

Konsequenzen der fischereilichen Bewirtschaftung – Was wissen wir wirklich?

Alexander Brinker

Zusammenfassung

Die freien Gewässer sind einer Vielzahl von anthropogenen Einflüssen ausgesetzt, die oft die Resilienz und die evolutionäre Anpassungsfähigkeit der Fische überschreiten. Wichtige mögliche Einflüsse sind dabei mit dem fischereilichen Management verbunden. Aus Fallstudien im Freiland, Arbeiten im Labor und Modellierungen sind bereits vielfältige Aspekte und Szenarien herausgearbeitet worden, die – oft generalisiert – nicht selten die öffentliche Diskussion dominieren. Dabei erfahren die einzelnen Themen oftmals einen grundlegenden Wandel in der Bewertung. So war zu Beginn des vorigen Jahrhunderts weitgehend anerkannt, dass Besatz wirksam zur Ertragssteigerung beiträgt, was heutzutage jedoch oft bezweifelt wird. Überhaupt wird die öffentliche Bewertung für viele fischereiliche Maßnahmen heutzutage in der überwiegenden Tendenz als schädlich eingeschätzt. Die Basis für diese neue Beurteilung arbeitet weitgehend auf einem schwachen induktiven Ansatz, bei dem vom Besonderen auf das Allgemeine geschlossen wird. Die im Beitrag aufgeführten Arbeiten zeigen deutlich, dass die fischereiliche Einflussnahme das Potenzial für beabsichtigte, aber auch befürchtete Konsequenzen besitzt, dass diese aber sehr kontext-spezifisch auftreten. Wenn also nicht allein auf Basis eines Vorsorgegedankens fischereiliches Management grundsätzlich stark eingeschränkt werden soll, wodurch eine mögliche nachhaltige Nutzung entsprechend behindert würde, bleiben nur die enge fachliche Begleitung von gesetzten Maßnahmen oder die Suche nach ganz neuen, verallgemeinerbaren Ansätzen.

Summary

Consequences of fishery management – what do we really know?

Aquatic ecosystems are exposed to various anthropogenic stressors, often connected to fisheries management, that may exceed their resilience and evolutionary adaption capacities. Case studies, laboratory work and modelling have shed light on different aspects and scenarios related to fisheries management, which – though often generalised – now dominate public debate. However, contemporary inferences often experience fundamental changes in their interpretation and acceptance. For example, in the early 20th century it was widely accepted that stocking contributes significantly to increased harvest, whereas today this is widely doubted. Today, commercial fishing is commonly thought to be detrimental to aquatic ecosystems. The basis for this assessment largely rests on weak inductive reasoning where inferences are derived from the particular to the general. The examples presented here show that fishery actions, though possible, not only lead to feared detrimental consequences but also to intended consequences (e.g. increased harvest). Additionally, the realisation of what actually happens is context-specific. If decisions are therefore not only to be based on precautionary thinking, which could vastly eliminate fisheries and the sustainable use of aquatic resources, then the only ways to understand consequences of fishery actions are consequent scientific evaluation of singular actions or the continued search for novel and truly generalizable approaches.

✉ Priv.-Doz. Dr. Alexander Brinker, Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen; alexander.brinker@lazbw.bwl.de

Einführung

In den heute vorangegangenen Beiträgen wurde schon mehrmals dargestellt, dass im Zeitalter des Anthropozäns die Fische in ihrer Umwelt, den Fließgewässern und Seen, in erster Linie durch menschliche Einflüsse geprägt werden. Dies sind die direkten Einflüsse des Menschen, zu denen z. B. das fischereiliche Management zählt, wie auch die indirekten (wie Klimawandel, Trophieänderungen, die Verbreitung gebietsfremder Arten oder Unwucht im Artenschutz), die mit den fischereilichen Eingriffen des Menschen verwoben sein können.

Im folgenden Beitrag werde ich mich im Wesentlichen auf vier Punkte konzentrieren: Fang und Besatz als direkte menschliche Einflüsse sowie Trophieänderungen und das Erscheinen gebietsfremder Arten als indirekte menschliche Einflüsse.

Einfluss des Menschen durch Besatz

In Deutschland wird das Ausbringen von Fischen, kurz »Besatz« genannt, durch die Landesfischereigesetze und den dazugehörigen Durchführungsbestimmungen (Fischereiverordnungen) der Bundesländer geregelt. Im Fischereigesetz für Baden-Württemberg (FischG) beispielsweise ist die Möglichkeit von Besatzmaßnahmen unter §14 »Hegepflicht« aufgeführt: »(1) Der Fischereiberechtigte ist verpflichtet, einen der Größe und der Beschaffenheit des Gewässers sowie dem Umfang seines Fischereirechts entsprechenden Fischbestand zu erhalten und zu hegen. Dabei sind die anderen Nutzungsarten am Gewässer

angemessen zu berücksichtigen. Soweit erforderlich, ist ein künstlicher Besatz mit Fischen vorzunehmen.«

Der Besatz kann demnach unter bestimmten Umständen, wenn beispielsweise die natürliche Rekrutierung der Fische gestört ist, eine mögliche und geforderte Maßnahme für die Hege sein, so dass ein dem Gewässer entsprechender Fischbestand erhalten wird. Diese »Kann-Regelung« wird oftmals vom Besatzberechtigten als eine »Muss-Regelung« ausgelegt. Daher überrascht es wenig, dass ein alter »Managementgrundsatz« aus der Landwirtschaft auch in der Fischerei beherzigt wird: »Wer ernten will, muss säen«. Nach meiner Erfahrung überwiegt bei den Fischereiberechtigten auch heute noch das Denken, dass besetzt werden muss, um angemessene Erträge zu erzielen, und dass dieses Vorgehen nicht verwerflich ist. Schätzungen zufolge wurden in Deutschland allein im Jahr 2010 mehr als 77 Millionen Fische mit einem Gesamtgewicht von ca. 3700 Tonnen ausgebracht – in Fließgewässern waren dies in erster Linie Bachforellen, die zumeist im Frühjahr und Herbst als Jungfische aus Fischzuchten zugekauft und mit dem Ziel einer Bestandsstützung besetzt wurden (Pagel & Arlinghaus 2015). Es gibt aber zunehmend mehr Stimmen (aqua viva 2018, Gmünder 2002), die anfangen, den Besatz grundsätzlich infrage zu stellen und sich dabei u. a. auf kritische Studien aus der Wissenschaft berufen (Baer & Brinker 2008, 2010).

Ein grundlegendes Konzept zur Ausübung von Besatzmaßnahmen besagt, dass das Ausbringen von Fischen nur bis zur Ausnutzung der Tragfähigkeit eines Gewässers, der sogenannten »carrying capacity«, Erfolg verspricht, also den Fischbestand anheben kann (Kelly-Quinn & Bracken 1989). Denn wenn durch bestimmte Einflüsse die Fischart den verfügbaren Lebensraum vermehren infolge baulicher Eingriffe nicht bis zur vollen Tragfähigkeit ausnutzen kann, kann durch Besatz diese fehlende Menge theoretisch »aufgefüllt« werden (Ayllón et al. 2012). Überschreitet man jedoch durch Besatz die Tragfähigkeit eines Gewässers, kann dies aufgrund von Konkurrenzphänomenen sogar zu negativen Konsequenzen führen und der Gesamtbestand sich rückläufig entwickeln (Baer & Brinker 2008) (Abb. 1). Die folgenden Beispiele sollen diese Ausführungen weiter erläutern.

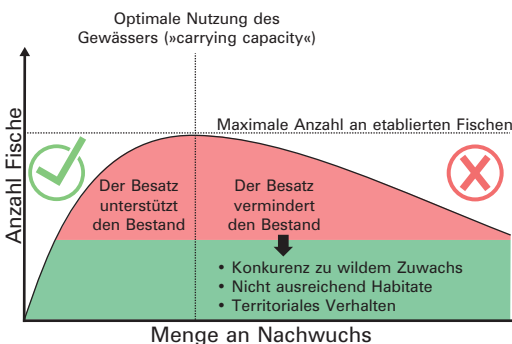


Abb. 1. Zusammenhang zwischen Besatzmaßnahmen und Bestandsentwicklung. Erläuterungen s. Text.
■ Besatz; ■ Natürliche Rekrutierung.



Abb. 2. Wutach (Baden-Württemberg) an einer der Beprobungsstellen; Bachforelle (*Salmo trutta*). – Fotos/Abbildung: FFS.

Beispiel 1: Langzeiteffekte von Besatz mit Bachforellen

Eine der wenigen zumindest in Teilen generalisierbaren Arbeiten zur Auswirkung des Besatzes auf Wildbestände stammt aus der Schweiz (Bittner 2018). Hierbei wurden alle verfügbaren Daten aus unterschiedlichsten Gewässern zusammengetragen und ausgewertet. Dabei zeigte sich, dass in den ersten Monaten nach Besatz mit jungen Bachforellen der Anteil an Besatzfischen einen Großteil des Bestandes ausmachen kann, dieser jedoch im Verlauf der folgenden Monate und Jahre nach Besatz in der Regel auf unter 10 % sinkt, er also mit steigendem Alter der Besatzfische aus den Gewässern »verschwindet« (stirbt, abwandert oder gefressen wird). Somit stammt in einem Gewässer, ganz entgegen der Vermutung vieler Angelvereine oder Pächter, die die Fische ausgebracht haben, die große Mehrheit der gefangenen Fische aus der natürlichen Vermehrung, nicht jedoch aus Besatzmaßnahmen (Bittner 2018). Gleiches wurde auch für die baden-württembergischen Gewässer festgestellt (Baer 2005). Dies lässt einerseits den Schluss

zu, dass der längerfristige Erfolg eines Besatzes von den Fischereiberechtigten überschätzt wird. Andererseits bedeutet es aber auch, dass der Anteil besetzter Fische innerhalb der untersuchten Bestände klein sein muss und somit der Einfluss der besetzten Fische auf die angestammten Wildfische ebenfalls nicht sehr hoch sein dürfte (geringe Konkurrenz, niedriger Anteil an der Vermehrung, etc., siehe auch Baer et al. 2007).

Beispiel 2: Entwicklung des Bachforellenertrags mit und ohne Besatz

Von einem der sehr wenigen noch naturbelassenen Gewässer in Baden-Württemberg, der Wutach, liegen über viele Jahrzehnte aufgezeichnete Ertragsdaten der Fischereiberechtigten vor. Daneben gibt es seit 2001 exakte Daten von fünf Stellen, die jedes Jahr zu Forschungszwecken näher untersucht und dabei repräsentativ befischt werden. Das Gewässer bietet von tiefen Gumpen bis hin zu Flachwasserbereichen vielfältige Lebensräume und ist dabei nicht kolmatiert (Abb. 2). Die Fische sollten hier also in der Lage sein, von selbst die maximale Anzahl von Individuen zu

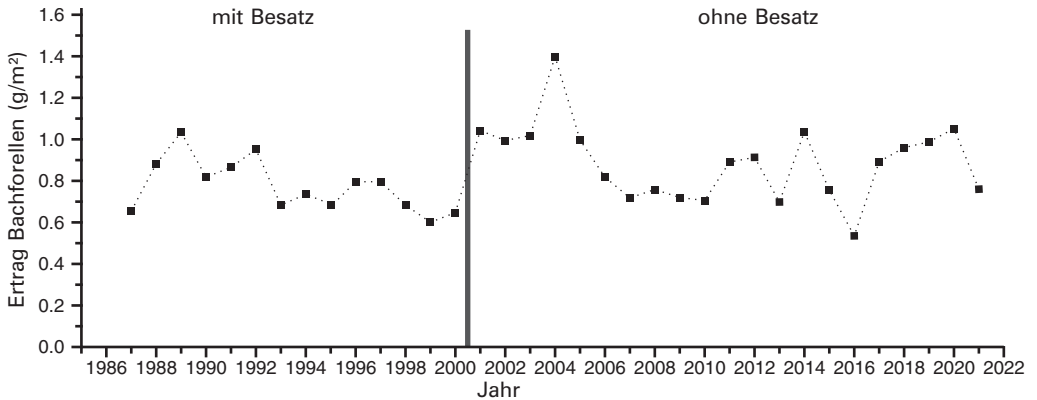


Abb. 3. Entwicklung des Bachforellenertrags durch Angelfischerei in der Wutach von 1986 bis 2021, bei einem Besatzstopp im Jahr 2001. – Eigene Datenerhebung FFS.

erreichen und damit die Tragfähigkeit des Gewässers zu nutzen. Im Jahr 2000 wurden daher die Pächter der Wutach überzeugt, die bis dahin jedes Jahr durchgeführten Besatzmaßnahmen mit jungen Bachforellen (Abb. 2) auf einer Strecke von 35 km einzustellen. Dabei war einiges an Überzeugungsarbeit zu leisten, denn einige Pächter glaubten nicht, dass der Fischbestand ohne Besatz auf dem gleichen Niveau verbleibt und befürchteten Fangeinbußen. Doch dieses »Null-Besatz-Projekt« hält bis heute an, da sich in den Folgejahren zeigte, dass auch ohne Besatz die Bachforellenpopulation das vorhandene Habitat ausnutzte und der Ertrag auf dem Niveau der Zeiten mit Besatz verblieb (Baer & Brinker 2010). Auch heute noch ist kein Rückgang am Gesamtertrag festzustellen (Abb. 3) und die Angler sind, wie eine Umfrage unter ihnen belegte, nun von der Sinnhaftigkeit dieser Maßnahme überzeugt (Baer & Brinker 2010). Der vorherige jahrzehntelange Besatz hat also, betrachtet man die Rekrutierung oder den fischereilichen Ertrag, zwar keinen Schaden angerichtet, er hat aber auch nicht, insbesondere im Kontext der aufgewendeten Ressourcen, den beabsichtigten Erfolg erzielt. In der Konsequenz wären die Aufwendungen für die Besatzmaßnahmen in der Vergangenheit also besser in fischökologische und/oder gewässerstrukturelle Maßnahmen investiert worden.

Beispiel 3: Besatz mit Saiblingen im Bodensee

Der Bodensee wird seit vielen Jahren intensiv erforscht und es liegen weltweit einzigartige fischereiliche Daten vor; der See wird in erster

Linie mit Netzfischerei (Kiemennetze oder Großreusen) befischt. Von den Saiblingen (*Salvelinus* spp.) gibt es zwei Formen, eine Tiefen- und eine Normalform (Abb. 4), für die seit mehr als 100 Jahren Proben und fischökologische Beschreibungen vorliegen. Beide Formen sind durch die Eutrophierung in den 1970er und 1980er Jahren stark unter Druck geraten. Damals kam es zu einem massiven Algenwachstum und damit verbunden zu einer Sauerstoffzehrung über Grund. Die Folge: Die abgelegten Saiblingseiern konnten sich nicht mehr richtig entwickeln und die Rekrutierung wurde unterbrochen (Eckmann & Rösch 1998, Hartmann 1984). Man nahm daher an, dass in dieser Zeit die Tiefenform verschollen ist. Sie ist daher in der aktuellen Roten Liste der Fische Deutschlands als ausgestorben vermerkt. Die Normalform hingegen schien die Eutrophierungsphase überdauert zu haben, wurde durchgängig auch während der eutrophen Phase nachgewiesen und gilt heute als nicht gefährdet (Freyhof 2009).

Gemäß den vorliegenden Ertragsdaten war die historische Normalform um 1920 für die Fischerei im See durchaus relevant. Mit zunehmender Eutrophierung nahm der Ertrag jedoch ab, nach 1980 sind so gut wie keine Saiblinge mehr gefangen worden (Rösch et al. 2020). Seit Ende der 1970er Jahre wurde der See etwa 15 Jahre lang mit nicht-endemischen Saiblingen besetzt (Hartmann 1984). Die Ertragskurve stieg dann, wohl unterstützt durch die Besatzmaßnahmen und die Nährstoffreduzierung, ab den 1990er Jahren rasch auf Werte an, die sogar die historischen übertrafen, nimmt aber seit ca. 2010,



Abb. 4. Saiblinge (*Salvelinus* spp.) im Bodensee; **oben:** Tiefenform; **unten:** Normalform. – Foto: FFS.

seitdem der See wieder oligotroph ist, wieder stark ab (Rösch et al. 2020).

Im Jahre 2014 wurde bei einer wissenschaftlichen Befischung die als ausgestorben geglaubte Tiefenform nach 40 Jahren wiederentdeckt (Alexander et al. 2016). Nachfolgend begann eine Diskussion, ob diese Form durch die umfangreichen Besatzmaßnahmen in der Vergangenheit beeinflusst wurde. Denn theoretisch wäre eine Hybridisierung mit den besetzten Saiblingen unbekannter Herkunft denkbar. Genetische und morphometrische Analysen von aktuellen und historischen Proben beider Formen (Baer et al. 2022) kamen jedoch zu dem Schluss, dass die Tiefenform durch die Besatzmaßnahmen nicht beeinflusst wurde. Ihre zeitlich und räumlich getrennte Lebensweise und die Laichzeit im Sommer (die Normalform laicht im Winter) scheinen dafür verantwortlich zu sein. Die Analysen ergaben aber auch, dass die heutige Normalform nicht mit der Normalform aus historischen Zeiten zu vergleichen ist. Hier scheint also der Besatz die ursprüngliche Form nahezu ersetzt zu haben und ist ein Beispiel dafür, wie Besatz die genetische Integrität heimischer Fische negativ beeinflussen kann (Baer et al. 2022). Ähnliche Tendenzen (starke genetische Beeinflussung der

endemischen Saiblingsformen durch Besatz) sind auch aus anderen Seen der Alpenregion bekannt (Englbrecht et al. 2002).

Fischereilich induzierte Selektion

Eine weitere direkte fischereiliche Einflussnahme des Menschen liegt im Fang. In neuerer Zeit ist dabei die Frage aufgetaucht, ob bzw. wie sich die Angelfischerei auf die Verhaltensweisen von Fischen auswirkt. Werden also beispielsweise durch bestimmte Angeltechniken bevorzugt Fische mit bestimmten »Persönlichkeiten« entnommen, so dass der Bestand genetisch verarmt und seine Fitness reduziert wird?

Aber nicht nur die Angelfischerei, auch die Berufsfischerei steht dabei im Fokus der Überlegungen. Vermutet wird beispielsweise eine gröÙenselektive Fischerei durch die Bodenseefischer, denn Kiemennetze fangen Fische entsprechend ihrer Maschenweite, fischen also selektiv eine bestimmte FischgröÙe. Hier liegt die Vermutung nahe, dass schnellwüchsige Fische überproportional aus dem Bestand entnommen werden (Thomas & Eckmann 2007), so dass unter starkem Befischungsdruck schnellwüchsige Fische aus dem Bestand verschwinden und die



Abb. 5. Hecht (*Esox lucius*) geangelt mit einem Weichplastikköder. – Foto: FFS.

Population am Ende aus kleinwüchsigen Fischen besteht.

Selektion von Verhaltensweisen

Dass es tatsächlich unterschiedliche Verhaltenstypen bei Fischen gibt, haben Wilson et al. (2015) eindrucksvoll unter Verwendung von Schockködern (künstliche Fischimitate, die eher aggressive Fische anlocken sollen) und von Schlauchködern (Wurmimitate, die vordergründig vorsichtige Fische zum Biss verleiten sollen) gezeigt. Mit jeder der beiden Angelmethoden wurden jeweils 50 Forellenbarsche (*Micropterus salmoides*) und 50 Steinbarsche (*Ambloplites rupestris*) geangelt. Um zu testen, ob sich die Barsche je nach eingesetzter Angelmethode in ihrem Verhalten unterscheiden, ob sie also eher »mutig« oder eher »vorsichtig« waren, wurden die Fische in einem zweiten Schritt in ein Versteck in einer »Arena« gesetzt. Tatsächlich verließen bei den Forellenbarschen diejenigen Tiere, die mit den Schockködern geangelt worden waren, ihr Versteck deutlich schneller, um die Umgebung zu erkunden (Wilson et al. 2015). Das bedeutet also, dass es zumindest bei einzelnen Arten tatsächlich unterschiedliche Verhaltensweisen gibt und dass diese durch Angeltechniken selektiert werden können.

Um zu überprüfen, ob dies auch für bei uns heimische Fischarten gilt, haben wir in einem ersten Schritt ein Verhaltensexperiment mit Hechten (*Esox lucius*, Abb. 5) durchgeführt. Wir haben dazu Elterntiere aus einem unbefischten See entnommen, diese randomisiert verpaart, die Eier erbrütet und die Junghechte aufgezogen, so dass diese Hechte vor Versuchsbeginn nie einen Angelköder zu Gesicht bekommen hatten (Lucas et al. 2023, submitted). Nach einigen Wochen wurden die Tiere getrennt voneinander einzeln in ein stark beleuchtetes Aquarium gesetzt und ihre Reaktion auf einen Beutefisch gemessen, der, geschützt durch eine Glasröhre, in die Mitte des Aquariums gesetzt wurde. Bei diesen Hechten zeigte sich eine deutlich bimodale Persönlichkeitsverteilung: Etwa zwei Drittel der Hechte attackierte nahezu unvermittelt und reproduzierbar den Köderfisch in der Glasröhre; das andere Drittel prüfte zunächst die Situation und attackierte erst nach einem etwa 16-mal längeren Zeitraum den Fisch (Lucas et al. 2023, submitted).

Aufgrund dieser Ergebnisse wurden die Hechte in mutige (sofortige Attacke) und schüchterne Typen (abwartende Attacke) eingeteilt und anschließend mit unterschiedlichen Ködern im

Aquarium befischt. Wir haben dazu 3 Köder ohne Haken – einen in Schockfarben, einen in Naturfarbe und einen toten Köderfisch – dreimal hintereinander durch einen »Angelroboter« den Hechten vorgesetzt. Die Ergebnisse zeigten mehrere interessante Dinge: Zum einen, dass Hechte sehr schnell lernen. Der erste Köder wurde mit einer Wahrscheinlichkeit von fast 75 % attackiert, der dritte dagegen nur noch mit 25 % Wahrscheinlichkeit. Die »mutigen« Hechte attackierten wesentlich häufiger als die »schüchternen«, wobei die Größe der Tiere (18–28 cm) und der Ködertyp (s. o.) keinen Einfluss auf die Attacke hatten (Lucas et al. 2023, submitted). Ob diese Ergebnisse sich auch im Freiland bestätigen, untersuchen aktuelle Forschungsarbeiten der Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg (FFS) – möglicherweise muss danach in Zukunft der Einfluss der Angelfischerei auf die Populationsstruktur von einzelnen Fischarten (hier: Hechten) neu bewertet werden.

Selektion von Wachstumseigenschaften

Die Felchenfischerei (*Coregonus* spp.) wird im Bodensee seit Jahrhunderten sehr intensiv betrieben (Baer et al. 2017). Es besteht daher die nicht überprüfte Annahme, dass fast jeder Felchen, der das erste Jahr nach dem Schlupf überlebt hat, in die Maschenweite der Berufsfischer hineinwächst und herausgefangen wird. Thomas & Eckmann (2007) haben über 42 Jahre Längenrückberechnungen an der Felchenform des Freiwassers, dem Blaufelchen (*Coregonus wartmanni*, Abb. 6), durchgeführt und den Einfluss verschiedener Faktoren mit dem Wachstum korreliert. Die Trophie hatte dabei einen positiven Effekt: Phosphor, der limitierende Nährstoff im Bodensee, führte zu starkem Wachstum. Die Bestandsgröße hingegen wirkt sich aufgrund von innerartlicher Konkurrenz negativ auf das Wachstum aus. Ebenfalls negativ korreliert war das Kalenderjahr. Von 1955 bis 1997 sank die durchschnittliche Größe der Felchen um 2,6 cm (6,0 mm pro 10 Jahre). Diese Wachstumsreduzierung wurde auf die gröÙenselektive Fischerei mit hierdurch induzierter Kleinwüchsigkeit diskutiert (Thomas & Eckmann 2007).

Als Verantwortliche, die die Fischereiberechtigten und -bevollmächtigten am See beraten, können wir naturgemäß keine Fischerei befürworten, die derartige Effekte nach sich zieht. Wir

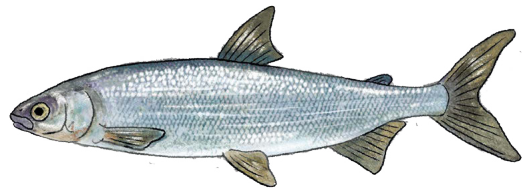


Abb. 6. Blaufelchen (*Coregonus wartmanni*). – Abbildung: FFS.

haben daraufhin nach genetischen Hinweisen, die die Hypothese von Thomas & Eckmann (2007) stützen, gesucht, aber keinen Hinweis auf eine genetische Verarmung gefunden (Gum et al. 2014).

Indirekter Einfluss des Menschen auf das Wachstum

In einem aktuell laufenden Projekt haben wir uns dieser Frage nun über numerische Modellierungen genähert. Verschiedenste abiotische, biotische und fischereiliche Variablen wurden untersucht, von denen vier wesentliche Einflussfaktoren verblieben, die das Wachstum der Bodenseefelchen funktionell und umfänglich beschreiben (DeWeber et al. 2022): zum einen die Trophie (Gehalt an verfügbarem Phosphor) und die Wassertemperatur (in der für Felchen relevanten Tiefe), zum anderen aber auch die Dichte der Felchen und das Aufkommen des Stichlings seit 2013 (DeWeber et al. 2022). Für diese Analyse wurden Daten seit 1925 ausgewertet. Zu Beginn der Zeitreihe zeigte sich, dass das Wachstum der Fische fast ausschließlich durch die Wassertemperatur und die Dichte der Tiere bestimmt wird. Sobald jedoch der Phosphatwert (P) eine gewisse Grenze überschritten hatte und der See in die meso- und eutrophe Phase wechselte, dominierte der P-Einfluss und führte zu einem höheren Nahrungsangebot und damit zu einem sehr viel schnelleren Wachstum der Felchen. Nach einem P-Maximum in den 1980er Jahren gingen mit einsetzender Reinhaltung des Sees (Reoligotrophierung) das Nahrungsangebot und damit Größe und Gewicht der Felchen zeitverzögert zum Nährstoffrückgang in etwa wieder auf das ursprüngliche Niveau vor der Eutrophierung zurück. Mit dem Auftauchen der Stichlinge im Jahr 2013 veränderte sich die Situation noch einmal grundlegend, und es kommt aufgrund der

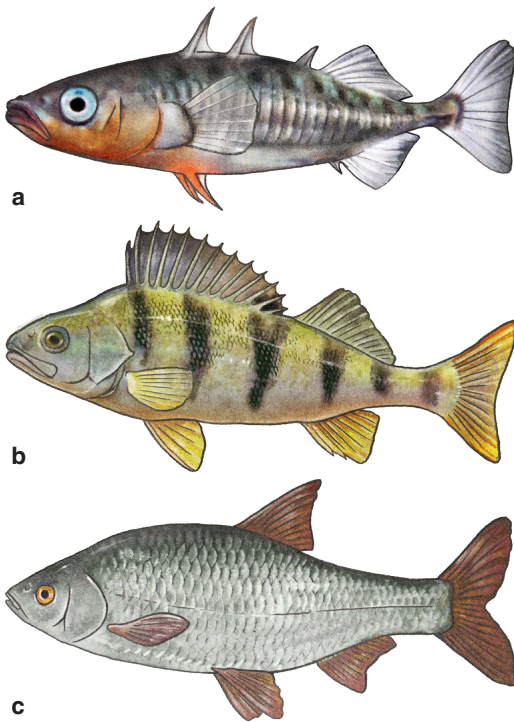


Abb. 7. a: Dreistachliger Stichling (*Gasterosteus aculeatus*), b: Europäischer Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), c: Rotaug (*Rutilus rutilus*). – Abbildungen: FFS.

hohen Nahrungskonkurrenz (Stichlinge fressen nahezu das Gleiche wie Felchen) aktuell sogar saisonal zu negativem Wachstum.

Da dieses Modell funktionell fast vollständig das Wachstum der Felchen beschreibt, gehen wir heute davon aus, dass die vermuteten fischereilich-induzierten Effekte auf das Größenwachstum eher unwahrscheinlich sind, insbesondere in der Größenordnung, die die Studie von Thomas & Eckmann (2007) nahegelegt hat.

Gebietsfremde Arten: der Stichling

Der Stichling (*Gasterosteus aculeatus*, Abb. 7a) im Bodensee ist ein eindrückliches Beispiel, anhand dessen man die Gefahr, die invasive Arten mit sich bringen, direkt veranschaulichen kann. Der Stichling ist 1952 in einen Seeteil des Bodensee-Untersees, in den Zeller See, eingeschleppt worden. Von dort aus besiedelte die Art bis 1957 den gesamten Untersee und bis 1960 auch weite Teile des nördlichen Obersees (Abb. 8). Ab 1962 war die Art am gesamten Ufer des Bodensees

verbreitet (Muckle 1972). 2012 begann dann die Invasion des Freiwassers und bereits 2014 bestand die Fischartengemeinschaft des Freiwassers zu 96 % aus Stichlingen, der Anteil an der Fisch-Biomasse betrug 28 % (Alexander et al. 2016). Berücksichtigt man die metabolischen Raten einer so kleinen Fischart in Bezug auf die Biomasse, so hat diese einen dominierenden Einfluss auf das pelagische Nahrungsnetz (Roch et al. 2018). Diese hohen Entnahmeraten an pelagischem Zooplankton erklärt aber noch nicht die massiven Rekrutierungsprobleme, die bei den Felchen seit Auftreten des Stichlings im Freiwasser zu beobachten sind.

Wir haben uns daher mit der räuberischen Seite des Stichlings befasst und auch das Verhalten von seinen Beutefischen (Europäischer Flussbarsch, *Perca fluviatilis*, Abb. 7b; Rotaug, *Rutilus rutilus*, Abb. 7c; Felchen, *Coregonus wartmanni*, Abb. 6) analysiert. Dazu haben wir Stichlinge mit unterschiedlich großen Larven von diesen Bodenseefischen zusammengesetzt und zusätzlich die natürliche Hauptnahrung der Stichlinge im Bodensee, Wasserflöhe (*Daphnia magna*), im Überschuss zugesetzt (Ros et al. 2019).

- Ursprünglich hatten kleine Felchenlarven im Freiwasser des Bodensees bis zum Auftreten des Stichlings keinen natürlichen Feind. In dieser Größe zeigten sie daher auch im Versuch kein Räubervermeidungsverhalten. Der Stichling nutzte dies effektiv aus und innerhalb des 30 Minuten dauernden Experiments fraß er gezielt alle Felchenlarven, während er die parallel ebenfalls angebotenen Wasserflöhe (Daphnien) weitgehend nicht beachtete. Ältere Felchenlarven hingegen, die im Laufe ihrer Entwicklung aus dem Freiwasser Richtung Ufer wandern, sind an das Auftauchen von Räubern am Ufer gewöhnt und zeigen, wenn sie auf Barsche oder Hechte treffen, eine effektive Räubervermeidungsstrategie – und somit hat der Stichling bei der Jagd auf sie nur noch selten Erfolg (Ros et al. 2019).
- Auch die Larven von Flussbarschen oder Rotaugen, die im Laufe ihrer Entwicklung schnell Räubervermeidungsstrategien beim Erscheinen von Barsch und Hecht lernen mussten, zeigen unterschiedliche Verhaltensmuster, um Räubern zu entkommen (Schwarmbildung, Zick-Zack-Schwimmen) (Ros et al. 2019).

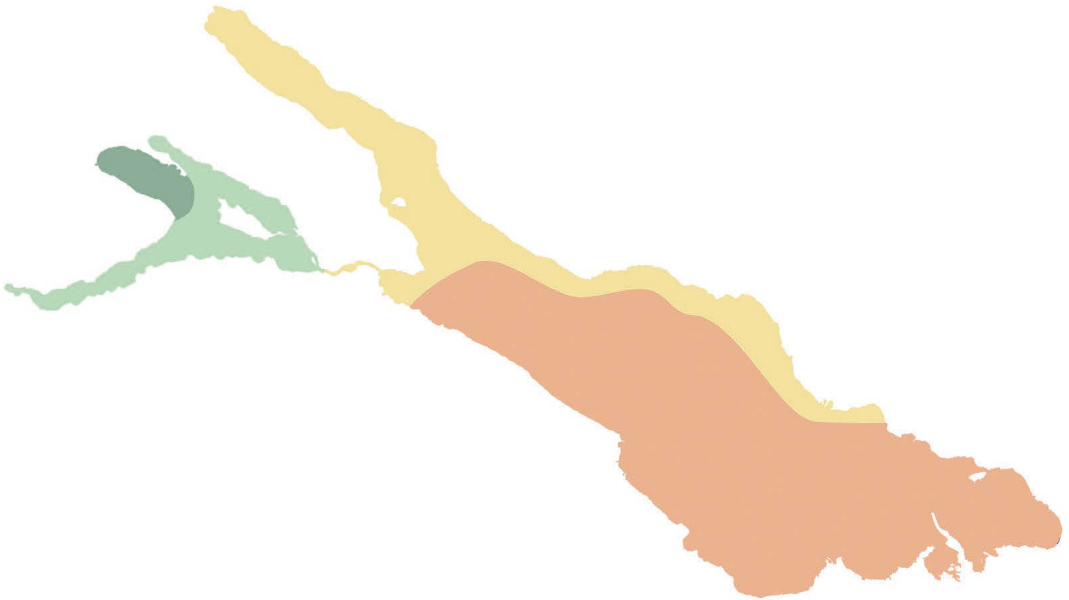


Abb. 8. Vorkommen und Ausbreitung des Stichlings im Bodensee. ■ 1952; ■ 1957; ■ 1960; ■ 1962. – Nach Roch et al. 2018.

Andere Untersuchungen der FFS lassen außerdem vermuten, dass Stichlinge auch effektiv den Laich bzw. die frisch abgelegten Eier von Felchen fressen (Baer et al. 2021). Das heißt: Stichlinge stellen als direkte Prädatoren (Larven, Eier) eine Gefahr für die Rekrutierung der Felchen dar und stehen darüber hinaus in Nahrungskonkurrenz mit ihnen. Denn Stichlinge fressen ziemlich genau das, was auch die Felchen fressen: Ihr Mageninhalt besteht im Wesentlichen aus Hüpfertlingen und Wasserflöhen, daneben aus räuberischem Zooplankton und Insektenlarven (Roch et al. 2018).

Fazit und Ausblick

In der Gesamtschau bleibt also festzuhalten, dass wir bei den indirekten Einflüssen des Menschen ein relativ robustes Verständnis ihrer Auswirkungen besitzen. Aber es liegt in der Natur der Sache, dass sich die quantitative Ausprägung eines Einflusses auf die Fischartengemeinschaft von Gewässern zu Gewässern unterscheidet. So wirkt sich beispielsweise die Ausbreitung gebietsfremder Arten nahezu immer negativ auf die heimischen Fische in ihrer Umwelt (Flüsse, Seen) aus, doch die Intensität dieses Einflusses kann

sich von Fall zu Fall unterscheiden (vgl. Holm 2023 in diesem Band). Auch die Auswirkungen von menschlich verursachten Änderungen in der Gewässertrophie sind in großen Teilen verstanden und oft können hier wirksame Maßnahmen zur Milderung eingeleitet werden.

Zu den Auswirkungen fischereilicher Einflüsse wissen wir dagegen noch sehr wenig, auch ist oft unklar, ob sie positiv, negativ oder weitgehend ohne Einfluss wirken. Eine hohe fischereiliche Entnahme kann stark negative Effekte haben, auch in Größenordnungen, die populationsrelevant sind (Möllmann et al. 2021). Es existieren jedoch ebenso Beispiele, bei denen eine hohe Entnahmerate auf die Fischart und ihre Populationsstruktur kaum Einflüsse zu haben scheint (Gum et al. 2014). Ähnlich verhält es sich bei einer generellen Betrachtung von Besatzmaßnahmen: Besatz kann sowohl unbeabsichtigte negative (Baer & Brinker 2008) als auch die beabsichtigten positiven Auswirkungen haben (Baer et al. 2007), er kann hinsichtlich seiner Auswirkungen auf die natürlichen Bestände aber auch vernachlässigbar sein (Baer & Brinker 2010). Zum Teil sind die Einflüsse der Fischerei, wenn sie denn erkannt sind, relativ leicht zu begrenzen bzw. in ihren Auswirkungen einzudämmen: So kann die

Verwendung von Besatzmaterial lokaler Herkunft genetischen Effekten entgegenwirken und die bestandsangepasste Nutzung durch geeignete Fischereitechniken (adäquate Maschenweiten bzw. Köder, etc.) unbeabsichtigte negative Langzeitfolgen verhindern.

Festzuhalten ist aber auch, dass das fische-reiche Management an die Gegebenheiten eines Gewässers und die bestehenden Einflüsse (Trophie, Einfluss invasiver Arten, Besatz, etc.) anzupassen ist. Denn nur mit einem adaptiven Management können die von Gewässern zu Gewässern bestehenden unterschiedlichen Wechselwirkungen zwischen den direkten und den indirekten Einflüssen berücksichtigt und in die Hege und Pflege der Fischbestände entsprechend ihrer Einflussgröße eingebunden werden.

Literatur

- Alexander, T. J., P. Vonlanthen, G. Périat, J.-C. Raymond, F. Degiorgi & O. Seehausen. 2016. Artenvielfalt und Zusammensetzung der Fischpopulation im Bodensee. – *Projet Lac, Eawag, Kastanienbaum, CH*, 66 S.
- aqua viva. 2018. Über Fische und Fischer. Welchen Einfluss haben wir beim Angeln auf unsere Fischbestände. – *Aqua viva*, 1/2018.
- Ayllón, D., A. Almodóvar, G. G. Nicola, I. Parra & B. Elvira. 2012. Modelling carrying capacity dynamics for the conservation and management of territorial salmonids. – *Fisheries Research*, 134–136: 95–103. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.08.004>.
- Baer, J. 2005. Besatz mit Bachforellen – Ziele und Sinn einer Besatzleitlinie. – In: *Verband Deutscher Sportfischer e.V. (Hrsg.): Fisch des Jahres 2005 – Die Bachforelle. VDSF: 7–26*.
- Baer, J. & A. Brinker. 2008. Are growth and recapture of hatchery-reared and resident brown trout (*Salmo trutta* L.) density dependent after stocking? – *Ecology of Freshwater Fish*, 17(3): 455–464. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2008.00297.x>.
- Baer, J. & A. Brinker. 2010. The response of a brown trout stocks and perception of anglers to cessation of brown trout stocking. – *Fisheries Management and Ecology*, 17(2): 157–164. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2009.00713.x>.
- Baer, J., K. Blasel & M. Diekmann. 2007. Benefits of repeated stocking with adult, hatchery-reared brown trout, *Salmo trutta*, to recreational fisheries? – *Fisheries Management and Ecology*, 14(1): 51–59. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2006.00523.x>.
- Baer, J., R. Eckmann, R. Rösch, R. Arlinghaus & A. Brinker. 2017. Managing Upper Lake Constance fishery in a multi-sector policy landscape: Beneficiary and victim of a century of anthropogenic trophic change. – In: Song, A. M., S. D. Bower, P. Onyango, S. J. Cooke & R. Chuenpagdee (eds.): *Inter-Sectoral Governance of Inland Fisheries*. TBTI Publication Series, E-01/2017: 32–47.
- Baer, J., S. M. Gugele, J. Bretzel, J. T. DeWeber & A. Brinker. 2021. All day-long: Sticklebacks effectively forage on whitefish eggs during all light conditions. – *PLoS ONE*, 16(8): e0255497. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0255497>.
- Baer, J., U. K. Schliewen, F. D. B. Schedel, N. Straube, S. Roch & A. Brinker. 2022. Cryptic persistence and loss of local endemism in Lake Constance charr subject to anthropogenic disturbance. – *Ecological Applications*, early view. <https://doi.org/10.1002/eap.2773>.
- Bittner, D. 2018. Fangen wir mehr Fische, wenn wir Jungfische besetzen? – In: *Über Fische und Fischer. Welchen Einfluss haben wir beim Angeln auf unsere Fischbestände*. *Aqua viva*, 1: 16–19.
- DeWeber, J. T., J. Baer, R. Rösch & A. Brinker. 2022. Turning summer into winter: nutrient dynamics, temperature, density dependence, and invasive species drive bioenergetic processes and growth of a keystone coldwater fish. – *Oikos*, 9:e09316. <https://doi.org/10.1111/oik.09316>.
- Eckmann, R. & R. Rösch. 1998. Lake Constance fisheries and fish ecology. – *Advances in Limnology*, 53: 285–301.
- Englbrecht, C. C., U. Schliewen & D. Tautz. 2002. The impact of stocking on the genetic integrity of Arctic charr (*Salvelinus*) populations from the Alpine region. – *Molecular Ecology*, 11(6): 1017–1027. <https://doi.org/10.1046/j.1365-294X.2002.01498.x>.
- Freyhof, J. 2009. Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces). – *Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 70(1): 291–316.
- Gmünder, R. 2002. Erfolgskontrolle zum Fischbesatz in der Schweiz. – *Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL, Hrsg.), Mitteilungen zur Fischerei*, 71, 53 S.
- Gum, B., J. Geist, S. Eckenfels & A. Brinker. 2014. Genetic diversity of upper Lake Constance whitefish *Coregonus* spp. under the influence of fisheries: a DNA study based on archived scale samples from 1932, 1975 and 2006. – *Journal of Fish Biology*, 84(6): 1721–1739. <https://doi.org/10.1111/jfb.12393>.
- Hartmann, J. 1984. The charrs (*Salvelinus alpinus*) of Lake Constance, a lake undergoing cultural eutrophication. – In: Johnson, L. & B. L. Burns (eds.): *Biology of the Arctic charr*. Proceedings of the International Symposium on Arctic Charr, Winnipeg, Manitoba, May 1981. University of Manitoba Press, Winnipeg, Canada: 471–486.
- Holm, P. 2023. Invasion der Schwarzmeergrundeln im Oberrhein und Auswirkungen auf das Gewässer

- serökosystem. – In: Bayer. Akademie der Wissenschaften (Hrsg.): Gefährdung und Schutz von Oberflächengewässern. Pfeil, München: 57–64.
- Kelly-Quinn, M. & J. J. Bracken. 1989. Survival of stocked hatchery-reared brown trout, *Salmo trutta* L., fry in relation to the carrying capacity of a trout nursery stream. – *Aquaculture and Fisheries Management*, 20(2): 211–226. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.1989.tb00346.x>.
- Lucas, J., J. Geist & A. Brinker. 2023. Does personality have an effect on bait selectivity of Northern Pike (*Esox lucius*)? – *Fisheries Research*, submitted.
- Möllmann, C., X. Cormon, S. Funk, S. A. Otto, J. O. Schmidt, H. Schwermer, C. Sguotti, R. Voss & M. Quaas. 2021. Tipping point realized in cod fishery. – *Scientific Reports*, 11:14259. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-93843-z>.
- Muckle, R. 1972. Der Dreistachlige Stichling (*Gasterosteus aculeatus* L.) im Bodensee. – *Schriften des Vereins für Geschichte des Bodensees und seiner Umgebung*, 90: 249–257.
- Pagel, T. & R. Arlinghaus. 2015. Umfang von Fischbesatz in der organisierten Angelfischerei. – In: *Hand in Hand für eine nachhaltige Angelfischerei. Berichte des IGB*, 28: 19–27.
- Roch, S., L. von Ammon, J. Geist & A. Brinker. 2018. Foraging habits of invasive three-spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*) – impacts on fisheries yield in Upper Lake Constance. – *Fisheries Research*, 204: 172–180. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.02.014>.
- Ros, A., J. Dunst, S. Gugele & A. Brinker. 2019. Anti-predator mechanisms in evolutionarily predator-naïve vs. adapted fish larvae. – *Ecosphere*, 10(4):e02699. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2699>.
- Rösch, R., J. Baer, A. Brinker, R. Eckmann, M. Zeheter & K. Zintz. 2020. Von Fischen, Fischern und Forschern. Ein Streifzug durch die Bodenseefischerei. – *Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg (Hrsg.)*, 208 S.
- Thomas, G. & R. Eckmann. 2007. The influence of eutrophication and population biomass on common whitefish (*Coregonus lavaretus*) growth – the Lake Constance example revisited. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64(3): 402–410. <https://doi.org/10.1139/f07-019>.
- Wilson, A. D. M., J. W. Brownscombe, B. Sullivan, S. Jain-Schlaepfer & S. J. Cooke. 2015. Does angling technique selectively target fishes based on their behavioural type? – *PloS one*, 10(8):e0135848. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135848>.

Diskussion

J. Geist: Vielen Dank für diesen eindrucksvollen Vortrag. Vielleicht noch eine Anmerkung dazu: Ein Großteil der Aquakulturproduktion in Bayern geht in den Fischbesatz der Gewässer.

S. Renner: Ich habe zum Bodensee gelesen, dass die Erträge so zurückgegangen sind, weil er so sauber ist. Ist das für die Fischer weiterhin ein Problem?

A. Brinker: Tatsächlich hat sich der Ertrag durch den Rückgang der Nährstoffe etwa halbiert. Dann ist der Stichling als gebietsfremde Art in das System gekommen und hat den noch vorhandenen Ertrag nochmals halbiert. Herr Spaak hat bereits angedeutet, dass jetzt auch die Quaggamuschel dazugekommen ist, und wir haben noch andere Probleme im See, so dass 2021 der niedrigste Ertrag war, den wir je am See erwirtschaftet haben. Die Bodenseefischerei steht daher wirklich an einem Scheidepunkt. Auch die Nährstoffe

haben natürlich einen immensen Einfluss, wie ich zu zeigen versucht habe. Andererseits birgt ein Zuviel an Nährstoffen das Problem, dass sich zum Beispiel die Eier im Wasser nicht entwickeln können.

P. Holm: Haben die jungen Felchen sonst keine anderen Feinde, so dass sie sich noch nicht auf Schwarmbildung eingestellt haben?

A. Brinker: Ich wüsste nicht, dass sie welche hätten, von den Stichlingen abgesehen. Es ist natürlich denkbar, dass großes räuberisches Zooplankton sich die eine oder andere kleine Felchenlarve schnappt. Das ist aber ein ganz anderes Räuberbild. Die Wahrscheinlichkeit von Fischräubern im Freiwasser ist denke ich relativ gering. Es sieht anders aus, wenn die Felchen ab einer gewissen Größe in den Uferbereich kommen. Dann zeigen sie aber die klassischen Verhaltensmuster.