

Fischbesatz im Nationalpark Gesäuse aus naturschutzfachlicher Sicht

Dr. Steven Weiss,
Karl-Franzens Universität Graz,
Institut für Zoologie
Universitätsplatz 2, 8010 Graz
steven.weiss@uni-graz.at
0316-380-5599
<http://www.uni-graz.at/steven.weiss/>

Graz, 3. Juni 2009

Aufbau (des Dokuments)

1. Literaturüberblick in Bezug auf Besatz als Managementmaßnahme, Schwerpunkt Binnenfischerei, im besonderen Bachforelle
2. Gesetzliche Rahmenbedingungen im Nationalpark Gesäuse
3. Gewichtete Zusammenfassung in Bezug auf vergangene, gegenwärtige und zukünftige Besatzmaßnahmen und ihre Nützlichkeit im NP Gesäuse, unter Berücksichtigung der juristischen und politischen Rahmenbedingungen

1. Überblick

Die Diskussion über sowohl die Wirksamkeit, wie auch mögliche negative Effekte von Besatzmaßnahmen in der freien Natur ist wohl schon über hundert Jahre alt. Darüberhinaus hat es weder einen Mangel an Aufmerksamkeit noch an finanziellen Ressourcen gegeben um die Debatte zu entscheiden, und daher ist das schiere Volumen von wissenschaftlicher – peer reviewed - und behördlicher Fachliteratur enorm. Meine – natürlich - nicht vollständige Bestandsaufnahme dieser Literatur wird sich auf lachsartige Fische beschränken, dreht sich hauptsächlich um Binnenfischerei, wobei spezielle theoretische Aspekte dieser Bereiche am besten für anadrome, lachsartige Fische dokumentiert sind.

In manchen Bereichen werde ich Studien zum Thema anadrome, lachsartige Fische zitieren, aber insgesamt ziele ich darauf ab Studien zu vermeiden, von denen ich glaube, dass sie im Bereich der Binnenfischerei nicht relevant sind.

Der Begriff „Besatzmaßnahmen“ ist im sprachlichen Gebrauch ambivalent und muss daher näher abgegrenzt werden. Wir verwenden das Schema nach Cowx (1998) und definieren folgend:

- 1.) Schadenersatz
- 2.) Aufbau (enhancement) der Fischereiwirtschaft
- 3.) Renaturierung
- 4.) Einbringung neuer Arten

1.1 *Schadenersatz* - oder Kompensation – ist ein komplizierter Bereich, der je nach Situation, auch immer die anderen drei Teilbereiche tangiert. Normalerweise versucht eine Partei Kompensierungsmaßnahmen für die Zerstörung von Lebensraum oder Fischbestand zu ergreifen, die durch eine bestimmte Handlung wie eine Änderung der Flusslaufs, wasserwirtschaftlicher Bebauung oder Verschmutzung stattgefunden hat. Die Kompensation kann jegliche Form annehmen und muss nicht direkt in das betroffene Gewässer eingreifen. Es handelt sich dabei eher um eine gerichtliche und/oder politische Form von Vergleich in Übereinstimmung mit der betroffenen Partei.

1.2 *Aufbau der Fischereiwirtschaft* – das bei weitem häufigste Ziel der Besatzmaßnahmen, das entweder in der Erhaltung oder meist der Steigerung des Fangs einer Fischereiwirtschaft mündet. In den meisten Fällen handelt es sich um tatsächlichen oder wohl bloß vermuteten Rückgang des Bestandes, und auf Grund der Unzufriedenheit mit der Nutzung des Bestandes erwartet man eine Bestandsverbesserung durch Besatzmaßnahmen. Normalerweise existiert dabei wenig oder gar kein Verständnis für Faktoren in der Natur, die den Ertrag einschränken können. Die meisten Besatzdebatten betreffen die Erhöhung der Besatzmaßnahmen und genau darauf wird in diesem Gutachten abgezielt.

1.3 *Renaturierung* – dies ist der einzige Bereich mit einem rein konservativen Ansatz, wie die Rückführung von Arten die in einem bestimmten Gebiet auf Grund von Zerstörung des Lebensraums oder Isolation ausgestorben waren. Besatzmaßnahmen im Sinne der Renaturierung oder des Rückbaus werden erst dann durchgeführt wenn der Grund für die Eliminierung oder Dezimierung des Bestandes identifiziert und ausgemerzt

wurde. Derartiger Besatz wird als notwendige und temporäre Maßnahme angesehen und nicht als Managementmethode zur Aufrechterhaltung des Bestandes verstanden

1.4 Einbringung neuer Arten - im Großen und Ganzen handelt es sich um den Aufbau eines neuen Fischbestandes in einem Gewässer das diese Art früher nicht beherbergt hat. Obwohl derartige Maßnahmen von Umweltschutzorganisationen konträr betrachtet werden, werden sie manchmal von Behörden als Kontrollmaßnahme gegen eine andere eingeschleppte Art oder gegen Träger von Krankheitserregern (wie Moskitos) ergriffen.

2. Grundlagen & Literatur Übersicht

2.1 Überleben der Arten

Schon in den fünfziger Jahren demonstrierten Freilandexperimente in Nordamerika die vergleichbar schlechteren Überlebenschancen der erwachsenen Zuchtforelle die in fließendes Gewässer besetzt wurden (Miller 1953, 1958; Reimers 1957; Vincent 1960; Ersbak & Haase 1983; Petrosky & Bjornn 1988), und meine eigenen Experimente in Österreich stimmen mit diesen Ergebnissen weitgehend überein (Weiss & Schmutz 1999). Es gibt in der modernen Literatur keinerlei Abweichung von dem Grundsatz, dass Wildfische bessere Überlebenschancen haben als solche aus Zuchtbetrieben. Auf diesem Gebiet existiert inzwischen keinerlei Kontroverse mehr. Als deutlich relevanter in der heutigen Literatur gilt die Frage der Sinnhaftigkeit von Besatzmaßnahmen mit immer jüngerem Fisch (Brannon 1993; Maynard et al 1995; Wiley et al 1993; AQUAWILD 2002), und der mögliche negative Effekt durch die Einführung von Zuchtfisch auf wildlebende Bestände (Fenderson et al 1968; Bachman 1984; Weiss & Schmutz 1999; AQUAWILD 2002). Die Grundidee wäre, dass die juvenilen Fische die doch überleben, langsam immer robuster und von ihrem Verhalten her natürlicher werden, als ausgewachsene Zuchtfische. Diese beiden Punkte sind eng verwoben, denn je besser der Zuchtfisch gedeiht umso höher ist die Wahrscheinlichkeit dass sein Überleben eine negative demographische Entwicklung beim Wildfisch auslöst (Weiss & Schmutz 1999; AQUAWILD 2002). Beispielsweise korrelieren stärkere Interaktion auf der Verhaltensebene und intraspezifische Konkurrenz positiv mit der innergewässerspezifischen Verweildauer des Zuchtfischs.

2.2 Verhalten

Es gibt relativ viel Literatur zur Wechselwirkung im Verhalten zwischen Zucht- und Wildfischen die bis auf die sechziger Jahre zurückdatiert werden können (e.g. Fenderson et al. 1968; Jenkins 1969). Natürlich gibt es Unterschiede im Verhalten zwischen Zucht- und Wildfisch, ein Beispiel stellt die höhere natürliche Aggressivität des Wildfischs dar (Einum & Fleming, 2001; Hedenskog et al., 2002; Metcalfe et al., 2003; Petersson & Järvi, 2003). Diese Unterschiede sind zumindest teilweise genetisch bedingt, bestehen aber nicht nur zwischen Zucht- und Wildfisch, sondern auch zwischen verschiedenen wildlebenden Populationen (A´lvarez & Nicieza 2003; Salonen & Peuhkuri 2004). In einigen dieser Studien werden auch andere Faktoren, die Einfluss auf die Aggressivität haben können, wie Körpergröße, fließendes oder stehendes Gewässer, Dauer der Domestizierung und auch die Verweildauer im Zuchtbecken, genannt. Einfach ausgedrückt: Je länger der besetzte Zuchtfisch im Gewässer verbleibt, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit für intraspezifische Konkurrenz.

Die Präsenz von weniger aggressivem Zuchtfisch wird jedoch als einer der Mechanismen hinter der negativen Wachstumsrate von Wildfisch gedeutet, und dies sowohl bei ausgewachsenem (Weiss & Schmutz 1999) wie auch bei juvenilen Wildfischbeständen (Watkins 1992; AQUAWILD 2002). Der Grundannahme hinter dieser Überlegung ist, dass Wildfisch mehr Zeit und Energie in die Interaktion mit passiverem Zuchtfisch investiert, der keinerlei Scheu vor ausgeprägtem Schwarmverhalten zeigt.

2.3 Genetik

Es gibt bereits lang andauernde Bedenken dass sich Zuchtfisch mit Wildfisch kreuzt und dadurch ein negativer Effekt auf Wildpopulationen ausgelöst wird (Kreuger & Menzel 1979; Hindear et al 1991; Nelson & Soulé 1987; Hansen & Loeschcke 1994). Da wir so wenig über die genetische Basis von Merkmalen bei wildlebenden Organismen wissen, können wir nicht auf direktem Weg die Gene und assoziierten Merkmale benennen, die sich geändert haben. Dennoch verfügen wir über grundlegende Beweise für die starke Selektion und genetische Auswirkungen die in Zuchtumgebungen auftreten (Verspoor 1988; Swain & Riddell 1990; Ruzzante 1994; Berejikian et al 1996; Fleming & Einum 1997; Metcalfe et al 2003) und eine solide Theorie zum Verständnis der nachteiligen Effekte durch die Einbringung solcher Gene in wildlebende Populationen. Diese Theorie beinhaltet das Konzept, dass die natürliche Selektion in einem Wildbestand durch die ständige Einbringung von Fremdbesatz (jeglichen Ursprungs) ausgehebelt wird (Ford 2002).

2.4 Allgemein

Im Großen und Ganzen werden die Besatzmaßnahmen bei der Bachforelle sehr stark in Zusammenhang mit vielen nachteiligen Effekten gebracht. In einem Dokument eines EU Konsortiums, verfasst von über 20 Bachforellen – Forschern, listen sie Besatzmaßnahmen als eine der größten Bedrohungen für die längerfristige Nachhaltigkeit und die interspezifische Variabilität der Bachforelle (zusammen mit Zerstörung des Lebensraums und Überfischung, Laikre 1999) auf. Trotz dieser klaren Botschaft bleibt die Kontroverse zwischen Zweckmäßigkeit und potenziellen negativen Auswirkungen der Maßnahmen von Bewirtschaftern bestehen. Woher stammt dieses Durcheinander? Ich bin der Überzeugung dass diese Verwirrung zwei grundsätzliche Ursachen hat. Zuerst können und werden in der Fischereiwirtschaft Besatzmaßnahmen eine kurzfristige Steigerung des Fangs mit sich bringen. Besatzfisch ist nicht nur kurzfristig für die Entnahme verfügbar, sondern auch viel leichter zu fangen als Wildfisch.

Zweitens kann man, trotz der gesicherten Wahrheit, dass Wildfisch über längere Zeiträume höhere Überlebenschancen als Besatzfisch hat, und sehr häufig nur wenige bis kaum Exemplare des Besatzfisches bis zur Reproduktion überleben, bloß wenige weitere Verallgemeinerungen treffen. Jeder See oder Fluss, jeder Zuchtstamm, oder auch nur variable Umweltbedingungen führen zu vollkommen verschiedenen Resultaten. Zum Beispiel können Zuchtforellen standorttreu bleiben, sogar nach einem Jahrhunderthochwasser (Weiss & Kummer 1998), oder sie bewegen sich äußerst variabel, stromauf oder –ab, abhängig von Zuchtstamm, Gewässer oder Umweltbedingungen (Cresswell 1981; Helfrich & Kendall 1982; Harcup et al. 1984; Heggenes 1988; Jørgensen und Berg 1991b). Die gleichen Zuchtstämme legten in einem Fluss schnell stark an Gewicht zu (Kleinen Kamp), während sie in einem anderen Fluss (Traisen) an Gewicht verloren, und dass obwohl das Nahrungsangebot in der Traisen deutlich besser war (Weiss & Schmutz 1999). Nach einem Jahr jedoch waren 99% der Zuchtfische im Kleinen Kamp verschwunden (Weiss & Schmutz), wohin gehend 13% in der Traisen überlebten obwohl alle Zuchtfische während der ersten drei Monate im Fluss an Gewicht verloren. Das ist ein klassisches Beispiel für ort- und zeitabhängige Reaktion von Zuchtfisch in der Natur. Daher gibt es ein weites Feld an Unsicherheiten, und sowohl ort-, wie artabhängige Phänomene die das Vertrauen in die wissenschaftlichen Informationen zu diesem Thema unterminieren.

Die fundamentale Aussage jedoch bleibt. Von einem naturschutzorientierten Standpunkt aus bringen unterstützende Besitzmaßnahmen nichts und der einzige Nutzen liegt in der kurzfristigen Steigerung der Fangquote. Die potenziellen negativen Konsequenzen sind vielfältig und zusätzlich zu den besprochenen Punkten kann man unter anderem auch noch gesteigerten Zuzug von Räufern und die Erweckung von unhaltbaren Anglerhoffnungen dazuzählen. Die grundlegende Botschaft jedoch, die oft unterschätzt oder falsch verstanden wird, ist, dass natürliche Selektion immer entweder unterminiert oder komplett ausgeschaltet wird, wenn eine Population ständig besetzt wird, völlig unabhängig davon ob das Besatzgut autochton ist oder nicht. Natürliche Selektion äußert sich häufig in kleinsten phänotypischen Unterschieden, die sich mit nur minimal unterschiedlicher Wahrscheinlichkeit durchsetzen. Einerseits ändert die bloße Präsenz des Besatzfisches die Selektionslandschaft, andererseits, falls sich der Besatzfisch fortpflanzt, könne sich die potentiellen kleinen Anpassungen statistisch nicht durchsetzen, womit verhindert wird, dass sich die Population optimal an die ständig veränderten Umweltbedingungen anpasst.

2.5 *Selektion durch Fischerei*

Der letzte Teil des Überblicks widmet sich der Frage, wie sie auch im Nationalpark diskutiert wird, ob Bewirtschaftung selbst künstliche Selektion auf eine natürlich Population überträgt, die mit einer bedeutenden evolutionären Änderung in der Population einher geht. Vom theoretischen Standpunkt aus erwartet man eine solche Selektion und sie wurde auch bei vielen Tieren demonstriert (Allendorf et al 2008). Jegliche Kontroversen entstammten politisch aufgeladenen Diskursen mit, zum Beispiel, gewerblichen Fischereibetrieben, die harte Fakten und Datenmaterial verlangten. Derartige Daten, zusammen mit einer Vielzahl neuer Ansätze und unterstützt durch Simulationen, wurden in den letzten Jahren von mehreren Meeresfischereien über Dorsch *Gadus morhua*, atlantische Lachse *Salmo salar* und pazifische Lachsarten *Oncorhynchus* spp. (Law 2001; Hard 2004; Hutchins 2005; Hutchins & Fraser 2008) zur Verfügung gestellt, und wurden auch bei der Regenbogenforelle im experimentellen Umfeld bewiesen (Biro & Post 2008). Das Literaturangebot wächst ständig auf diesem Gebiet und die Diskussion hat sich verlagert von der Frage ob eine derartige Selektion existiert, hin zu der Frage was man dagegen tun kann, und ob man, beobachtete oder erwartete evolutionäre Trends wieder umkehren kann oder nicht. Diese Studien, und die großen fangintensiven Fischereibetriebe von denen sie stammen, erscheinen, verglichen mit der österreichischen Fluss-Fischereisituation wie ein anderes Universum. Es gibt jedoch auch Beispiele von kleinen Hobbyfischereien, wobei für beide dieselben Prinzipien

zutreffen. Die Frage ob der Mensch durch sein Handeln künstliche Selektion auslöst (nicht nur bei Fischen) stellt sich nicht mehr, es geht nur mehr um die Art und Weise wie diese stattfindet.

Die am häufigsten betroffenen, oder zumindest die von großen kommerziellen Fischereibetrieben am besten dokumentierten Eigenschaften sind vor allem Größe, Wachstum und das Verhältnis Alter-zu-Geschlechtsreife. Allerdings wird vermutlich eine ganze Gruppe von verhaltensspezifischen Eigenschaften, inklusive Futterverhalten und Raubtier-Beute Beziehung, innerhalb verschiedener Grenzen von Fischereibetrieben beeinflusst.

3. Gesetzliche Rahmenbedingungen im Nationalpark Gesäuse

Der Grund und Anlass dieses Gutachtens dreht sich um die Frage einer Pacht eines 7 km langen Teilstücks der Enns im NP Gesäuse durch den „Casting Club“, und um die Bedingungen unter denen diese eventuell weitergeführt wird. Obwohl man von mir nicht verlangt, diese spezielle Pachtsituation zu beleuchten, wurde dennoch von mir erwartet, einen Kommentar zu den gesetzlichen Bedingungen des Fischbesatzes im Nationalpark abzugeben.

3.1 Internationale Perspektive

Vom Standpunkt eines IUCN und unter Berücksichtigung der Bestimmungen für Kategorie II NPs konnte ich weder ein Gesetz noch eine Richtlinie finden die eine Sportfischerei entweder begünstigt oder generell verbietet. Natürlich darf die Fischerei nie in Konflikt mit den primären Zielen des Nationalparks stehen.

In meiner persönlichen Erfahrung, sei es als Tourist oder als junger Wissenschaftler, kann ich belegen, dass mehrere berühmte Nationalparks in den U.S.A, wie Yellowstone, Glacier und der Grand Canyon, Sportfischereien beherbergen. Die Sportfischerei ist im Yellowstone und Glacier Nationalpark besonders gut ausgebaut und stellt eine integralen Bestandteil in der Beziehung zu den Besuchern dar. Dennoch ist es interessant zu bemerken, dass Besatz in diesen Nationalparks verboten ist (obwohl es historisch vorgekommen ist) und es ist äußerst zweifelhaft ob es jemals in der Zukunft zu einem Besatz für die Sportfischerei käme, selbst wenn eine Naturkatastrophe oder der Eingriff des Menschen zum Aussterben einer Population führte. Im Allgemeinen ist die

Philosophie dahinter: Lass' die Natur nur machen. Das Ziel des modernen Fischereimanagements in US Nationalparks hängt heute hauptsächlich am Schutz der heimischen Arten, und manchmal in der Entnahme von nicht heimischen Arten. Nicht alle Gewässer werden befischt, und in Gebieten wo Konflikte mit den Zielen der Nationalparks entstehen wird auch nicht gefischt. Das wird hauptsächlich durchgeführt um Laichplätze zu schützen, Touristenkontakt mit gefährlichen Tieren oder brütenden Vögeln zu vermindern, Erosionsprozesse an Ufern zu verhindern, oder manchmal um die Sicherheit der Angler zu gewährleisten, indem man sie nicht in gefährliches Terrain entlässt.

Es ist mir vollkommen klar, dass, vor allem außerhalb der Vereinigten Staaten, eine große Anzahl von Menschen Sportfischerei in einem Nationalpark prinzipiell ablehnt. Meiner persönlichen Meinung nach kommen diese Differenzen eher von tiefen philosophischen Auffassungsunterschieden, die sich in verschiedenen sozioökonomischen und legalen Rahmenbedingungen ausdrücken, als von Unterschieden im Ausmaß der menschlichen Nutzung im historischen Kontext oder im Verhältnis zur Größe des Nationalparks. Ich bin jedoch der Meinung, dass der Nationalpark Gesäuse die Kontroverse um die Genehmigung der Sportfischerei nicht auf Grund internationaler Präzedenz oder der IUCN Gesetzgebung für Nationalparks im Allgemeinen entscheiden können wird. Daher sollte diese Kontroverse, basierend auf den rechtlichen, biologischen und politischen Rahmenbedingungen speziell für das Gesäuse entschieden werden, oder zumindest in Anlehnung an Entscheidungen, die für andere Nationalparks in Österreich getroffen wurden.

3.2 Heimische Perspektive

Aus der heimischen Perspektive, und unter Berücksichtigung der Gesetzeslage, wie unten angeführt, scheint mir unter Umständen eine Unklarheit zu bestehen. Wie auch immer, zwei Punkte sind klar.

Erstens existiert keinerlei Verpflichtung seitens des Besitzers, der Fischereiberechtigten (FB) oder der Pächter zu besetzen (LGBL. Nr. 85/1999). Die Steiermark war das erste Bundesland, das die Besatzpflicht eliminiert hat. Es existiert allerdings zweitens eine Verpflichtung die Artenvielfalt zu erhalten, sowohl in Größe wie auch in Altersstruktur, und wir interpretieren diese Maßnahme in diesem Gutachten als Hegepflicht (HP)(siehe §1(2) & §6(1). HP muss allerdings nicht zwangsläufig in Besatzmaßnahmen münden. Ein FB könnte seine HP durchführen indem er versucht den Lebensraum zu verbessern, Laichplätze zu schützen oder den Zugang von natürlichen Feinden zu limitieren, zum

Beispiel um den Aufbau zu beschleunigen oder die Nachhaltigkeit von Fischbeständen zu verbessern. Wenn ein bestimmter Flussabschnitt von einem Umweltproblem betroffen war, und der Bestand dezimiert wurde, wäre ein gutes Argument den Flussabschnitt aus Nebengewässern rekolonisieren lassen. Das Argument fußt auf der fundierten Annahme, dass die beste Quelle für Renaturierung das Gewässer selbst ist, und natürliche Kolonisierung und Reproduktion als Methoden jeglichem künstlichen Eingriff vorzuziehen sind. Falls die Maßnahmen jedoch fehlschlagen, scheint es mir nach der gesetzlichen Lage in der Steiermark als gegeben, dass der FB eine Art von Besatzmaßnahme durchzuführen hat. Im Falle der Enns im NP Gesäuse tritt nahezu keinerlei Kolonisierung aus dem flussabwärts gelegenen Gewässer auf, da unpassierbare Barrieren vorhanden sind – dies wird jedoch durch den Bau von Fischaufstieghilfen gerade geändert. Für einige Arten erwartet man Kolonisierung durch flussaufwärts gelegene Gewässerabschnitte, wenn auch bei weitem nicht unbedingt für alle Arten, vor allem wenn man die Enns als beeinträchtigtes Gesamtsystem betrachtet. Wissenschaftliche Forschung, die sich auf diese Frage im Gesäuse konzentriert, sollte sich zu einer aussagekräftigen Position zur Kolonisierung von verschiedenen Arten aus den flussaufwärts gelegenen Gewässern durchringen. Ich verstehe das Gesetz jedoch nicht dahingehend, dass es andauernden künstlichen Besatz vorsieht, wenn das Gewässer die Art nicht von Natur aus mit sich führt.

Weitere Probleme ergeben sich aus LGBL Nr. 16/2003, ein Gesetz direkt für den NP Gesäuse. Einerseits sah es ein gewisses Maß an Jagd und Anglerei im NP voraus (siehe §1(2) zweiter Satz & §6(2)), auf der anderen Seite ist es schwierig bis unmöglich zu verstehen, wie eine Anglerei nach dem Verbot aus §2(1) durchgeführt werden kann.

4. Gewichtete Zusammenfassung in Bezug auf vergangene, gegenwärtige und zukünftige Besatzmaßnahmen und ihre Nützlichkeit im NP Gesäuse, unter Berücksichtigung der juristischen und politischen Rahmenbedingungen

4.1 Besatz

Besatz (enhancement stocking) sollte weder als gerichtliche Auflage noch als vernünftige Strategie für einen NP angesehen werden. Besatz im Sinne der Rückeinbringung einer Art wird in manchen Situationen durchaus sinnvoll erscheinen, ja unter der derzeitigen juristischen Lage in der Steiermark ist sie sogar obligatorisch, wenn die HP des FB durch andere Methoden nicht gewährleistet werden kann. Meiner Meinung nach sollte in den natürlichen Prozess zur Wiederherstellung der Artenvielfalt im NP nicht eingegriffen

werden, sollte dieser Prozess technisch möglich oder wahrscheinlich sein. Im Bezug auf das Gesäuse gibt es zu wenig Information um das Potenzial der Renaturierungswahrscheinlichkeit verschiedener Arten aus flussaufwärts gelegenen Gewässerabschnitten abschätzen zu können (der Unterlauf scheidet bisher aus). Bei Arten wie Huchen und Äsche fehlt das Verständnis dieser Prozesse genau so wie bei ausgestorbenen Mitgliedern der Cypriniden.

Sollte der NP im Bezug auf ihren HP doch entscheiden irgendeine Form von Renaturierung durch Besatz durchzuführen, sollte es nur im Rahmen eines kontrollierten Experiments durchgeführt werden und unter Beachtung strengster natur-orientierter Richtlinien. Das heißt, nur mit juvenilen Fischen, die so wenig Zeit wie möglich in der Zucht verbracht haben oder ausschließlich Eier in Brutboxen auszubringen. Die Mutterfische sollten aus dem Einzugsgebiet der Enns stammen, und laut der Daumregel (Nelson & Soulé 1987; siehe auch meine Diskussion, Seite 156-158 in Uiblein et al 2000) mindestens 50 Exemplare (bei ausgeglichener Geschlechterverteilung) betragen.

4.2 Regenbogenforelle

Die Regenbogenforelle ist in den meisten österreichischen Gewässersystemen vorhanden (besonders in Kalksteingebieten) und außer in sehr kleinen, isolierten Gewässern (z.B. über einer unpassierbaren Barriere) gibt es keine Möglichkeit sie zu entfernen. Daher muss der NP die Existenz der Regenbogenforelle in der absehbaren Zukunft akzeptieren. Es ist möglich, aber nicht bewiesen, dass die Existenz der Regenbogenforelle zu intraspezifischem Wettkampf mit anderen einheimischen Arten führen kann - in Österreich dokumentiert bei Regenbogenforellen, die Äschen-Laichgründe aufgraben (Uiblein et al 2000). Dennoch bin ich mir sicher, dass jeglicher Versuch einen Kausalzusammenhang zwischen einer leichten Sportfischerei in der Enns und Fluktuationen in der Anzahl der Regenbogenforellen zu konstruieren, scheitern wird. Sollte Bewirtschaftung im NP weiterhin durchgeführt werden, plädiere ich trotzdem stark für dauernden, mäßigen Fang von Regenbogenforellen. Dabei handelt es sich deutlich um eine win-win Situation, sowohl für den Bewirtschafter wie den NP. In den Vereinigten Staaten sind derartige Managementmethoden in NPs gut dokumentiert, da viele eingeschleppte Salmoniden vorkommen. In Yellowstone zum Beispiel muss nach gültigem Recht jede amerikanische Seesaibling *Salvelinus namaycush* die geangelt wurde, getötet werden.

4.3 Bewirtschaftung im Gesäuse

Im Großen und Ganzen sehe ich keinen internationalen Präzedenzfall, der einen Fischereibetrieb in einem IUCN Category II NP kategorisch verbietet. Wenn jedoch eine Bewirtschaftung durchgeführt wird dann unter der Kontrolle des NP und in Übereinstimmung mit den Zielen des NP. Größere Nationalparks haben mehr Spielraum in der Gestaltung, und können es sich daher leisten, einige Gewässer der Öffentlichkeit zugänglich zu machen, andere aber nicht. In diesem Sinne bleibt der NP Gesäuse mit diesem einen 7 km langen Flussabschnitt, über den wir hier diskutieren, sehr beschränkt.

Ich würde die Errichtung einer unabhängigen Expertengruppe zur Erstellung eines detaillierten Managementplans empfehlen, indem man besonderes Gewicht auf wissenschaftliche Erkenntnisse legt, sich an geltenden Naturschutzvorgaben orientiert und die Entscheidungen in die Hände unparteilicher Wissenschaftsbeiräte legt. Vernünftige naturschutzorientierte Maßnahmen müssen alle an einem Gewässer beteiligten FB betreffen.

Sollte eine Bewirtschaftung im NP Gesäuse durchgeführt werden, empfehle ich keinerlei (enhancement) Besatz, da die Maßnahme und deren negative Auswirkungen nicht im Einklang mit den Zielen des Nationalparks bezüglich der Erhaltung der Artenvielfalt und der genetischen Diversität stehen.

Falls die Bewirtschaftung nicht fortbesteht sehe ich keinen unmittelbaren Bedarf auch nur des Besatzes in Form der Renaturierung. Geduld führt am ehesten zur natürlichen Rekolonisierung und Steigerung des Eigenbestandes. Der Blick sollte man in Richtung der Verbesserungen von Habitaten richten, weitere Kontrollmaßnahmen sollte man im Bereich des Rekolonisierungspotenzials von beiden flussauf- und abwärts gelegenen Gebieten durchführen.

Dass das Gewässersystem auf Grund von Managementmaßnahmen im Ober- und Unterlauf stark beeinflusst wird, liegt auf der Hand. Im Bereich des betrachteten Flussabschnitts gab es in den letzten Jahrzehnten keinerlei Konnektivität flussabwärts (obwohl sich jetzt eine Fischaufstiegshilfe in Bau befindet) und die reine Abwanderung von flussaufwärts ist bis jetzt nicht dokumentiert. Diese mangelnde Konnektivität sollte als ökologisches Defizit verstanden werden und die dazu notwendigen Maßnahmen zu Renaturierung auslösen. Darüber hinaus sollten vernünftige naturschutzorientierte Maßnahmen alle an einem Gewässer beteiligten Fischereibetriebe betreffen.

Reine naturschutzorientierte Bewirtschaftung eines Gewässers stellt in Österreich eine Rarität dar. Es geht weniger um die Grundsatzfrage der Bewirtschaftung sondern darum

wie man bei der Enns diese hehren Ziele in Konkurrenz mit den umgesetzten Nutzungsbedingungen durchsetzen kann.

Literatur

Allendorf FW, England PR, Luikart G, Ritchie PA, Ryman N (2008) Genetic effects of harvest on wild animal populations. *Trends in Ecology and Evolution* **23**, 327–337.

Almodóvar A, Nicola GG, Suárez J (2002) Effects of fishery management on populations of brown trout, *Salmo trutta*, in central Spain. Pages 338–345 in Collares-Pereira MJ, Coelho MM, Cowx IG (editors) *Conservation of Freshwater Fishes: Options for the Future*, Chapter 31, 338–345.

A´lvarez D, Nicieza R (2003) Predator avoidance behaviour in wild and hatchery-reared brown trout: the role of experience and domestication. *Journal of Fish Biology* **63**, 1565–1577.

AQUAWILD (2002) Performance and Ecological Impacts of Introduced and Escaped Fish: Physiological and Behavioural Mechanisms. National Board of Fisheries, Institute of Freshwater Research, Drottningholm, Sweden. Final Report to:European Commission EC Contract No. FAIR CT 97-1957.

Brannon EL (1993) The perpetual oversight of hatchery programs. *Fisheries Research* **18**, 19–27.

Berejikian BA, Mathews SB, Quinn TP (1996) Effects of hatchery and wild ancestry and rearing environments on the development of agonistic behavior in steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*) fry. *Canadian Journal of Aquatic Sciences* **53**, 2004–2014.

Biro PA, Post JR (2008) Rapid depletion of genotypes with fast growth and bold personality traits from harvested fish populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* **105**, 2919–2922.

Cowx IG (1998) Stocking strategies: issues and options for future enhancement programmes. Pages 3–13 in IG Cowx (editor) *Stocking and introduction of fish*. Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford.

Cresswell RC (1981) Post-stocking movements and recapture of hatchery-reared trout into flowing waters—a review. *Journal of Fish Biology* **18**, 429–442.

Dewald L, Wilzbach MA (1992) Interactions between native brook trout and hatchery brown trout: effects on habitat use, feeding, and growth. *Transactions of the American Fisheries Society* **121**, 287–297.

Einum S, Fleming IA (1997) Genetic divergence and interactions in the wild among native, farmed and hybrid Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* **50**, 634–651.

Einum S, Fleming IA (2001) Implications of stocking: Ecological interactions between wild and released salmonids. *Nordic Journal of Freshwater Research* **75**, 56–70.

Fenderson OC, Everhart WH, Muth KM (1968) Comparative agonistic and feeding behavior of hatchery-reared and wild salmon in aquaria. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **25**, 1–14.

Fleming IA, Einum S (1997) Experimental tests of genetic divergence of farmed from wild Atlantic salmon due to domestication. *ICES Journal of Marine Science* **54**, 1051–1063.

Ford MJ (2002) Selection in captivity during supportive breeding may reduce fitness in the wild. *Conservation Biology* **16**(3), 815–825.

Gresswell RE, Varley JD (1988) Effects of a century of human influence on the cutthroat trout of Yellowstone lake. Pages 45–60 in Gresswell RE editor. Status and management of interior stocks of cutthroat trout. American Fisheries Society Symposium 4.

Hansen MM, Loeschke V (1994) Effects of releasing hatchery-reared brown trout to wild trout populations. Pages 273–289 in V. Loeschke, J. Tomiuk, and S. K. Jain, editors. *Conservation genetics*. Birkhäuser Verlag, Basel, Switzerland.

Harcup MF, Williams R, Ellis DM (1984) Movements of brown trout, *Salmo trutta* L., in the River Gwyddon, South Wales. *Journal of Fish Biology* **24**, 415–426.

Heggenes J (1988) Effect of experimentally increased intraspecific competition on sedentary adult brown trout (*Salmo trutta*) movement and stream habitat choice. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **45**, 1163–1172.

Hedenskog M, Petersson E, Järvi T (2002) Agonistic behavior and growth in newly emerged brown trout (*Salmo trutta* L.) of sea-ranched and wild origin. *Aggressive Behaviour* **28**, 145–153.

Helfrich LA, Kendall WT (1982) Movements of hatchery-reared rainbow, brook and brown trout stocked in a Virginia mountain stream. *Progressive Fish-Culturist* **44**, 1–7.

Hindar K, Ryman N, Utter, F (1991) Genetic effects of cultured fishes on natural fish populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **48**, 945–957.

Hutchings JA, Fraser DJ (2008) The nature of fisheries-and farming-induced evolution. *Molecular Ecology* **17**, 294–313.

Hutchings JA (2005) Life history consequences of overexploitation to population recovery in Northwest Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **62**, 824–832.

Jenkins TM Jr. (1969) Social structure, position choice and microdistribution of two trout species (*Salmo trutta* and *Salmo gairdneri*) resident in mountain streams. *Animal Behavior Monographs* **2**, 57–123.

Jørgensen J, Berg S (1991b) Stocking experiments with 0 + trout parr, *Salmo trutta* L., of wild and hatchery origin; 2. Post-stocking movements. *Journal of Fish Biology* **39**, 171–180.

Jørgensen C, Enberg K, Dunlop ES, Arlinghaus R, Boukal DS, Brander K, Ernande B, Gårdmark A, Johnston F, Matsumura S, Pardoe H, Raab K, Silva A, Vainikka A, Dieckmann U, Heino M, Rijnsdorp AD (2007) Ecology: managing evolving fish stocks. *Science* **318**, 1247–1248.

Krueger CC, Menzel BW (1979) Effects of stocking on genetics of wild brook trout populations. *Transactions of the American Fisheries Society* **108**, 377–387.

Laikre L (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 the brown trout (*Salmo trutta*) (“TROUTCONCERT”; EU FAIR CT97-3882).

Law R (2000) Fishing, selection, and phenotypic evolution. *ICES J Marine Science* **57**, 659–668.

Mason JW, Brynildson OM, Degurse PE (1967) Comparative survival of wild and domestic strains of brook trout in streams. *Transactions of the American Fisheries Society* **96**, 313–319.

Maynard DJ, Flagg TA, Mahken CVW (1995) A review of seminatural culture strategies for enhancing the postrelease survival of anadromous salmonids. Pages 307–314 in H. L. Schramm, Jr., and R. G. Piper, editors. *Uses and effects of cultured fishes in aquatic ecosystems*. American Fisheries Society, Symposium 15, Bethesda, Maryland.

McLaren JB (1979) Comparative behavior of hatchery-reared and wild brown trout and its relation to intergroup competition in a stream. Doctoral dissertation. Pennsylvania State University, University Park.

Metcalf NB, Valdimarsson SK, Morgan IJ (2003) The relative roles of domestication, rearing environment, prior residence and body size in deciding territorial contests between hatchery and wild juvenile salmon. *Journal of Applied Ecology* **40**, 535–544.

Millard TJ, MacCrimmon HR (1972) Evaluation of the contribution of supplemental plantings of brown trout *Salmo trutta* (L) to a self-sustaining fishery in the Sydeham River, Ontario, Canada. *Journal of Fish Biology* **4**, 369–384.

Miller RB (1953) Comparative survival of wild and hatchery-reared cutthroat trout in a stream. *Transactions of the American Fisheries Society* **83**, 120–30.

Miller RB (1958) The role of competition in the mortality of hatchery trout. *Journal of Fisheries Research Board of Canada* **15**, 27–45.

Nelson K & Soulé M (1987) Genetical conservation of exploited fishes – processes causing loss of genetic diversity. Pages 345–368 in N Ryman & F Utter (editors). *Population genetics and Fishery management*. University of Washington Press, USA.

Petersson E, Järvi T (2003) Growth and social interactions of wild and sea-ranched brown trout and their hybrids. *Journal of Fish Biology* **63**, 673–686.

Petrosky CE, Bjornn TC (1988) Response of wild rainbow (*Salmo gairdneri*) and cutthroat trout (*S. clarki*) to stocked rainbow trout in fertile and infertile streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **45**, 2087–2104.

Reimers N (1963) Body condition, water temperature, and over-winter survival of hatchery-reared trout in Convict Creek, California. *Transactions of the American Fisheries Society* **92**, 39–46.

Ruzzante DE (1994) Domestication effects on aggressive and schooling behaviour in fish. *Aquaculture* **120**, 1–24.

Salonen A, Peuhkuri N (2004) A short hatchery history: does it make a difference to aggressiveness in European grayling? *Journal of Fish Biology* **65(A)**, 231–239.

Swain DP, Riddell BE (1990) Variation in agonistic behaviour between newly emerged juveniles from hatchery and wild populations of coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **47**, 566–571.

Verspoor E (1988). Reduced genetic variability in first-generation hatchery populations of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **45**, 1686–1690.

Vincent ER (1987) Effects of stocking catchable-size hatchery rainbow trout on two wild trout species in the Madison River and O'Dell Creek, Montana. *North American Journal of Fisheries Management* **7**, 91–105.

Watkins TJ (1992) Effects of stocking on the brown trout (*Salmo trutta*) population in Augusta Creek, Kalamazoo County, Michigan. PhD thesis. Michigan State University, USA.

Weiss S, Kummer H (1998) Movement of wild and experimentally-stocked brown trout, *Salmo trutta* L., before and after a flood in a small Austrian stream. *Fisheries Management and Ecology* **5**, 1-11.

Weiss S, Schmutz S (1999a) Performance of hatchery-reared brown trout and their effects on wild fish in two small Austrian streams. *Transactions of the American Fisheries Society* **128**, 302-316.

Weiss S, Schmutz S (1999b) Response of wild brown and rainbow trout to the stocking of hatchery-reared brown trout. *Fisheries management and Ecology* **6**, 365-375.

Wiley RW, Whaley RA, Satake JB, Fowden M (1993) An evaluation of the potential for training trout in hatcheries to increase post-stocking survival in streams. *North American Journal of Fisheries Management* **13**, 171–177.