut bestimmen lässt, lassen sich Daten zu früheren Fischhäufigkeiten und Fischbiomassen kaum rekonstruieren. Aufschlussreiche, wenngleich meist nur anekdotische Hinweise, ergeben sich aber aufgrund der historischen Bedeutung von Fischen als Nahrungsmittel und der damit florierenden Berufsfischerei. Entsprechende Aufzeichnungen belegen, dass aus den mittelgroßen Alpenflüssen

Huchen (*Hucho hucho*), Äschen (*Thymallus thymallus* Linnaeus, 1758), Hechte (*Esox lucius* Linnaeus, 1758), Nasen (*Chondrostoma nasus* Linnaeus, 1758) oder Barben (*Barbus barbus* Linnaeus, 1758) regelmäßig und in größeren Mengen in Klosterküchen und adelige Haushalte gelangten. Aus der oberösterreichischen Enns wurden z. B. von 1734 bis 1739 in Summe knapp 700 kg Huchen und eine ähnliche Menge an Nasen an das Stift Garsten geliefert (Haidvogel & Waidbacher 2008). Das Stift Lambach erhielt aus seinen Fischereien an der Traun von 1803 bis 1810 insgesamt über 6 t Nasen, knapp 3 t Äschen, mehr als 1 t Huchen, etwa 1 t Barben sowie an die 800 kg Hechte und Forellen (Haidvogel & Waidbacher 2008). Anfang der 1880er wurden jährlich um die 230 t Fisch vor allem aus der niederösterreichischen Donau an den zentralen Wiener Fischmarkt geliefert. Als Folge der systematischen Regulierung der Donau, die damals bereits voll im Gang war, waren diese Mengen bis 1914 allerdings bereits auf lediglich ca. 60 t gesunken (Haidvogel 2019).

Die Ausfänge bzw. gelieferten Fischmengen des 18. und 19. Jahrhunderts erscheinen vor dem Hintergrund heutiger Fischbiomassen groß. Dabei zeigen fischhistorische Analysen, dass der potentielle Fischreichtum von Flüssen und Seen bereits im Spätmittelalter durch Überfischung und verschiedene Gewässernutzungen reduziert war (Hoffmann 2023). Ab dem späten 19. Jahrhundert führten systematische Eingriffe wie Gewässerregulierungen, Energiegewinnung oder Gewässerverschmutzung – aber auch Überfischung – zu einer Reduktion der Fischbiomassen sowie zu einer Verschiebung der Verbreitzonen und -häufigkeiten einzelner Arten (z. B. Haidvogel et al. 2015).

Aktuelle Situation

Auf europäischer Ebene fallen 40 % der Süßwasserfischarten in die verschiedenen Gefährdungskategorien der Roten Liste (Freyhof & Brooks 2011), auf globaler Ebene 25 % (IUCN n. d.). Damit zählen Süßwasserfische zu den am stärksten gefährdeten taxonomischen Gruppen. Die letzte nationale Rote Liste der österreichischen Fischfauna anhand der Kriterien der IUCN erfolgte vor über 15 Jahren durch Wolfram & Miksch (2007) und zeigt ein noch dramatischeres Bild. Bereits zu diesem Zeitpunkt waren 54 % der heimischen Fischarten „gefährdet“, „stark gefährdet“ oder „vom Aussterben bedroht“, 8 % „ausgestorben“ oder „regional ausgestorben“ und nur 34 % „nahezu gefährdet“ oder „nicht gefährdet“ (Abb. 1).

Die anhaltenden beziehungsweise in vielen Bereichen zwischenzeitlich verstärkten negativen Einflüsse im Spannungsfeld energetische Nutzung, Klimakrise, Neobiota und fischfressende Prädatoren lassen bei einer Neuevaluierung zum heutigen Zeitpunkt eine deutlich schlechtere Einstufung vieler Arten befürchten. So konnte zum Beispiel bei Erhebungen der Hundsfluss (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) im größten bekannten Verbreitzgebiet im Nationalpark Donauauen 2023 durch völlige Austrocknung des Wasserkörpers nicht mehr nachgewiesen werden (Jung pers. Komm.). Gleichzeitig sind durch die weitere Verfeinerung der taxonomischen Klassifizierung und die Beschreibung neuer Arten mit kleineren Verbreitzarealen zusätzliche Verschlechterungen in der Evaluierung zu erwarten.

In der Roten Liste nicht abgebildet, jedoch von hoher ökologischer und naturschutzfachlicher Relevanz, ist der Gefährdungsgrad lokaler, autochthoner Populationen, welche sich an die spezifischen Bedingungen im jeweiligen Gewässer angepasst haben. Für viele Fischarten fehlen diesbezügliche populationsgenetische Untersuchungen, aber einzelne Arten,

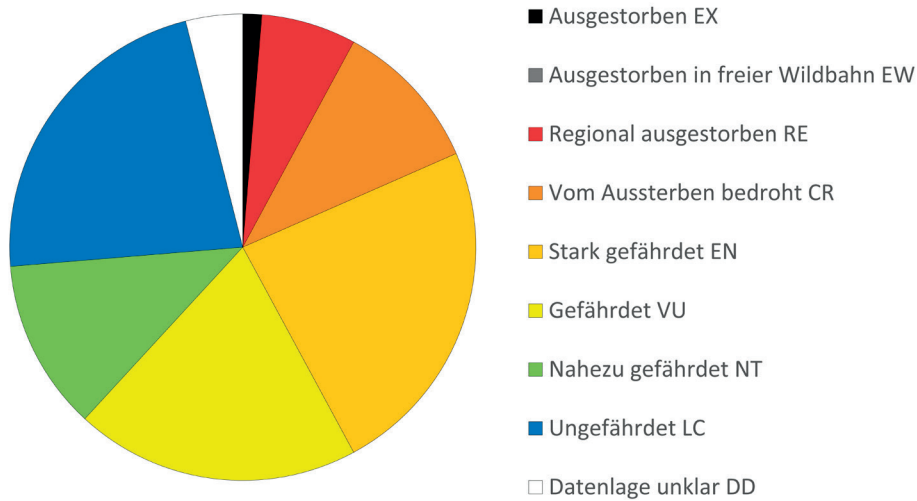


Abb. 1: Rote Liste Einstufung der österreichischen Fischfauna (Wolfram & Mikschi 2007). Aktualisiert um die Einstufung des neu entdeckten Smaragdgresslings (*Romanogobio skywalker*) analog zum Steingressling (*Romanogobio uranoscopus* Agassiz, 1828) (Friedrich et al. 2018a; Ratschan et al. 2021) sowie einer Herabstufung des 2011 im Bodensee wiederentdeckten Tiefseesaiblings (*Salvelinus profundus*) von „ausgestorben“ auf „vom Aussterben bedroht“. – Fig. 1: Red List classification of the Austrian fish fauna (Wolfram & Mikschi 2007). Updated to include the classification of the newly discovered emerald gudgeon (*Romanogobio skywalker*) analogous to the stone gudgeon (*Romanogobio uranoscopus* Agassiz, 1828) (Friedrich et al. 2018a; Ratschan et al. 2021) and a downgrading of the deep-sea charr (*Salvelinus profundus*) rediscovered in Lake Constance in 2011 from “extinct” to “threatened with extinction”.

wie die Bachforelle oder die Äsche, zeigen auch auf dem geographisch begrenzten Staatsgebiet Österreichs sehr deutliche Differenzierungen von einzelnen Populationen. So gibt es zum Beispiel genetische Unterschiede und somit auch entsprechende autökologische Anpassungen zwischen nördlichem Alpenbogen, inneralpinen Bereichen, Gewässern der böhmischen Masse oder der beginnenden pannonischen Tiefebene (Weiss et al. 2001; Weiss et al. 2002; Weiss et al. 2013). Eine ähnliche Situation ist auch bei vielen anderen heimischen Arten mit kurzen bis mittleren Wanderdistanzen zu erwarten, wodurch lokal angepasste Population oftmals um ein Vielfaches stärker bedroht sind, als in der Roten Liste dargestellt. Eine dringend notwendige Neubearbeitung der österreichischen Roten Liste für Süßwasserfische muss neben der taxonomischen Aktualisierung eine Identifikation von „evolutionary significant units“ (ESU) für einzelne Arten mittels genetischer Untersuchungen und eine entsprechende Einstufung der ESUs in die Gefährdungskategorien enthalten, um als Basis für Managemententscheidungen zu dienen (Crandall et al. 2000; Fraser & Bernatchez 2001; Sheth & Thaker 2017).

Analog zum Rückgang der Artendiversität ist ein starker Rückgang der Fischdichten und Biomassen zu verzeichnen. Die aktuellen fischökologischen Daten des Gewässerzustandsüberwachungsverordnung Messstellennetzes von 2.707 Stellen in Österreich zeigt, dass bei 34 % der Stellen die Biomasse als K.o.-Kriterium schlagend wird, da bei kleinen Gewässern 25 kg/ha, bei größeren 50 kg/ha aktuell nicht erreicht werden. Vor dem Hintergrund historischer Biomassen von oftmals deutlich über 100 kg bis zu mehreren hundert

Kilo im Hyporhithral und Potamal ist dieser Rückgang dramatisch. Die Zielerreichung des nach Wasserrahmenrichtlinie vorgesehenen guten fischökologischen Zustandes wird aktuell von 65 % aller Gewässer verfehlt (BML 2023).

Ursachen für den Rückgang

Die Gewässerökosysteme Österreichs unterliegen multiplen Stressoren (Schinegger et al. 2016; Muhar et al. 2019; Birk et al. 2020), welche sich je nach Lebensraumtypen unterschiedlich auf die Fischzönosen auswirken. Aufbauend auf der Datengrundlage der Nationalen Gewässerbewirtschaftungspläne 2009/2015 und 2021 sowie einer Vielzahl von Einzelstudien lassen sich die Ursachen und deren Wirkung auf Fischzönosen je Gewässertyp zusammenfassen (Tab. 1). **Augenscheinlich ist dabei, dass vor allem hydromorphologische Belastungen** durch Regulierungen, Migrationsbarrieren und Kraftwerksbetrieb (z. B. Gerster & Rey 1994; Schmutz et al. 2015; Melcher et al. 2017; Greimel et al. 2018) den stärksten negativen Impact auf die Fischbiozönosen in allen Lebensraumtypen aufweisen. Effekte des Klimawandels (z. B. Borgwardt et al. 2020), der Schifffahrt (z. B. Ratschan et al. 2012; Jung et al. 2023), der Land- und Forstwirtschaft (z. B. Höfler et al. 2016) oder

Tab. 1: Ursachenmatrix und Auswirkungen auf abiotische Habitatparameter sowie auf Fischbiozönosen in verschiedene Lebensraumtypen. – Tab. 1: Matrix of causes and effects on abiotic habitat parameters and on fish biocoenoses in different habitat types.

Ursache	Wasser- qualität	Hydro- logie	Konnek- tivität	Morpho- logie	Sedi- mente	Lebensraumtypen				
						Ober- läufe	Unter- läufe	Auen	Ufer	Seen
Fluss/Uferregulierungen										
Wasserkraft										
Urbanisierung										
Schifffahrt										
Land- und Forstwirtschaft										
Trinkwasser										
Bewässerung										
Invasive Spezies										
Fischzucht										
Verschmutzung – Nährstoffe										
Verschmutzung – Spurenstoffe										
Klimawandel										
Überfischung										
Kumulative Effekte										

stark	
mäßig	
gering	
keine	
teilweise unbekannt	

invasiver Arten (z. B. Palandačić et al. 2022; Pamminger-Lahnsteiner et al. 2009; Weiss et al. 2001) wirken zudem aktuell bereits sehr stark in einzelnen Lebensraumtypen beziehungsweise lokal. Hervorzuheben sind aber die kumulativen Wirkungen der vielen Stressoren, welche sich zum einen addieren, vielfach aber zusätzlich gegenseitig verstärken. Dies ist besonders bei stark anthropogen überprägten Gewässertypen wie den großen Fließgewässern zu beobachten.

Restauration von Fischpopulationen

Die Sanierung der Oberflächengewässer in Österreich fokussierte seit Inkrafttreten der EU-WRRL vor allem auf die Wiederherstellung des Längskontinuums. Die Entwicklung der Fischbestände hat jedoch gezeigt, dass ohne die Sanierung anderer hydromorphologischer Defizite die Erreichung des Zielzustandes (guter Zustand) nicht möglich ist (Muhar et al. 2016; Schmutz et al. 2016). Auch die morphologische Sanierung alleine, bei gleichzeitiger starker hydrologischer Belastung, zum Beispiel durch Schwall, bringt nur unwesentliche Verbesserungen der Fischbiozönose (Schmutz et al. 2015; Melcher et al. 2017). Für eine Restauration der Fischbestände und den Erhalt der Biodiversität ist somit ein ganzheitlicher Ansatz notwendig, der alle wesentlichen Systemkomponenten umfasst. Ziel der Lebensraumverbessernden Maßnahmen sollte die Wiederherstellung typspezifischer eigendynamischer hydromorphologischer Prozesse sein, eingebettet in einen integrativen Nutzungsansatz (Greimel et al. 2018; Hohensinner et al. 2022; Schmutz 2023). Gleichzeitig sind für sensible Lebensraumtypen und stark gefährdete Arten ein Verschlechterungsverbot des Status Quo und entsprechende „No-Go Bereiche“ für weitere wasserwirtschaftliche Nutzungen unumgänglich (Schmutz et al. 2023).

Obwohl der Gesamttrend nach wie vor stark negativ ist, geben einzelne Projekte Hoffnung. Vor allem großräumige Revitalisierungsmaßnahmen mit Anbindung an die Vorfluter, wie am Traisen-Unterlauf, oder auch großräumige vernetzte Ufersanierung und Nebengewässeranbindungen wie in der Donau (Wachau, Nationalpark Donauauen) zeigen innerhalb kurzer Zeit einen massiven Anstieg des Fischbestandes (z. B. Friedrich et al. 2018b; Zauner et al. 2015).

Neben der hydromorphologischen Sanierung, welche unsere Gewässer in gewissem Ausmaß auch gegen andere Einflüsse, wie zum Beispiel Effekte des Klimawandels, resillanter macht, sind im Einzelfall freilich weitere Probleme wie Wellenschlag, Verschmutzung, invasive Arten oder Prädation zu adressieren. In Einzelfällen, in welchen ein Wiederbesiedelungspotential gefährdeter Arten durch Sukzession nicht vorhanden ist, kann auch ein Initialbesatz nach dem aktuellen Stand der Technik vielversprechend sein (Friedrich et al. 2019).

Die aktuelle dramatische Situation verlangt jedenfalls die zeitnahe Umsetzung zielführender Sanierungsmaßnahmen, um der Abnahme der Biodiversität effektiv entgegenzuwirken.

Fallbeispiel: Huchen

Wie eine neue umfassende Studie zeigt (Schmutz et al. 2023), lebte der im Donaeinzugsgebiet endemisch vorkommende Huchen (Abb 2.) früher in mehr als 250 Flüssen und auf über 7.400 km Flusslänge in Bayern und Österreich. Heute findet man Populationen in sehr gutem Zustand nur noch in 0,7 % des ursprünglichen Verbreitungsgebiets. Im rest-

lichen Donaueinzugsgebiet kommt diese Art heute nur mehr in Restbeständen vor. Als Endglied der Nahrungspyramide stellt der Huchen einen idealen Indikator für den Zustand der Gewässer dar. Zu den Hauptursachen für den anhaltenden Rückgang der Huchen-Bestände zählen: der Ausbau der Wasserkraft, Flussregulierungen, der Klimawandel sowie steigende Populationen von Fischfressern wie Fischotter, Gänsesäger und Kormoran und vor allem die kumulative Wirkung dieser Faktoren.



Abb. 2: Huchen (*Hucho hucho*) © F. Steinmann. Fig. 2: Danube Salmon (*Hucho hucho*) © F. Steinmann.

Da aktuell bereits ca. 80 % der Flussstrecken für die Wasserkraft genutzt werden, spielt die Wasserkraft eine besonders große Rolle als Ursache für den Rückgang dieser Wanderfischart, die auf frei fließende Gewässerabschnitte angewiesen ist. Auch in der längsten noch weitgehend intakten und frei fließenden Fließstrecke in Österreich, der Oberen Mur zwischen Zeltweg und Leoben (ca. 50 Flkm), wo der letzte sehr gute Huchenbestand lebt, sind zwei weitere Kleinwasserkraftwerke geplant. Die Umsetzung dieser beiden Kraftwerke würde die Situation für den Huchen deutlich verschärfen, gleichzeitig wäre der Beitrag dieser beiden Kraftwerke zur Steigerung der Stromerzeugung aus erneuerbaren Ressourcen verschwindend gering.

Bestehende Wasserkraftwerke sollten so betrieben werden, dass der Huchen und seine Beutefische weniger belastet werden. So sind Fischwanderhilfen an die Größe des Huchens (bis 1,5 m lang und über 30 kg schwer) anzupassen und Abstieghilfen einzubauen, damit der Huchen und seine Beutefische nicht durch die Turbinen Schaden erleiden (Unfer & Rauch 2019). Speicherkraftwerke werden je nach Stromnachfrage an- oder abgeschaltet, dabei entstehen sogenannte Schwall/Sunk-Erscheinungen. Hochwasserwellen und Niederwasser wechseln einander dabei abrupt ab. Die Fische werden dabei verdriftet oder laufen Gefahr, zu stranden. Verschiedene Maßnahmen wie Ausgleichsbecken können helfen, die negativen Auswirkungen zu mindern (Greimel et al. 2018), aber trotz entsprechender EU-Gesetze werden sie von den Kraftwerksbetreibern nur sehr zögerlich umgesetzt. Restwasserstrecken sollten so dotiert werden, dass auch diese Großfischart ausreichend Lebensraum vorfindet. Zudem bedarf es eines ökologischen Spülungs- und Geschiebemanagements von Stauräumen, da bei der herkömmlichen Spülweise immer wieder Fischbestände stark dezimiert werden (Gerster & Rey 1994).

Auch Flussregulierungen degradieren den Lebensraum des Huchens stark. Obwohl Österreich bei der Revitalisierung federführend war und seit über 30 Jahren entsprechende Maßnahmen lokal umsetzt, fehlt bislang eine flächige Umsetzung. Jene 8.500 km verbaute

Flussstrecken, die laut NGP 2021 prioritär zu revitalisieren wären, sollte man daher umgehend sanieren.

Waren Fischotter vor 30 Jahren noch praktisch ausgestorben, so leben in Österreich heute wieder rund 4.000 Exemplare. Ihr Schutz, ebenso wie der von Gänsesäger und Kormoran, bedroht nun zunehmend die Fischbestände. Da der Lebensraum bereits so stark degradiert ist und die Fischbestände als Folge so stark zurückgegangen sind, haben Fischpopulationen offensichtlich ihr Resilienzvermögen gegenüber diesen Fressfeinden verloren. Angesichts der akuten Bedrohung des Huchens sollte dieser Art in den wenigen noch vorkommenden Beständen der Vorzug gegeben und Fischfresser entsprechend reguliert werden (Schmutz et al. 2023).

Das Beispiel des Huchens zeigt, dass diese Fischart in Österreich Gefahr läuft auszusterben. Die Ursachen dafür sind bekannt und Strategien zum Schutz und zur Wiederherstellung intakter Huchenpopulationen liegen vor (Schmutz et al. 2023), es liegt an den Entscheidungsträgern, diese umzusetzen.

Fallbeispiel: Störe

Störe sind eine alte Fischordnung (Acipenseriformes), deren Ursprung über 200 Millionen Jahre zurückliegt. Rezente Störarten haben zum Teil einen sehr langen Lebenszyklus von bis zu über 150 Jahren, die Geschlechtsreife tritt bei solchen Arten sehr spät ein. Große Störarten wie z. B. der Hausen (*Huso huso*, Linnaeus, 1758) werden teilweise bis zu sieben Meter lang und über eine Tonne schwer. Die meisten Vertreter der Störe sind anadrom, es gibt aber auch potamodrome Arten und Populationen, welche ihren gesamten Lebenszyklus im Süßwasser verbringen.

Weltweit gelten Störe als die am stärksten gefährdete Tiergruppe (IUCN 2020), da sie äußerst empfindlich auf eine Vielzahl von anthropogenen Einflüssen reagieren. Wegen ihres Kaviars und Fleisches wurden sie in der Vergangenheit stark überfischt. Trotz Fangmora-toria stellt die anhaltende Wilderei – insbesondere in Osteuropa – nach wie vor ein massives Problem für die geringen Restbestände dar (WWF 2023).

Aufgrund ihrer langen Generationsintervalle von bis zu 20 Jahren und ihres unregelmäßigen Laichverhaltens von 2–7 Jahren benötigt eine Erholung der Bestände auch unter idealen Umständen lange Zeiträume. Der Lebenszyklus umfasst lange Laichwanderungen, die zwischen wenigen dutzend und mehreren tausend Kilometern betragen. Wanderhindernisse stellen daher eine ernsthafte zusätzliche Bedrohung für die Störbestände dar, zumal viele Wanderhilfen für diese Tiere nicht funktional sind. Zudem muss für abgelaichte Adulte sowie Juvenile die Möglichkeit einer gefahrlosen Passage flussab gegeben sein (Friedrich et al. 2019).

Während Überfischung und Migrationsbarrieren die Hauptursachen für den weltweiten Rückgang sind, dürfen weitere Faktoren wie Hybridisierung mit allochthonen Genotypen und Störarten (Ludwig et al. 2009) oder Auswirkungen von Verschmutzung und Schwermetallbelastung (z. B. Poleksic et al. 2010) nicht übersehen werden. In Anbetracht all dieser unterschiedlichen Bedrohungen wird deutlich, warum Störe eine so schwierige Herausforderung für das Management von Flusseinzugsgebieten und angrenzenden marinen Bereichen darstellen, gleichzeitig aber einer der besten Indikatoren für gesunde Flusssysteme sind.

Fünf Störarten waren im österreichischen Donaueinzugsgebiet heimisch (Holčík 1989). In der Vergangenheit spielten ihre Bestände eine wichtige wirtschaftliche Rolle als Nahrungsquelle für die menschliche Bevölkerung im Donauraum. Die intensive Überfischung der Störbestände begann bereits im Mittelalter, sodass zu Beginn des 18. Jahrhunderts der Fang großer Störe in der Oberen Donau bereits als außergewöhnlich galt (Fitzinger & Heckel 1836).

Die anadromen Arten Waxdick (*Acipenser gueldenstaedtii* Brandt & Ratzeburg, 1833), Sternhausen (*Acipenser stellatus* Pallas, 1771) und Hausen (*Huso huso*) sind durch den Bau der Dämme am Eisernen Tor in den Jahren 1972 und 1984 aus Österreich endgültig verschwunden und auf den Unterlauf der Donau beschränkt. Durch Wilderei und eingeschränkte Habitatverfügbarkeit sind die drei Arten dort hochgradig vom Aussterben bedroht. Der Glattdick (*Acipenser nudiiventris* Lovetsky, 1828) wurde 1936 zum letzten Mal in Österreich gefangen und gilt im gesamten Donauraum als regional ausgestorben (Freyhof et al. 2022), es befinden sich auch keine genetisch autochthonen Tiere in Gefangenschaft.

Aktuell ist in der österreichischen Donau nur noch eine Süßwasserart, der Sterlet (*Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758), in geringer Zahl zu finden. Es ist ein reproduzierender Bestand an der bayrisch-österreichischen Grenze bei Jochenstein bekannt (Friedrich et al. 2016). Die Anzahl der reproduzierenden Tiere wurde mittels einer populationsgenetischen Untersuchung mit ~ 100 berechnet, wobei viele Tiere nahe miteinander verwandt waren (Friedrich et al. 2022). Eine passive Ausdrift und aktive Abwanderung über flussabwärtige Kraftwerke sind dokumentiert (Ratschan pers. Komm.), wodurch sich die Population ausdünnert. Eine zweite Population ohne nachgewiesene Reproduktion von 40–140 Individuen findet sich unterhalb Wiens (Friedrich et al. 2022, Neuburg & Friedrich 2023). Seit 2018 wurden im Rahmen des LIFE-Sterlet Projektes Muttertiere des Freudenau-Bestands künstlich vermehrt und ~ 240.000 im Donauwasser aufgezogene Jungfische in die Abschnitte Wachau, Nationalpark Donauauen sowie Thaya und March ausgewildert. Für die anderen Strecken Österreichs konnten aktuell bei eDNA Untersuchungen keine verwertbaren Nachweise erbracht werden (Meulenbroek et al. 2022).

Die aktuellen Bestände sind ob ihrer geringen Größe nach wie vor durch potentielle Verschlechterung des Lebensraums und die Einführung von allochthonen Genotypen und Störarten, aber auch kumulativen Effekten aus Hydromorphologie und Klimawandel, wie das Fischsterben mit etlichen Sterlets in der Thaya im Sommer 2022 gezeigt hat, bedroht.

Die Wiederansiedelung der anadromen Störarten ist in der österreichischen Donau erst realistisch, wenn an den drei flussab gelegenen Wasserkraftwerken sowohl die flussaufwärtige als auch flussabwärtige Passierbarkeit hergestellt ist (Friedrich et al. 2019). Gleichzeitig sind zur Abwendung des völligen Erlöschens dieser Arten ein multilateraler, systemischer Aufbau von lebenden Genbanken und die Mitigation negativer Einflüsse wie Wilderei dringen notwendig. Dieser Prozess wird aktuell im Projekt LIFE-Boat 4 Sturgeon in acht Ländern implementiert.

Zur Stärkung des Sterletbestandes im österreichischen Donaueinzugsgebiet ist es unerlässlich, in einem ganzheitlichen Ansatz bestehende und potentielle Habitate genauer zu identifizieren, zu beschreiben, zu erhalten bzw. zu restaurieren. Weiters sind die Migrationskorridore auch für diese Art mittels geeigneter Wanderhilfen an den österreichischen Donaukraftwerken in beide Richtungen zu öffnen. Zusätzlich ist die im LIFE-Sterlet und

LIFE-Boat 4 Sturgeon gestartete Populationsstärkung mittels fitten, geprägten und genetisch autochthonen Jungfischen in geeigneten Flussabschnitten bis zur selbstständigen Tragfähigkeit der Population fortzuführen.

Fallbeispiel: Kleinfische

Auch wenn die mitteleuropäischen Gewässer ichthyologisch vergleichsweise gut untersucht sind, gab es in den letzten Jahren viele, zum Teil überraschende Erkenntnisse, auch was die in Österreich vorkommenden Fischarten angeht. Vor allem bei Kleinfischen innerhalb der Ordnung der Karpfenartigen (Cypriniformes) wurden durch integrative taxonomische Ansätze, und dabei v. a. auch durch die verstärkte Anwendung von molekulargenetischen Methoden, neue Erkenntnisse zur taxonomischen Diversität gewonnen.

In der Rote Liste der österreichischen Fischfauna ist mit der Elritze (*Phoxinus phoxinus* Linnaeus, 1758) eine einzige Art der Gattung *Phoxinus* gelistet, die in Österreich weit verbreitet ist, allerdings aufgrund von Gewässerverbauung einen negativen Bestandstrend aufweist (Wolfram & Mikschi 2007). Tatsächlich verbirgt sich hinter dieser Art allerdings ein Komplex aus mehreren genetisch unterschiedlichen, morphologisch sehr ähnlichen Arten (Palandačić et al. 2017). So kommen nach aktuellem Stand in Österreich mit *P. csikii* (Hankó, 1922), *P. lumaireul* (Schinz, 1840), *P. marsilii* und *P. phoxinus* vier unterschiedliche Arten der Gattung vor (Palandačić et al., 2020). Neben anthropogener Einschleppung, vor allem von *P. phoxinus*, scheinen die aktuellen Verbreitungsmuster vor allem natürliche Prozesse widerzuspiegeln (Palandačić et al. 2020). Nichtsdestotrotz gelten einige Arten des *Phoxinus*-Komplexes als invasiv (Palandačić et al. 2020) und stellen eine Gefahr für autochthone Bestände dar, sodass beabsichtigtes oder unbeabsichtigtes Einbringen von allochthonen Arten vermieden werden sollte.

Auch bei den Gründlingen lieferten rezente Studien neu Erkenntnisse zur Diversität in Österreich. Bis 1989 wurden nur zwei Gründlingsarten für Österreich beschrieben, erst Wanzenböck et al. (1989) brachte gesicherte Nachweise des Donau-Weißflossengründlings (*Romanogobio vladykovi* Fang, 1943) und des Sandgresslings (*R. carpathorossicus* Vladikov, 1925), wobei die aktuell gültige Nomenklatur mit der Einteilung in die Gattungen *Gobio* und *Romanogobio* (Bănărescu 1961) erst mit Kottelat & Freyhof (2007) in die Praxis umgesetzt wurde.

Mit dem Smaragdgressling (*Romanogobio skywalkeri* Friedrich et al., 2018a) (Abb. 3) wurde rezent eine in der Oberen Mur endemische Reliktart entdeckt und beschrieben (Friedrich et al. 2018a). Aufgrund ihres nach gegenwärtigem Wissenstand sehr beschränkten Verbreitungsgebiets (Witt & Friedrich 2022) stellen Veränderungen des Lebensraums und Populationsfragmentierung durch z. B. Kraftwerksbauten eine besondere Gefahr für das langfristige Überleben der Art dar. Tatsächlich sollte der Smaragdgressling als Art des Anhangs II nach FFH-Richtlinie behandelt werden (Ratschan et al. 2021) und somit besondere Beachtung bzw. besonderen Schutz erfahren. Gleiches gilt für den Sandgressling (*R. carpathorossicus* Vladikov, 1925), eine Art die bis vor kurzem als Lokalmorphe des Kesslergündlings (*R. kesslerii* Dybowski, 1862) galt (Bănărescu 1999), genetisch aber deutlich von dieser verschieden ist (Friedrich et al. 2018a). Nachdem der Kesslergündling zwar in der Roten Liste Österreich gelistet ist (Wolfram & Mikschi 2007), allerdings in Österreich nicht vorkommt und hier durch den Sandgressling ersetzt wird (Kottelat & Freyhof 2007; Friedrich et al. 2018a), geht der Schutzstatus der einen Art auf die andere Art über

(Ratschan et al. 2021). Gründlinge der Gattung *Gobio* sind in Österreich laut Roter Liste (Wolfram & Mikschi 2007) mit einer Art, dem Gründling, *G. gobio* (Linnaeus, 1758), bzw. laut Kottelat & Freyhof (2007), mit zwei Arten, *G. gobio* im Nordwesten und dem Donau-Gründling, *G. obtusirostris* (Valenciennes, 1842), im Osten und Süden, mit einer potentiellen Hybridzone in der Oberen Donau, vertreten. Tatsächlich stellt sich die Situation viel komplexer dar, mit einer natürlichen, durch nacheiszeitliche Kolonisierungsprozesse bedingten Hybridzone, die zumindest die gesamte Osthälfte Österreichs umfasst und nicht nur Gründling und Donau-Gründling beherbergt, sondern auch eine dritte, noch unbeschriebene Art bzw. divergente genetische Linie, die nah verwandt ist zu einigen am Balkan vorkommenden Arten (Zangl et al. 2020). Die exakten Verbreitungsgrenzen der einzelnen Arten / Linien sind noch nicht bekannt.



Abb. 3: Adulter Smaragdgressling (*Romanogobio skywalker*). © Clemens Ratschan – Fig. 3: Adult emerald gudgeon (*Romanogobio skywalker*). © Clemens Ratschan.

Genetische Daten zeigen auch ein bedeutendes Ausmaß an kryptischer Diversität bei Bachschmerlen, *Barbatula barbatula* (Linnaeus, 1758) (Zangl et al. 2022). In Österreich kommen zwei sehr divergente genetische Linien vor, mit großteils allopatrischer Verbreitung, aber auch gemeinsamen Vorkommen (Zangl et al. 2022).

Die genannten Beispiele zeigen, dass einige der allgemein als weit verbreitet geltenden Arten tatsächlich Artkomplexe aus mehreren Arten mit stark eingeschränkten Verbreitungsgebieten darstellen. Vielfach ist nicht bekannt, ob und in welchem Ausmaß Genfluss zwischen den kryptischen Arten / Linien besteht und wie sich das auf die Integrität der einzelnen Arten auswirkt. Auch wenn, wie im Fall von Elritzen und Gründlingen, und vermutlich auch den Bachschmerlen, natürliche Prozesse zu Arealerweiterungen, sekundärem Kontakt zwischen vormals geografisch isolierten Arten / Linien und Genfluss zwischen den Arten führten, sollte in jedem Fall der absichtliche Besatz mit gebietsfremden (potentiell invasiven) Arten tunlichst vermieden werden.

Fallbeispiel: Bachforelle

Die Bachforelle (*Salmo trutta*) ist die am weitesten verbreitete Fischart in Österreichs Gewässern. Sie ist die erste Fischart, die im Längsverlauf unserer Fließgewässer auftritt und kommt vom Gebirgsbach bis in die Barbenregion der größeren Flüsse vor, ist aber auch für alle kühlen und sauerstoffreichen Seen Österreichs typisch; dort bildet sie oft als „Seeforelle“ einen eigenen Ökotyp aus. Die Breite ihres Verbreitungsgebiets ist auch spiegelbildlich für die Vielfalt ihrer unterschiedlichen Formen und Populationen und Zeichen für ihre Plastizität und Anpassungsfähigkeit an unterschiedlichste Lebensraumbedingungen. Diese Anpassungsfähigkeit der Bachforelle bildet die Basis einer enormen Diversität innerhalb einer einzigen Art und macht die Bachforelle zum idealen Beispiel dafür, wie wichtig der Schutz innerartlicher Vielfalt ist.

Auf dem Niveau der Art gilt die Bachforelle aktuell nicht als bedroht (Piccolo et al. 2017). Allerdings ist die Betrachtung der Art Bachforelle als Gesamtes aus Sicht des Biodiversitätsschutzes weder geeignet noch aussagekräftig, vielmehr ist eine Betrachtung auf dem Niveau von Populationen bzw. lokaler Anpassungen angezeigt (z. B. Laikre 1999). Die Unterschiedlichkeit der abiotischen Verhältnisse in unseren Gewässern (Abflussgeschehen, geologischer Untergrund, Höhenlage, Temperatur etc.) war und ist Treiber natürlicher Selektionsprozesse. Nach Generationen der natürlichen Auslese und so entstehender lokaler Anpassung an unterschiedliche Umwelten manifestieren sich letztendlich auch merkbare genetische Unterschiede zwischen Populationen. So können sich selbst entlang eines einzigen Flusssystems Bachforellenpopulationen sowohl in ihrem Aussehen als auch in ihren genetischen Eigenschaften unterscheiden, wobei genetische Unterschiede größer werden, je weiter voneinander entfernt Populationen leben („isolation by distance“, z. B. Griffiths et al. 2009). Derart entstand unter den Bachforellen Österreichs innerartliche Vielfalt, die letztendlich dazu geführt hat, dass Forellen der Böhmisches Masse, zum Beispiel in Kamp oder Großer Mühl, zwar der gleichen Art zugehören, sich aber in ihrer Lebensweise und bedingt durch völlig andere Lebensraumeigenschaften sehr stark von Bachforellen in alpinen Bächen und Flüssen unterscheiden (Pinter et al. 2017).

Zu den vielfältigen Beeinträchtigungen des Lebensraums, mit denen Fische in Österreichischen Gewässern konfrontiert sind (z. B. Gewässerregulierung, Wasserkraft, Einleitungen etc.), kommt bei der Bachforelle noch eine weitere wesentliche Komponente hinzu, die die natürliche Bachforellen-Biodiversität stark gefährdet, nämlich der **Besatz als Werkzeug der fischereilichen Bewirtschaftung**. Sowohl die künstliche Aufzucht von Forellen als auch der Fischbesatz haben in Österreich lange Tradition, die bis in die Mitte des 19. Jahrhunderts zurückreicht und sich im Laufe des 20. Jahrhunderts quantitativ vervielfacht hat (Pinter et al. 2019). Seit jeher dienten Besatzmaßnahmen der Bestandsaufstockung. Bestandsreduktion aufgrund der Entnahmen durch die Fischerei sollten ebenso kompensiert werden wie rückläufige Bestände durch Lebensraumdegradierung. Zudem versuchte man, den fischereilichen Ertrag der Gewässer durch Besatz zu maximieren. Während anfänglich noch primär Wildfische für die Nachzucht abgestreift und vermehrt wurden, haben mit fortschreitendem „Know How“ zur Forellenzucht sowohl Kunstfutter als auch Bachforellenstämme Einzug gehalten, die die Überlebensraten der Brut in den Zuchtbetrieben deutlich steigern konnten. So sind mittlerweile domestizierte Zuchtlinien der Bachforelle (v. a. dänischer Abstammung) in heimischen Zuchtbetrieben weitverbreitet und Mutterfischstämme werden über viele Jahre, ja Jahrzehnte, immer besser an die Lebensbedingungen in den Fischzuchten angepasst (Pinter 2008, Pinter et al. 2019). Gleichzeitig weichen ge-

züchtete Bachforellen aber im Phäno- und Genotyp, aber auch im Verhalten, immer stärker von ihren wildlebenden Artgenossen in den Freigewässern ab.

Der Besatz dieser letztlich stark domestizierten Bachforellen hatte und hat freilich wesentliche negative Folgen für die wildlebenden Populationen (Pinter et al. 2019). Durch die Einkreuzung fremden und domestizierten Zuchtmaterials in lokal optimal an die Lebensbedingungen der verschiedenen Gewässer angepasste Wildfischpopulationen kommt es zur so genannten „outbreeding depression“ (z. B. Muhlfeld et al. 2009). Das bedeutet, dass der Genpool einer Population durch „Blutauffrischung“ wohl insgesamt größer wird, dass bei dieser Auskreuzung aber lokale Anpassungen, also genetische Vielfalt und Einzigartigkeit verlorengehen. In weiterer Konsequenz führt der österreichweite Besatz genetisch relativ einheitlichen Fischzuchtmaterials zu genetischer Homogenisierung (Olden et al. 2004), die genetische Vielfalt österreichischer Bachforellenpopulationen geht verloren und die hohe Biodiversität lokal adaptierter Wildfische wird durch den Besatz genetisch relativ einheitlicher domestizierter Zuchtforellen ersetzt.

Diese Entwicklung wurde nicht zuletzt durch Besatzpflichten befeuert, die in einigen Landesfischereigesetzen verankert waren und vereinzelt immer noch bestehen, während die genetische Integrität von Besatzfischen auf Seite der Gesetzgebung kaum/nicht beachtet wurde. Das aktuelle Verständnis einer nachhaltigen fischereilichen Bewirtschaftung umfasst aber auch, dass die Bedürfnisse der Fischerei, z. B. das Ernten von Fischen, mit übergeordneten gesellschaftlichen Zielen – in diesem Fall mit dem Naturschutz und der Erhaltung der Biodiversität – besser in Einklang gebracht werden müssen (Arlinghaus et al., 2002).

Danksagung

Wir bedanken uns bei Helmut Sattmann, Ernst Mikschi und Josef Wanzenböck für die kritische Durchsicht und Anregungen für das Manuskript.

Literatur

- Arlinghaus R, Mehner T, Cowx I G (2002) Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe. *Fish and fisheries* 3(4), 261–316
- Bănărescu P M (1961) Weitere systematische Studien über die Gattung *Gobio* (Pisces, Cyprinidae), insbesondere im Donaubecken. *Vest. Ceskolov. Zool. Spol.* 25, 318–346
- Bănărescu P M (1999) *Gobio kessleri* Dybowski, 1862. In: Bănărescu P M (ed.), *The Freshwater Fishes of Europe*, Vol. 5/1, Cyprinidae 2. Aula, Wiebelsheim, 135–162
- Birk S, Chapman D, Carvalho L, Spears B M, Andersen H E, Argillier C, Auer S, Baattrup-Pedersen A, Banin L, Beklioglu M, Bondar-Kunze E, Borja A, Branco P, Bucak T, Buijse A D, Cardoso A C, Couture R M, Cremona F, de Zwart D, Feld C K, Ferreira M T, Feuchtmayr H, Gessner M O, Gieswein A, Globevnik L, Graeber D, Graf W, Gutiérrez-Cánovas C, Hanganu J, Işkın U, Järvinen M, Jeppesen E, Kotamäki N, Kuijper M, Lemm J U, Lu S, Solheim A L, Mischke U, Moe S J, Nöges P, Nöges T, Ormerod S J, Panagopoulos Y, Phillips G, Posthuma L, Pouso S, Prudhomme C, Rankinen K, Rasmussen J J, Richardson J, Sagouis A, Santos J M, Schäfer R B, Schinegger R, Schmutz S, Schneider S C, Schülting L, Segurado P, Stefanidis K, Sures B, Thackeray S J, Turunen J, Uyarra, M C, Venohr M. von der Ohe P C, Willby N, Hering D (2020) Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nat Ecol Evol* 4, 1060–1068 (DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1216-4>)

- BML (2023) Erhebung der Wassergüte in Österreich gemäß Hydrographiegesetz idF des BGBl. Nr. 252/90 (gültig bis Dezember 2006) bzw. Gewässerzustandsüberwachung in Österreich gemäß Wasserrechtsgesetz, BGBl. I Nr. 123/06, idF; BMLRT, Abteilung 1/2, Nationale und internationale Wasserwirtschaft und Ämter der Landesregierungen
- Borgwardt F, Unfer G, Auer S, Waldner K, El-Matbouli M, Bechter T (2020) Direct and Indirect Climate Change Impacts on Brown Trout in Central Europe: How Thermal Regimes Reinforce Physiological Stress and Support the Emergence of Diseases. *FRONT ENV SCI-SWITZ*. 2020 8, 59
- Crandall K A, Bininda-Emonds O R R, Mace G M, Wayne R K (2000) Considering evolutionary processes in conservation biology. *Trends Ecol Evol*. 2000 Jul 1 15(7), 290–5, PMID:10856956
- Doenz C J, Seehausen O (2020) Rediscovery of a presumed extinct species, *Salvelinus profundus*, after re-oligotrophication. *Ecology* 101(8), e03065. 10.1002/ecy.3065
- Fitzinger L J, Heckel J (1836) Monographische Darstellung der Gattung *Acipenser*. *Annalen Wien Museums*, 1, 261–326
- Fraser D J, Bernatchez L (2001) Adaptive evolutionary conservation: towards a unified concept for defining conservation units. *Molecular Ecology* 10(12), 2741–2752. PMID:11903888
- Freyhof J, Brooks E (2011) European Red List of Freshwater Fishes. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 72pp
- Freyhof J, Chebanov M, Pourkazemi M. (2022) *Acipenser nudiventris*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T225A135062224. (DOI: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T225A135062224.en>), accessed on 29 August 2023
- Friedrich T, Pekarik L, Ratschan C, Zauner G (2016) Restoration programs for the Sterlet (*Acipenser ruthenus*) in the Upper and Middle Danube. *Danube News* 33, 4–4, ISSN 2070-1292
- Friedrich T, Wiesner C, Zangl L, Daill D, Freyhof J, Koblmüller S (2018a) *Romanogobio skywalkei*, a new gudgeon (Teleostei: Gobionidae) from the upper Mur River, Austria. *Zootaxa*. 4403(2), 336–350 (DOI: 10.11646/zootaxa.4403.2.6)
- Friedrich T, Erhard F, Pinter K, Reckendorfer W, Schmutz S, Unfer G (2018b) Ökologische Sukzession der Fischfauna im neuen Traisen-Laufes in den Jahren 2014 bis 2017. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 70(5-6), 282–290, ISSN 0945-358X
- Friedrich T, Reinartz R, Gessner J (2019) Sturgeon re-introduction in the Upper and Middle Danube River Basin. *J Applied Ichthyology* 35, 1059–1068 (DOI: <https://doi.org/10.1111/jai.13966>)
- Friedrich T, Lieckfeldt D, Ludwig A (2022) Genetic Assessment of Remnant Sub-Populations of Sterlet (*Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758) in the Upper Danube. *Diversity* 14(10), 893. <https://doi.org/10.3390/d14100893>
- Gerster S, Rey P (1994) Ökologische Folgen von Stauraumpülungen. 219, Schriftenreihe Umwelt. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). 43pp
- Greimel F, Schülting L, Graf W, Bondar-Kunze E, Auer S, Zeiringer B, Hauer C (2018) Hydropeaking Impacts and Mitigation. In: Schmutz S & Sendzimir J, *Riverine Ecosystem Management, Aquatic Ecology Series* 8, 91–110, Springer, Cham; ISBN 978-3-319-73250-3
- Griffiths A M, Koizumi I, Bright D, Stevens J R (2009) A case of isolation by distance and short-term temporal stability of population structure in brown trout (*Salmo trutta*) within the River Dart, southwest England. *Evolutionary Applications* 2, 537–554
- Haidvogl G, Waidbacher H (2008) Ehemalige Fischfauna an ausgewählten österreichischen Fließgewässern. Unveröffentlichter Projektbericht, Überarbeitete Fassung der Version von 1997. Wien.
- Haidvogl G, Pont D, Dolak H, Hohensinner S (2015) Long-term evolution of fish communities in European mountainous rivers: past log driving effects, river management and species introduction (Salzach River, Danube). *Aquatic Sciences* 77(3), 395–410

- Haidvogel G (2019) Fisch in Wien. Von Hausen und Karpfen zu Kabeljau und Co. In: Zentrum für Umweltgeschichte (Hrsg.): Wasser Stadt Wien – Eine Umweltgeschichte. Universität für Bodenkultur Wien, Technische Universität Wien, 278–291, ISBN 978-3-900932-67-1
- Hoffmann R (2023) The Catch. An environmental History of An Environmental History of Medieval European Fisheries. Cambridge University Press.
- Höfler S, Gumpinger C, Hauer C (2016) Ökologische Maßnahmen an kleinen und mittelgroßen Fließgewässern - Auswirkungen auf die Qualitätselemente der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie und Grenzen der Wirksamkeit – unter besonderer Berücksichtigung der Feinsedimentproblematik. – Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 9-10(16) (DOI: 10.1007/s00506-016-0351-2)
- Hohensinner S, Schachner T, Schmutz S (2022) Habitatrestauration mit Ablaufdatum? Integration dynamischer Prozesse in der Sanierung von Fließgewässern. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 74 (11-12), 423–432, ISSN 0945-358X
- Holčík J (1989) The freshwater fishes of Europe, Part II general introduction to fishes/Acipenseriformes, vol. 1. AULA-Verlag, Wiesbaden
- IUCN (n.d.). Global-freshwater-fish-assessment <https://www.iucn.org/theme/species/our-work/freshwater-biodiversity/our-projects/global-freshwater-fish-assessment>. Letzter Besuch 13.02.2024
- IUCN (2020) Sturgeon more critically endangered than any other group of species. (2020, February 20). <https://www.iucn.org/content/sturgeon-more-critically-endangered-any-other-group-species>. Letzter Besuch 13.02.2024
- Jung M, Ratschan C, Mühlbauer M, Zauner G (2023) Auswirkungen des verringerten Personenschiffsverkehrs während der COVID-19-Pandemie auf das Jungfischauftreten in der österreichischen Donau. Österreichs Fischerei 76(5-6), 137–155
- Jungwirth M, Haidvogel G, Hohensinner S, Waidbacher H, Zauner G (2014) Österreichs Donau. Landschaft - Fisch - Geschichte. Institut für Hydrobiologie & Gewässermanagement, BOKU Wien, 420pp., ISBN: 978-3-900932-20-6
- Kottelat M (1997) European Freshwater fishes. An heuristic checklist of the freshwater fishes (exclusive of former USSR), with an introduction for non-systematists and comments on nomenclature and conservation. Biologia, Bratislava, Section Zoology 52(Suppl. 5), 1–271
- Kottelat M, Freyhof J (2007) Handbook of European Freshwater Fishes. Kottelat, Cornol and Freyhof, Berlin, xiv + 646 pp
- Laikre L (ed.) (1999) Conservation genetic management of brown trout (*Salmo trutta*) in Europe. Report by the Concerted action on identification management and exploitation of genetic resources in brown trout (*Salmo trutta*). ('Troutconcert'; EU FAIR CT97-3882)
- Ludwig A, Lippold S, Debus L, Reinartz R (2009) First evidence of hybridization between endangered sterlets (*Acipenser ruthenus*) and exotic Siberian sturgeons (*Acipenser baerii*) in the Danube River. Biol. Invasions 11, 753–760 (DOI: doi: 10.1007/s10530-008-9289-z)
- Melcher AH, Bakken T H, Friedrich T, Greimel F, Humer N, Schmutz S Zeiringer B, Webb J A (2017) Drawing together multiple lines of evidence from assessment studies of hydropneumatic pressures in impacted rivers. FRESHWATER SCIENCE 36(1), 220–230
- Meulenbroek P, Hein T, Friedrich T, Valentini A, Eros T, Schabuss M, Zornig H, Lenhardt M, Pekarík L, Jean P, Dejean T, Pont D (2022) Sturgeons in large rivers: detecting the near-extinct needles in a haystack via eDNA metabarcoding from water samples. BIODIVERSITY CONSERVATION 31(11), 2817–2832 <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02459-w>
- Muhar S, Januschke K, Kail J, Poppe M, Schmutz S, Hering D, Buijse A D (2016) Evaluating good-practice cases for river restoration across Europe: context, methodological framework, selected results and recommendations. HYDROBIOLOGIA 769(1), 3–19

- Muhar S, Seliger C, Schinegger R, Scheikl S, Brändle J, Hayes D S, Schmutz S (2019) Status and Protection of Rivers - A pan-Alpine overview. In: Muhar S, Muhar A, Egger G, Siegrist D. Rivers of the Alps: Diversity in Nature and Culture 512, Haupt, Bern; ISBN 978-3-258-08114-4
- Muhlfeld C C, Kalinowski S T, McMahon T E, Taper M L, Painter S, Leary R F, Allendorf F W (2009). Hybridization rapidly reduces fitness of a native trout in the wild. *Biology letters* 5(3), 328–331
- Neuburg J, Friedrich T (2023) First description of a remnant population of sterlet (*Acipenser ruthenus*, LINNAEUS 1758) in the eastern Austrian Danube. *Journal for Nature Conservation*, 75, 126473 (DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2023.126473>)
- Olden J D, LeRoy Poff N, Douglas M R, Douglas M E & Fausch K D (2004) Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution* 19, 18–23
- Palandačić A A, Naseka A, Ramler D, Ahnelt H (2017) Contrasting morphology with molecular data: an approach to revision of species complexes based on the example of European Phoxinus (Cyprinidae). *BMC Evolutionary Biology* 17, 184 (DOI: <https://doi.org/10.1186/s12862-017-1032-x>)
- Palandačić A, Kruckenhauser L, Ahnelt H, Mikschi E (2020) European minnows through time: museum collections aid genetic assessment of species introductions in freshwater fishes (Cyprinidae: Phoxinus species complex). *Heredity* 124, 410–422 (DOI: <https://doi.org/10.1038/s41437-019-0292-1>)
- Palandačić A, Witman K, Spikmans F (2022) Molecular analysis reveals multiple native and alien Phoxinus species (Leuciscidae) in the Netherlands and Belgium. *Biological Invasions* 24, 2273–2283 (DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02784-9>)
- Pamminger-Lahnsteiner B, Weiss S, Winkler K A, Wanzenböck J (2009) Composition of native and introduced mtDNA lineages in *Coregonus* sp. in two Austrian lakes: Evidence for spatio-temporal segregation of larvae? *Hydrobiologia* 632(1), 167–75
- Piccolo J J, Unfer G, Lobón-Cervía J (2017) Why conserve native brown trout? Brown trout: Biology, ecology and management, 641–647
- Pinter K (2008) Rearing and stocking of brown trout, *Salmo trutta* L.: Literature review and survey of Austrian fish farmers within the frame of the project-initiative TROUTCHECK. Diploma thesis. Boku Vienna.
- Pinter K, Unfer G, Lundsgaard-Hansen B, Weiss S (2017) Besatzwirtschaft in Österreich und mögliche Effekte auf die innerartliche Vielfalt der Bachforellen. *Österreichs Fischerei* 70, 15–33
- Pinter K, Epifanio J, Unfer G. (2019) Release of hatchery-reared brown trout (*Salmo trutta*) as a threat to wild populations? A case study from Austria. *Fisheries Research* 219, 105296
- Poleksic V, Lenhardt M, Jarić I, Djordjevic D, Gačić Z, Cvijanovic G, Raskovic B (2010) Liver, gills, and skin histopathology and heavy metal content of the Danube sterlet (*Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758). *Environmental Toxicology and Chemistry* 29, 515–521 (DOI: [doi: 10.1002/etc.82](https://doi.org/10.1002/etc.82))
- Ratschan C, Mühlbauer M, Zauner G (2012) Einfluss des schiffahrtsbedingten Wellenschlags auf Jungfische: Sog und Schwall, Drift und Habitatnutzung; Rekrutierung von Fischbeständen in der Donau. *Österreichs Fischerei* 65/3, 50–74
- Ratschan C, Friedrich T, Freyhof J (2021) Handelt es sich beim in der Mur endemischen Smaragd-gressling (*Romanogobio skywalkeri*) um ein Schutzgut nach Anhang II der FFH-Richtlinie? *Österreichs Fischerei* 74/7, 192–199, ISSN 0029-9987
- Schinegger R, Palt M, Segurado P, Schmutz S (2016) Untangling the effects of multiple human stressors and their impacts on fish assemblages in European running waters. *Science of the total Environment* 573, 1079–1088
- Schmutz S, Bakken T H, Friedrich T, Greimel F, Harby A, Jungwirth M, Melcher A, Unfer G, Zeiringer B (2015) Response of Fish Communities to Hydrological and Morphological Alterations in Hydropeaking Rivers of Austria. *River Research and Applications* 31(8), 919–930 (DOI: [10.1002/rra.2795](https://doi.org/10.1002/rra.2795))

- Schmutz S, Jurajda P, Kaufmann S, Lorenz A W, Muhar S, Paillex A, Poppe M, Wolter C (2016) Response of fish assemblages to hydromorphological restoration in central and northern European rivers. *HYDROBIOLOGIA* 769(1), 67–78
- Schmutz S (2023): Gewässersanierung am Beispiel Österreich - ein gemeinsamer Weg. Rundgespräche Forum Ökologie, Gefährdung und Schutz von Oberflächengewässern 49,101–109, Bayrische Akademie der Wissenschaften
- Schmutz S, Jungwirth M, Ratschan C, vSiemens M, Guttman S, Paintner S, Unfer G, Weiss S, Hanfand S, Schenekar T, Schubert M, Brunner H, Born O, Woschitz G, Gum B, Friedl T, Komposch C, Mühlbauer M, Honsig-Erlenburg W, Hackländer K, Haidvogel G, Eberstaller J, Friedrich T, Geist J, Gumpinger C, Graf C, Hofpointner M, Honsig-Erlenburg G, Latzer D, Pinter K, Rechberger A, Schähle Z, Schotzko N, Seliger C, Sutter G, Schröder W, Zauner G (2023) Der Huchen stirbt aus – was tun? Gefährdungsfaktoren und notwendige Maßnahmen in Bayern und Österreich. *Sonderheft Österreichs Fischerei* 176. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7633497>
- Sheth B P, Thaker V S (2017) DNA barcoding and traditional taxonomy: An integrated approach for biodiversity conservation. *Genome* 60(7), 618–28, pmid:28431212
- Unfer G, Rauch P (2019) Fischschutz und Fischabstieg in Österreich. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien. Endbericht
- Wanzenböck J, Kovacek H, Herzig-Strachil B (1989). Zum Vorkommen der Gründlinge (Gattung: Gobio; Cyprinidae) im österreichischen Donauraum. *Österreichs Fischerei* 42, 118–12
- Weiss S, Schlötterer C, Waidbacher H, Jungwirth M (2001) Haplotype (mtDNA) diversity of brown trout *Salmo trutta* in tributaries of the Austrian Danube: massive introgression of Atlantic basin fish – by man or nature? *Molecular Ecology* 10, 1241–1246
- Weiss S, Persat H, Eppe R, Schlötterer C, Uiblein F (2002) Complex pattern of colonization and refugia revealed for European grayling *Thymallus thymallus*, based on complete sequencing of the mitochondrial DNA control region. *Molecular Ecology* 11, 1393–1407
- Weiss S, Kopun, T, Sušnik Bajec S (2013) Assessing natural and disturbed population structure in European grayling *Thymallus thymallus*: melding phylogeographic, population genetic and jurisdictional perspectives for conservation planning. *Journal of fish biology* 82(2), 505–521
- Winkler K A, Paminger-Lahnsteiner B, Wanzenböck J, Weiss S (2011) Hybridization and restricted gene flow between native and introduced stocks of Alpine whitefish (*Coregonus* sp.) across multiple environments. *Molecular Ecology* 20(3),456–72, pmid:21199024
- Witt C, Friedrich T (2022) Not a galaxy far, far away. A first look into the microhabitat of Romanogobio skywalkeri. *Journal of Applied Ichthyology* 38, 44–52. <https://doi.org/10.1111/jai.14286>
- Wolfram G, Miksch E (2007) Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. Böhlau Verlag
- WWF (2023) Poaching of sturgeon: a continuing threat to the survival of wild sturgeon in the Lower Danube Region. Updated evidence for sturgeon trafficking (2016-2022) Report June 2023. 36pp
- Zangl L, Daill D, Gessl W, Friedrich T, Koblmüller S (2020) Austrian gudgeons of the genus Gobio (Teleostei: Gobionidae): a mixture of divergent lineages. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 58, 327–340 (DOI: <https://doi.org/10.1111/jzs.12340>)
- Zangl L, Schäffer S, Daill D, Friedrich T, Gessl W, Mladinic M, Sturmbauer C, Wanzenböck J, Weiss S, Koblmüller S (2022) A comprehensive DNA barcode inventory of Austria's fish species. *PLOS ONE* 17(6), e0268694 (DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0268694>)
- Zauner G, Jung M, Ratschan C, Mühlbauer M (2015) Fischökologische Sanierung von Fließstrecken und Stauhaltungen der österreichischen Donau gem. WRRL: Immer der Nase (*Chondrostoma nasus*) nach. *Österreichs Fischerei* 68, 177–196

Eingelangt: 2024 01 19

Anschriften:

Thomas Friedrich, E-Mail: thomas.friedrich@boku.ac.at,

ORCID: 0000-0002-9881-5392 (corresponding author)

Stefan Schmutz, E-Mail: stefan.schmutz@boku.ac.at, ORCID: 000-0002-3013-0450

Günther Unfer, E-Mail: guenther.unfer@boku.ac.at, ORCID: 0000-0002-2398-153X

Gertrud Haidvogel, E-Mail: gertrud.haidvogel@boku.ac.at,

ORCID: 0000-0003-0784-4057

Department Wasser – Atmosphäre - Umwelt, Institut für Hydrobiologie und
Gewässermanagement, Universität für Bodenkultur Wien, Gregor-Mendelstraße 33,
A-1180 Wien.

Stephan Koblmüller, E-Mail: stephan.koblmuegger@uni-graz.at,

ORCID: 0000-0002-1024-3220, Institut für Biologie, Universität Graz,

Universitätsplatz 2, A-8010 Graz.