

Fischbesatz in Südtirol während der letzten 30 Jahre: konstante Priorisierung nicht-heimischer Arten

Abstract

Fish stocking in South Tyrol over the last 30 years: the constant prioritization of non-native species

Fish stocking is a common practice to support endangered fish species or to promote local fisheries, also in South Tyrol, but current species protection and the maintenance of functioning aquatic ecosystems require sustainable management and stocking activity. While stocking measures in South Tyrol's waters have been documented for decades, cross-water and province-wide stocking dynamics and priorities or shifts in population densities of stocked fish species have not yet been examined.

In analyzing stocking and fish survey data from the local Hunting and Fishing Office from the last 20 (fish surveys) and 30 (stocking) years we demonstrate a general decrease of fish stocking throughout the province and identify past and present prioritized fish species. The non-native *Salmo trutta* and *Oncorhynchus mykiss* have been and still are the most stocked fish in South Tyrol (46 ±3% and 37 ±4% of the total stocked biomass) with little differences between catchments, while the native *Salmo marmoratus* was stocked much less (15 ±5%) and has even been replaced by stocking eggs and juveniles within the last years. The minor stocking of *Salvelinus fontinalis* (4 ±1%) was stopped. Similarly, comparisons of multiple fished populations reveal comparable patterns with strong positive trends for the most stocked *Oncorhynchus mykiss* (+7.1%), while densities of sparsely stocked *Salvelinus fontinalis* decreased sharply (-7%). Also, the native and protected *Salmo marmoratus* shows slight decreases over the last decades, which is why scientifically based conservation measures (e.g., egg stocking) and ongoing province-wide monitoring of population trends remain necessary.

Keywords: monitoring, electro fishing, population trends, salmonids, mountain rivers, fish stocking

Adressen der Autorin und Autoren:

¹ Naturmuseum Südtirol, Bozen

² Fließgewässerökologie und Naturschutz, Institut für Ökologie, Universität Innsbruck, Innsbruck

³ Institut für Alpine Umwelt, Eurac Research, Bozen

Korrespondenz:

Georg H. Niedrist,
Fließgewässerökologie
und Naturschutz,
Institut für Ökologie,
Universität Innsbruck,
Technikerstr. 25,
6020 Innsbruck, Österreich.
Georg.Niedrist@uibk.ac.at,
ORCID: 0000-0002-
2852-4661

eingereicht: 27.09.2022
angenommen: 12.10.2022

DOI: 10.5281/
zenodo.7215789
online veröffentlicht
am 30.12.2022

1. Einleitung

Fließgewässer wurden bereits seit Jahrtausenden vom Menschen verändert (GREGORY 2006), die Geschwindigkeit dieser Veränderungen nahm aber im Anthropozän stark zu (FALKENMARK et al. 2003) mit Folgen für das aquatische Leben in diesen Ökosystemen (e.g., HUNT et al. 2014, ALEXIADES & KRAFT 2017). Neben relevanten ökologischen Komponenten von Fließgewässern (z. B. Sediment- und Nährstoffhaushalt) gelten auch Fischbestände v.a. aufgrund Lebensraumverlust, Gewässerverschmutzung, Habitat-Degradierung oder Lebensraum-Zerschneidung generell als stark beeinträchtigt oder gar gefährdet (MURCHIE et al. 2008, WWF 2020). Auch Bergregionen wie Südtirol scheinen von solchen Defiziten in Gewässerlebensräumen betroffen zu sein, wie eine Langzeit-Abnahme vorkommender Fischarten im Einzugsgebiet der Salzach zeigte (HAIDVOGL et al. 2015). Neben strukturellen Eingriffen in Gewässern wirken aber auch hydrologische Unregelmäßigkeiten (wie etwa das sog. *hydropeaking*) auf die vorherrschenden Fischgemeinschaften (SCHMUTZ et al. 2015). Solch unnatürliche hydrologische Schwankungen behindern zusätzlich die Fortpflanzung und die Entwicklung von Fischen (BARTOŇ et al. 2022), wodurch die natürliche Reproduktion in vielen Fließgewässern gestört oder gar nicht mehr gegeben sein kann.

Auch in Südtirols Gewässern wird dem Fischbestand mittels Besatz unter die Arme gegriffen, hier sind jedoch folgende beiden Motive zu unterscheiden: Um gefährdete heimische Fischpopulationen (z. B. die heimische Salmoniden-Art *Salmo marmoratus*) vor dem Aussterben zu bewahren, werden diese durch Einbringung von Fischen gestützt – dies ist das eigentliche Ziel von Besatzmaßnahmen. Solche Maßnahmen werden üblicherweise bis zum Aufbau stabiler Populationen mit ausreichender Selbsterhaltung fortgesetzt und werden meist von behördlicher Seite beauftragt bzw. ausgeführt (Amt für Jagd und Fischerei, Aquatisches Artenschutzzentrum) und entsprechend begleitet (z. B. PROJEKTTEAM MARMOGEN 2020). Dies geschieht vorwiegend im Zuge von Wiederansiedlungsprojekten bzw. für die Stärkung von Populationen heimischer (autochthoner) Fischarten.

Neben diesen gezielten unterstützenden Maßnahmen werden auch vonseiten Bewirtschafter:innen und Fischereivereinen Besatzmaßnahmen durchgeführt. Diese beruhen jedoch meist auf fischereiwirtschaftlicher Basis (Besatz v.a. mit wirtschaftlich relevanten Fischarten) und werden individuell organisiert und umgesetzt. Aufgrund starker konkurrierender Eigenschaften der eingesetzten Fischarten und überlappender Lebensräume kam es durch Besatzmaßnahmen gebietsfremder (allochthoner) Arten jedoch zu negativen Effekten für heimische und zu erhaltende Arten (insbesondere zwischen konkurrierenden Salmoniden-Arten *Salmo marmoratus* [heimisch], *S. trutta* und *Oncorhynchus mykiss* [beide nicht-heimisch]) (POLGAR et al. 2022), weshalb in der Vergangenheit auch Management-Änderungen notwendig wurden. Generell können eingebrachte Fische ein Ökosystem nachhaltig und vielfach verändern, etwa durch ihre Ernährungsweise (EBY et al. 2006, EISENDLE et al. 2022), ihr Konkurrenzverhalten oder aber auch durch genetische Einmischung (MELDGAARD et al. 2007, MANDEVILLE et al. 2019). Aber obwohl die Besatzmaßnahmen den Behörden seit Jahrzehnten gemeldet werden, beschränkte sich die Berücksichtigung von Maßnahmen meist nur auf einzelne Gewässer bzw. einzelne Gewässereinzugsgebiete und deren qualitativen Einstufung. Bisher wurden gewässerübergreifende und provinz-weite Verschiebungen von Populationsstärken und verschiedene Besatzintensitäten und -prioritäten in unterschiedlichen Einzugsgebieten nicht gesamtheitlich betrachtet. Solche Auswertungen könnten jedoch künftiges Management der Gewässer optimieren.

In dieser Arbeit wurde deshalb der Besatz von Fischen in Fließgewässern Südtirols über den Zeitraum von >30 Jahre zusammengefasst und getrennt nach Einzugsgebieten und Fischarten analysiert. Innerhalb von Südtirol wurde der Besatz in verschiedenen Gewässereinzugsgebieten gegenübergestellt. Dabei wurden der zeitliche Verlauf und veränderte Prioritäten identifiziert.

Zudem wurden Populationsschwankungen der besetzten Arten an gleichen Standorten innerhalb des Zeitraumes 2000–2020 identifiziert und mit den Besatzaufwendungen verglichen.

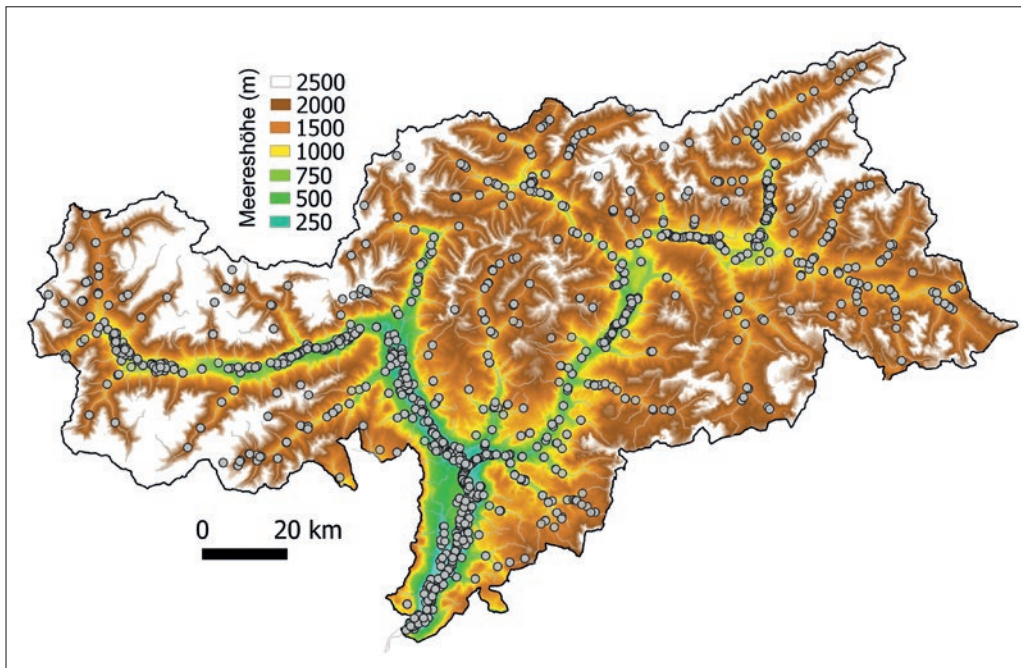


Abb. 1: Darstellung der Höhenlagen Südtirols und der berücksichtigten Befischungen (Zeitraum 2000–2020, n=1333).
Figure 1: Altitudinal ranges in South Tyrol and the considered fish surveys (period 2000–2020, n=1333).

2. Untersuchungsgebiet

Die norditalienische Provinz Bozen (Südtirol/Alto Adige) erstreckt sich über eine Fläche von 7400 km² und nimmt einen beträchtlichen Teil der westlichen Ostalpen ein. Sie weist eine diverse Landschaft auf, welche sich in der Vielfalt der Gewässer und Fischregionen widerspiegelt (hochgelegene Bergbäche bis tiefgelegene Talgräben), wobei die meisten Fischgewässer laut Meraner (MERANER 2010) als epirhithrale Fischregion gelten (64.8% aller Gewässer Südtirols) und nur wenige der metarhithralen (13.8%), hyporhithralen (7.4%), epipotamalen (2.5%) oder metapotamalen (2.7%) Fischregion angehören. Einige Gewässer wurden als fischfreie Gewässer bewertet (8.8%), da sie entweder sehr hochgelegen und/oder von Fischgewässern abgeschnitten sind (z. B. oberer Abschnitt des Saldurbaches).

3. Material und Methoden

3.1 Datenquelle

Fischbesatz

Der Fischbesatz in den Fischgewässern wird meist von den Bewirtschaftern der individuellen Gewässerabschnitte durchgeführt und ist seit Jahrzehnten meldepflichtig. Aus diesem Grund liegt dem zuständigen Amt für Jagd und Fischerei ein zusammenhängender Datensatz über den Besatz in den unterschiedlichen Gewässern vor. Besatzmaßnahmen wurden an insgesamt 288 Gewässerabschnitten im Zeitraum von 1988 bis 2019 aufgenommen, der genaue Standort, an dem Besatz durchgeführt wurde, ist jedoch meist nicht dokumentiert. Über die Jahre änderte sich der Umfang der Aufzeichnungen des Fischbesatzes, beständig wurde jedoch die Masse des Besatzes (kg) aller Arten aufgenommen.

Abschätzung der Populationstrends

Die Schätzungen von Populationsentwicklungen basieren auf wiederkehrenden quantitativen Befischungen in denselben Abschnitten zwischen 2000 und 2020 (236 Befischungen

and 98 verschiedenen Stellen). Diese Befischungen wurden vorwiegend vom Amt für Jagd und Fischerei durchgeführt.

3.2 Analyse

Wir benutzten R (R CORE TEAM 2021) zur reproduzierbaren Bearbeitung des Datensatzes, zur Zusammenfassung und graphischen Darstellung wurden die Pakete *dplyr* (WICKHAM et al. 2020) und *ggplot2* (WICKHAM 2016) verwendet.

Fischbesatz

Diese Arbeit fasst den Besatz pro Fischart und Jahr zusammen, wodurch erstmals ein Überblick über das Ausmaß von Besatzmaßnahmen für unterschiedliche Fischarten im ganzen Land ermöglicht wird. Innerhalb des Studienzeitraums änderten sich einige Abschnitte (Abschnittslänge oder Start- und Endpunkte), bei der Zusammenfassung dieser Daten wurde folglich der längste gemeinsame Abschnitt verwendet.

Der zeitliche Verlauf des Gesamtbesatzes wurde mittels (linearen) Modellen beschrieben, zeitliche Entwicklungen wurden mittels F-Tests überprüft.

Abschätzung von Populationstrends

Die erhobenen Populationsdichten (Dichte pro Fischart, Individuen/ha) an mehrmals befischten Stellen wurden verglichen, die dazwischenliegende Entwicklung (negative oder positive jährliche Zuwachsrate) wurde mittels einfacher linearer Modelle beschrieben und als standardisierte Rate angegeben (mittlere Zunahme/Abnahme pro Jahr, in %). Alle Stellen zusammen ergaben einen mittleren (regionalen) Trend der Bestände der Fischarten. Anzumerken gilt, dass die Marmorierte Forelle aufgrund ihrer äußeren Erscheinung (Phenotyp) nicht von Hybriden mit der Bachforelle unterschieden werden kann und dass es sich auch aufgrund von Momentaufnahmen um Schätzungen der Populationsentwicklungen handelt.

4. Ergebnisse

Mengen- und massenmäßig werden in Südtirols Gewässern vorwiegend Salmoniden besetzt. Über den gesamten Studien-Zeitraum betrachtet ist die wichtigste Art die Forelle (*Salmo trutta*, nicht-heimisch) mit durchschnittlich $25.3 \pm 3 \text{ kg}^3 \text{ Jahr}^{-1}$, gefolgt von der Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*, nicht-heimisch) mit $19.3 \pm 1.7 \text{ kg}^3 \text{ Jahr}^{-1}$. Wesentlich geringer wird und wurde die Marmorierte Forelle (*Salmo marmoratus*, heimisch) mit durchschnittlich $4.7 \pm 0.8 \text{ kg}^3 \text{ Jahr}^{-1}$ und der Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*, nicht-heimisch) mit $3.0 \pm 0.4 \text{ kg}^3 \text{ Jahr}^{-1}$ besetzt. Weitere Besatzfische in der Provinz Bozen sind die Äsche (*Thymallus* sp., eingebürgert), der Seesaibling (*Salvelinus alpinus*, nicht-heimisch), die Renke (*Coregonus* sp., eingebürgert), der Karpfen (*Cyprinus carpio*, eingebürgert), die Schleie (*Tinca tinca*, heimisch), der Hecht (*Esox lucius*, nicht-heimisch) und der Aal (*Anguilla anguilla*, heimisch). Insgesamt repräsentieren diese weiteren Besatzfische – auf die Biomasse bezogen – jedoch nur ca. 3% des durchschnittlichen jährlichen Besatzausmaßes (Massenanteil).

Im zeitlichen Verlauf schwankt der landesweite Besatz, wobei in den späten 1980er Jahren und zu Beginn der 1990er Jahre mehr besetzt wurde als in den letzten beiden Jahrzehnten (Abb. 3 rechts). Während zu Beginn der Datenreihe vorwiegend und fast ausschließlich Forellen (*S. trutta*, 50–60%) und Regenbogenforellen (*O. mykiss*, 30–40%) besetzt wurden, wurden den Gewässern zwischen 2000 und 2016 auch erhebliche Mengen an Marmorierten Forellen zugeführt (zwischen 0.7 und $14.5 \text{ kg}^3 \text{ Jahr}^{-1}$). In diesem Zeitfenster machte der Besatz Marmorierter Forellen mitunter bis zu 30% der gesamten Besatzmasse aus (Abb. 3 links).

In jüngerer Vergangenheit ging der landesweite Besatz (bezogen auf die Masse) zurück (Abb. 3). Bis 1993 belief sich die besetzte Fischbiomasse auf über 100 Tonnen pro Jahr (der höchste Wert wurde im Jahr 1992 verzeichnet), anschließend ging er auf ca. 50–60 Tonnen pro Jahr zurück und blieb von 2000 bis 2016 auf 42.5 ± 2.7 Tonnen Jahr^{-1} (Abb. 3).

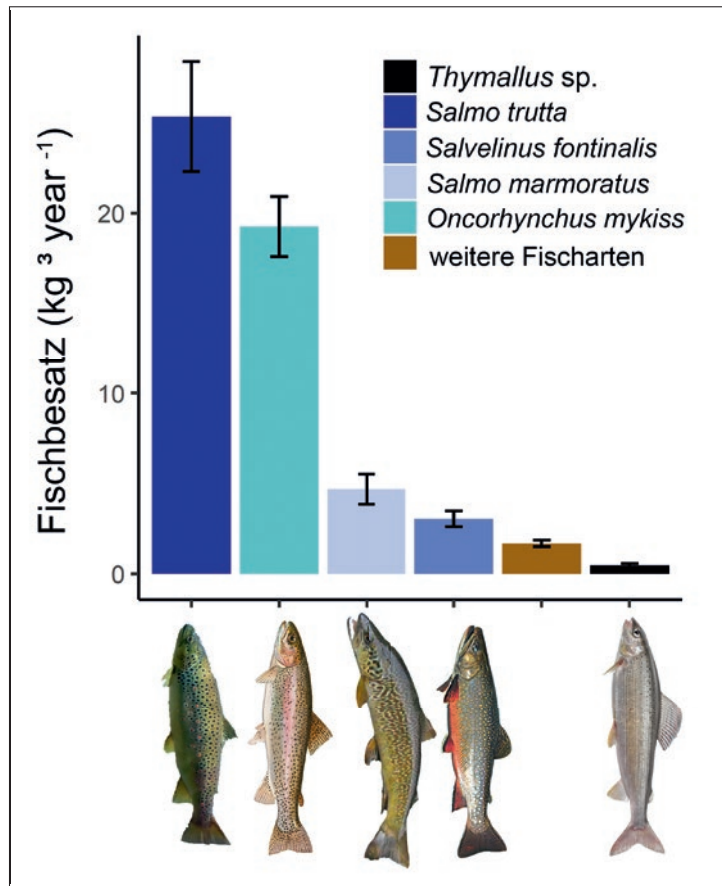


Abb. 2: Mittlere Intensität des Fischbesatzes (Tonnen pro Jahr) der wichtigsten Besatzfische in Südtirol. Die Balken stellen die gemittelte jährliche Gesamtmasse an besetztem Fisch dar (1988–2019), die Abweichungen stellen den Standardfehler des Mittelwertes über die Jahre dar. „Andere Fischarten“ gruppiert folgende Fischarten: Europäischer Aal, Hecht, Renke, Schleie, Brachse, und Karpfen.

Figure 2: Mean intensity of fish stocking (in tons per year) of the most important stocked fish species in South Tyrol. Bars represent the mean annual sum of stocked biomass (1988–2019), deviations are the standard error of this mean over the years. “Weitere Fischarten” (= “other fish species”) groups the following species: European eel, pike, whitefish, tench, bream, and carp.

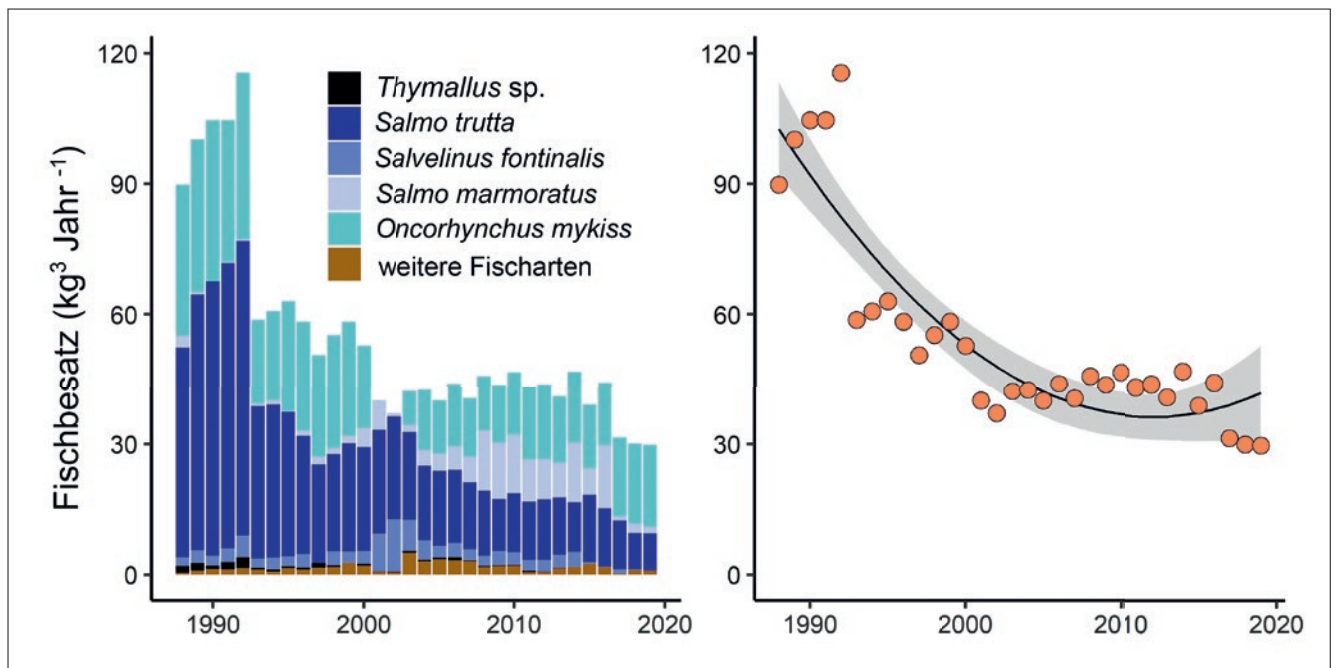


Abb. 3: Artsspezifisches (links) und gesamtes Ausmaß der Besatzmaßnahmen (in Tonnen pro Jahr) von 1988 bis 2019.
Figure 3: Species-specific (left) and overall (right) extend of stocking measures (in tons per year) from 1988 to 2019.

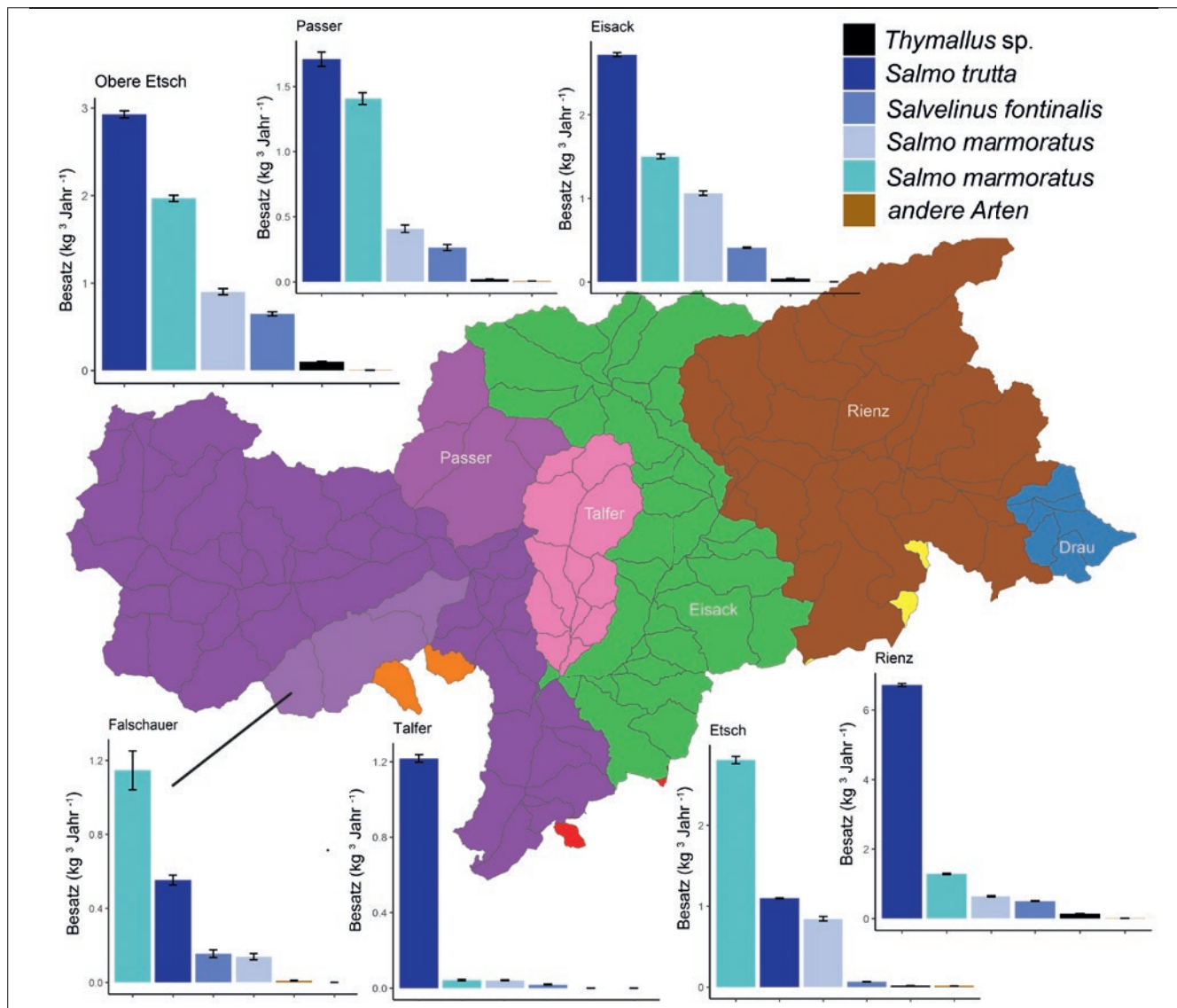


Abb. 4: Durchschnittlicher Besatz pro Fischart, Großeinzugsgebiet und Jahr (in Tonnen pro Jahr). Während die absoluten Zahlen auch von der Größe der Einzugsgebiete abhängen, sind unterschiedliche Prioritäten klar ersichtlich („Obere Etsch“ = Etsch vom Reschenpass bis Meran).

Figure 4: Average stocking intensity per fish species, major catchment area and year (in tons per year). Although the absolute numbers also depend on the catchment sizes, different priorities are clearly evident. (“Obere Etsch” = “Upper Adige” corresponds to the Adige catchment between the Resia Pass and Meran).

Neben der zeitlichen Dynamik weisen die Zahlen auch auf unterschiedliche Prioritäten des Besatzes in Südtirols Gewässereinzugsgebieten hin. Gewässer in den Einzugsgebieten der Rienz, des Eisacks, der Talfer und der oberen Etsch (bis Meran) werden vorwiegend mit Forellen (*S. trutta*) und zweitrangig mit Regenbogenforellen (*O. mykiss*) besetzt. In Gewässer der Einzugsgebiete untere Etsch und Falschauer werden jedoch weit mehr Regenbogenforellen als Forellen eingebracht (Abb. 4).

Vergleiche von Populationsdichten (Individuen/ha) an gleichen Stellen zeigen unterschiedliche regionale Entwicklungen der besetzten Fischarten, diese Ergebnisse decken sich mit den (weniger verfügbaren) Biomasse-Daten. Der Bachsaibling (BS in Abb. 5) weist vermehrt negative Entwicklungen auf mit einem gemittelten negativen Trend von $-7\% \text{ Jahr}^{-1}$. Dem gegenüber zeigen Erhebungen der Regenbogenforelle (RF in Abb. 5) vermehrt positive Populationsentwicklungen ($+7\% \text{ Jahr}^{-1}$). Die mehrfach befischten Populationen der Äschen (*Thymallus aeliani* und *T. thymallus*) weisen ähnlich viele und starke negative sowie positive Entwicklungen auf, gesamtheitlich ergibt das einen

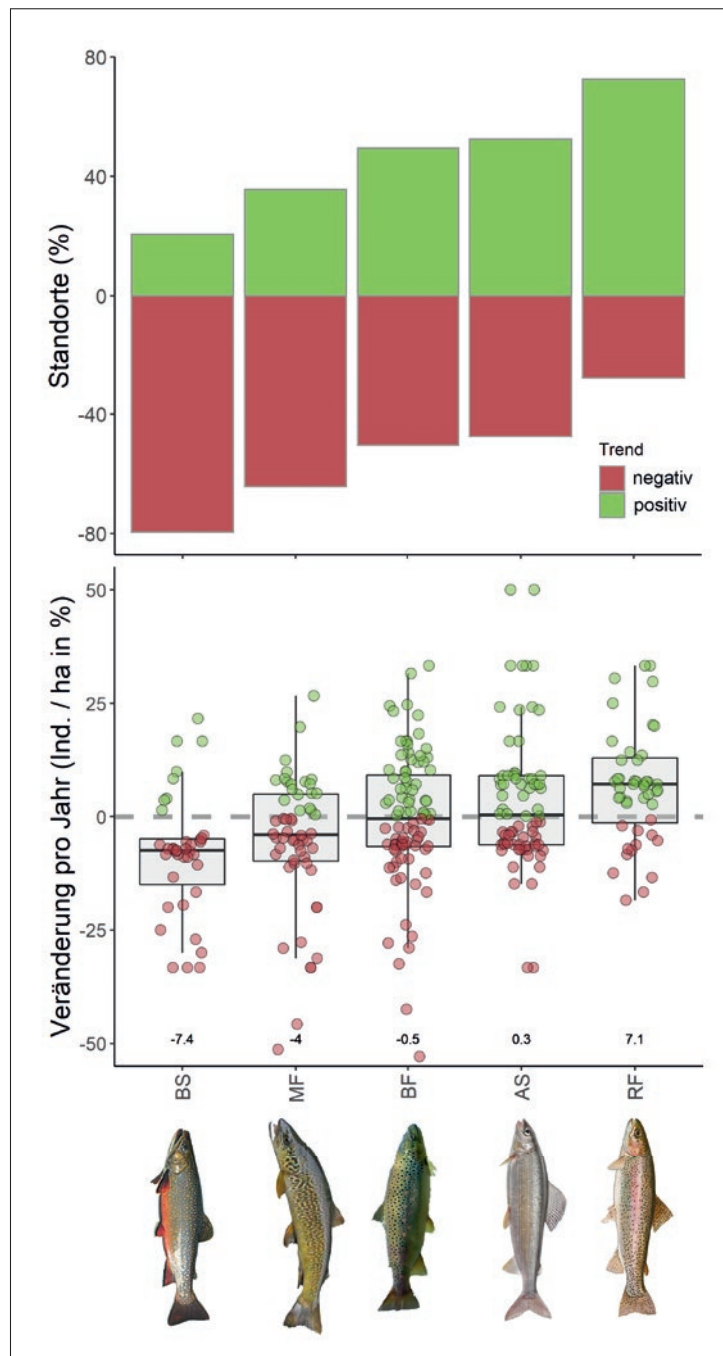


Abb. 5: Anteil der Standorte mit positiven/negativen Populations-trends (oben) und Veränderungs-raten von Populationsgrößen aller mehrfach befischten Gewässer-strecken (standardisierte Veränderung von Individuen $\text{ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, in %, unten). ,BS' = Bachsaibling, ,MF' = Marmorierte Forelle, ,BF' = Bachforelle, ,AS' = Äsche(n), ,RF' = Regenbogenforelle.

Figure 5: Proportion of sites with positive/negative population trends (above) and trends of population sizes of all multiply surveyed river reaches (standardized change of individuals $\text{ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, in %, below). ,BS' = brook trout, ,MF' = marbled trout, ,BF' = brown trout, ,AS' = grayling(s), ,RF' = rainbow trout.

neutralen Trend (regional gemittelte Rate von $+0.3\% \text{ Jahr}^{-1}$). Ebenso zeigen die beobachteten Populationsdichten der Bachforelle keinen nennenswerten regionalen Trend (BF in Abb. 5, $-0.5\% \text{ Jahr}^{-1}$), während Populationsdichten der Marmorierten Forellen (MF in Abb. 5) mehrheitlich (an 64% aller Standorte) und verstärkt ($-4\% \text{ Jahr}^{-1}$) abnehmen.

5. Diskussion

Der Besatz von Fischen ist eine gängige Praxis in genutzten Fischgewässern (HUNT et al. 2014), dieser wird meist von individuellen Bewirtschaftern oder Fischereivereinen zur Erhöhung der fischereilichen Attraktivität durchgeführt. Während jedoch für einzelne Gewässer Pläne zur Entwicklung der Fischpopulationen teilweise vorliegen, war eine Zusammenschau in ganz Südtirol bisher nicht oder nur ansatzweise möglich.

Diese Arbeit zeigt auf, dass die meistbesetzten Arten nicht-heimische Salmoniden-Arten sind, wodurch deren Populationsdichten und dadurch ihre Konkurrenzstärke gegenüber heimischen Arten bereits seit >30 Jahren gestützt werden.

Südtirols Gewässer werden vorwiegend mit wirtschaftlich interessanten Fischarten besetzt, Gewässer ohne wiederkehrende Besatzmaßnahmen sind rar (REDAKTION LFVS 2016). Nach wie vor werden hauptsächlich Bachforellen und Regenbogenforellen in Südtirols Gewässer eingebracht, die Stützung heimischer Arten (Marmorierter Forelle, Äschen) ist – bezogen auf die Biomasse – weniger bedeutend. Es ist davon auszugehen, dass die weitreichende Einbringung von mitunter fangfähigen Regenbogen- und Bachforellen deren hier aufgezeigte Vorreiterrolle unter den Besatzfischen verstärkt.

Zwischen 2000 und 2016 wurden große Mengen an entnahmefähigen Marmorierten Forellen in Südtirols Gewässern zur vermeintlichen Stützung dieser heimischen Art besetzt. Generell soll angemerkt sein, dass die weltweiten Bemühungen zum Erhalten und Stützen von heimischen Forellenvorkommen einem Trend des Umbruchs unterliegen (PICCOLO et al. 2017, DAUWALTER et al. 2020) und dass *Salmo marmoratus* im Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie geführt wird (EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT 1992). Gemäß Artikel 6 dieser EU-Richtlinie sollen geeignete Bewirtschaftungs- und Entwicklungspläne einen günstigen Erhaltungszustand der Arten nach Anhang II ermöglichen, Verschlechterungen sowie Störungen der Habitats sollen jedenfalls vermieden werden. Nach 2016 wurde der Besatz der Marmorierten Forelle in Südtiroler Gewässern neu ausgerichtet und wird seitdem wissenschaftlich begleitet (PROJEKTEAM MARMOGEN 2020). Der Besatz wird seitdem ausschließlich in Form von Eimaterial und Brütlingen und nicht mehr als entwickelter Fisch vorgenommen, um ein naturnahes Aufwachsen und Anpassen zu fördern (dieser vollzogene Strategiewechsel zeigt sich in den hier zusammengefassten Daten in Form der reduzierten Besatzbiomasse). Es hat sich nämlich gezeigt, dass Salmonidenbestände durch Besatz mit domestizierten Zuchtfischen langfristig gesehen geschwächt werden und dass Fische mit Zuchthintergrund diese reduzierte Fitness auch an ihre Nachkommen in freier Wildbahn weitergeben (HANSEN 2002, ARAKI et al. 2007, KOCH et al. 2022). Die in dieser Arbeit aufgezeigten Schätzungen provinzweiter Populationsentwicklungen verdeutlichen eine gesamtheitlich negative Entwicklung für die Marmorierter Forelle innerhalb der letzten 20 Jahre, punktuell wurden jedoch auch positive Trends verzeichnet. Es ist jedoch festzuhalten, dass diese Schätzungen die generelle Entwicklung innerhalb der letzten beiden Jahrzehnte aufzeigen, während Effekte von veränderten Aufzucht- und Besatzmaßnahmen (noch) nicht quantifizierbar sind.

Eine kombinierte Betrachtung von Besatz-Ausmaß und der Entwicklung der jeweiligen Fischarten weist auf einen möglichen Zusammenhang hin – zumindest für die Arten Regenbogenforelle und Bachsaibling. Während – übers ganze Land gesehen – die Populationsdichten von Regenbogenforellen an den meisten Standorten und vermehrt zunehmen (mittlere jährliche Steigerung um 7.1%), sinken die Populationsdichten der Bachsaiblinge stark, nur an vereinzelten Standorten wurden positive Trends beobachtet. Gleichzeitig wurden Bachsaiblinge nur in sehr geringem Ausmaß besetzt (durchschnittlich nur 6.3% ±1.2% des gesamten Fischbesatzes pro Jahr), während die Regenbogenforelle über die letzten 20 Jahre durchschnittlich 35.6% ±2.3% des Fischbesatzes repräsentierte und in den letzten Jahren (v.a. 2018, 2019) sogar >60% des gesamten Fischbesatzes erreichte.

6. Schlussfolgerung

Über die letzten zwei Jahrzehnte betrachtet ging der Fischbesatz (bezogen auf die Masse an besetztem Fisch) in der ganzen Provinz Südtirol um die Hälfte zurück. Landesweit betrachtet blieb das Verhältnis der besetzten Fischarten jedoch ähnlich: Hauptbesatzfische sind die beiden nicht-heimischen Arten für Südtirol, die Bachforelle (*Salmo trutta*) und die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*). Zwischen Großeingzugsgebieten der Provinz Bozen (z. B. Rienz, Passer, Eisack) gibt es Unterschiede in der Priorisierung der Arten, bemessen auf die Masse werden diese beiden wirtschaftlich relevanten Arten nach wie vor am meisten besetzt.

Kausale Zusammenhänge zwischen Besatz und Populationstrends sind mittels dieser regionalen Betrachtung nicht möglich, hier ist zu empfehlen, besetzte und nicht-besetzte Gewässer in Hinsicht auf die besetzten Arten gegenüberzustellen. Auffällig in dieser zusammenfassenden Arbeit ist jedoch, dass die am stärksten besetzten Salmoniden (Regenbogenforelle) die höchsten Zuwachsraten zeigen, während Populationsdichten der nicht oder kaum mehr besetzten Bachsaiblinge vorwiegend und stark zurückgehen.

Diese Zusammenschau des Fischbesatzes in Südtirol zeigt, dass einerseits die Datenerhebung im Vergleich zu anderen Regionen (z. B. Nordtirol, siehe SCHMÖLZ et al. 2022) gut ist (keine bemerkbaren Lücken in der Datenaufzeichnung), dass die Hauptbesatzfische jedoch nach wie vor nicht-heimische Arten sind, obwohl negative Auswirkungen (wie etwa Hybridisierung oder starker Konkurrenzdruck) auf heimische Fische durchaus bekannt sind (DAUWALTER et al. 2020, POLGAR et al. 2022). Um den Vorgaben der FFH-Richtlinie (bzgl. der Anhang II-Art *S. marmoratus*) nachzukommen, sollten überlappende Besiedelungen mit Bachforellen noch weiter reduziert werden. Typische Habitate der Marmorierten Forelle (vorwiegend größere Gewässerabschnitte der metarhithralen Fischregion) sollten aufgewertet und vor Beeinträchtigungen geschont werden, um Verschlechterungen sowie Störungen der Habitate zu vermeiden, und die geänderten Maßnahmen zur Stützung der Populationen sollen weitergeführt und Populationsdichten und -Biomassen weiterhin beobachtet werden. In weiterer Zukunft sollten auch überregionale Veränderungen, wie etwa steigende Wassertemperaturen in Fließgewässern im Alpenraum (NIEDRIST & FÜREDER 2021, NIEDRIST in Begutachtung) in Hinblick auf die Fitness v.a. kälteliebender Salmoniden-Populationen berücksichtigt werden.

7. Dank

Wir danken dem Amt für Jagd und Fischerei für die Datenerhebung, die Datenaufzeichnung sowie die Bereitstellung der Daten und dem Begutachter für die Kommentare zum Manuskript.

Diese Arbeit wurde vom Forschungsfond des Betriebes Südtiroler Landesmuseen im Rahmen des Projektes *Die Verbreitung und Gefährdung von Fischen in Südtirol* (CUP H34119000370005) gefördert.

8. Literatur

- ALEXIADES A. V. & KRAFT C. E., 2017: Effects of stocked trout on stream invertebrate communities. *Journal of Freshwater Ecology*, 32: 95–102.
- ARAKI H., COOPER B. & BLOUIN M. S., 2007: Genetic Effects of Captive Breeding Cause a Rapid, Cumulative Fitness Decline in the Wild. *Science*, 318: 100–103.
- BARTOŇ D., BRABEC M., SAJDLOVÁ Z., SOUZA A. T., DURAS J., KORTAN D., BLABOLIL P., VEJŘÍK L., KUBEČKA J. & ŠMEJKAL M., 2022: Hydropeaking causes spatial shifts in a reproducing rheophilic fish. *Science of The Total Environment*, 806:150649.
- DAUWALTER D. C., DUCHI A., EPIFANIO J., GANDOLFI A., GRESSWELL R., JUANES F., KERSHNER J., LOBÓN-CERVIA J., MCGINNITY P., MERANER A., MIKHEEV P., MORITA K., MUHLFELD C. C., PINTER K., POST J. R., UNFER G., VØLLESTAD L. A. & WILLIAMS J. E., 2020: A call for global action to conserve native trout in the 21st century and beyond. *Ecology of Freshwater Fish*, 29: 429–432.
- EBY L., ROACH W., CROWDER L. & STANFORD J., 2006: Effects of stocking-up freshwater food webs. *Trends in Ecology & Evolution*, 21: 576–584.
- EISENDLE D., MEDGYESY N., NIEDRIST G. H., KAINZ M. J. & SOMMARUGA R., 2022: Diet composition and quality of a *Salmo trutta* (L.) population stocked in a high mountain lake since the Middle Ages. *Science of The Total Environment*, 853: 158415.
- EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT. 1992: FFH-Richtlinie: Richtlinie 92/43/EWG des Rates zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, S. 68.
- FALKENMARK M., FOLKE C. & MEYBECK M., 2003: Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 358: 1935–1955.
- GREGORY K. J., 2006: The human role in changing river channels. *Geomorphology*, 79:172–191.
- HAIĐVOGL 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: 395–410.

- HANSEN M. M., 2002: Estimating the long-term effects of stocking domesticated trout into wild brown trout (*Salmo trutta*) populations: an approach using microsatellite DNA analysis of historical and contemporary samples. *Molecular Ecology*, 11: 1003–1015.
- HUNT T. L., GIRI K., BROWN P., INGRAM B. A., JONES P. L., LAURENSEN L. J. B. & WALLIS A. M., 2014: Consequences of fish stocking density in a recreational fishery. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71: 1554–1560.
- KOCH I. J., NUETZEL H. M. & NARUM S. R., 2022: Epigenetic effects associated with salmonid supplementation and domestication. *Environmental Biology of Fishes*, <https://doi.org/10.1007/s10641-022-01278-w>
- MANDEVILLE E., WALTERS A., NORDBERG B., HIGGINS K., BURCKHARDT J. & WAGNER C., 2019: Variable hybridization outcomes in trout are predicted by historical fish stocking and environmental context. *Molecular Ecology*, 28 (16): 3738–3755.
- MELDGAARD T., CRIVELLI A. J., JESENSEK D., POIZAT G., RUBIN J. F. & BERREBI P., 2007: Hybridization mechanisms between the endangered marble trout (*Salmo marmoratus*) and the brown trout (*Salmo trutta*) as revealed by in-stream experiments. *Biological Conservation*, 136: 602–611.
- MERANER A., 2010: Die Anwendung des ISECI Index für die Fließgewässer Südtirols. Page 77. Amt für Gewässerschutz & Amt für Jagd und Fischerei, Bozen.
- MURCHIE K. J., HAIR K. P. E., PULLEN C. E., REDPATH T. D., STEPHENS H. R. & COOKE S. J., 2008: Fish response to modified flow regimes in regulated rivers: research methods, effects and opportunities. *River Research and Applications*, 24: 197–217.
- NIEDRIST G. H. (in Begutachtung): Substantial warming of Central European mountain rivers under climate change. *Regional Environmental Change*.
- NIEDRIST G. H. & FÜREDER L., 2021: Real-time warming of Alpine streams: (re)defining invertebrates' temperature preferences. *River Research and Applications*, 37: 283–293.
- PICCOLO J. J., UNFER G. & LOBÓN-CERVIÁ J., 2017: Why Conserve Native Brown Trout? Pages 641–647 *Brown Trout*. John Wiley & Sons, Ltd.
- POLGAR G., IAIA M., RIGHI T. & VOLTA P., 2022: The Italian Alpine and Subalpine trouts: Taxonomy, Evolution, and Conservation. *Biology*, 11: 576
- PROJEKTTEAM MARMOGEN, 2020: Die ersten drei Jahre Marmogen. *Fischen in Südtirol*, 4: 2–17.
- R CORE TEAM, 2021: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- REDAKTION LFVS, 2016: Fischereilicher Ertrag ohne Besatz: Gilt der Leitsatz „wer ernten will, muss säen“ für die Südtiroler Realität? *Die Fischerei in Südtirol*, 2.
- SCHMÖLZ K., BOTTARIN R., FELBER A., LASSACHER F., LEHNE F., MARK W., NIEDERWANGER M., NIEDRIST G. H., OBERARZBACHER S., PELSTER B., PERON A., PERSIANO S., SCHLETTERER M., SCHWARZENBERGER R., SCOTTI A., THALER M., WALDE J., WIESER J. & TASSER E., 2022: A first attempt at a holistic analysis of various influencing factors on the fish fauna in the Eastern European Alps. *Science of the Total Environment*, 808, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151886>.
- 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: 919–930.
- WICKHAM H., 2016: *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag, New York.
- WICKHAM H., FRANÇOIS R., HENRY L. & MÜLLER K., 2020: *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. R package version 1.0.1.
- WWF, 2020: *Living Planet Report 2020 - Bending the curve of biodiversity loss*. (Grooten M. and Almond R. E. A., Eds.). WWF, Gland, Switzerland.