

Zu Auswirkungen des Fischotters auf Fischbestände in Fließgewässern Oberösterreichs

Analysen und gutachterliche Einschätzungen sowie Vorschläge für Managementmaßnahmen

Ziel des vorliegenden Berichts ist gemäß Auftrag, durch Zusammenführung der Befischungsdaten und Otterdaten die Frage zu beantworten, ob „der Fischotter eine maßgebliche negative Einflussgröße auf den Fischbestand“ der untersuchten Gewässerstrecken ist. An den drei untersuchten Gewässer des Mühlviertel ist nach wie vor ein intakter Fischbestand vorhanden. Ein maßgeblicher negativer Einfluss des Fischotters ist aber in Hinblick auf die fischereiwirtschaftliche Nutzung wahrscheinlich. An der Steyr kann ein maßgeblicher Einfluss des Fischotters insbesondere im Unterlauf nicht ausgeschlossen werden, im Oberlauf ist fraglich, ob Otter zu dem Fischrückgang maßgeblich beitragen. An der Reichraming kann ein maßgeblicher negativer Einfluss von Fischprädatoren (Otter und Gänsesäger) auf den Fischbestand aufgrund der kumulativen Wirkung nicht ausgeschlossen werden. Für das Gebiet Pechgraben & Neustiftgraben kann auf Grund der überaus komplexen ökologischen Zusammenhänge sowie der massiven anthropogenen Beeinflussungen der Einfluss des Fischotters auf den Fischbestand nicht ausreichend gut abgeschätzt werden.

MIT UNTERSTÜTZUNG VON LAND UND EUROPÄISCHER UNION



Europäischer
Landwirtschaftsfonds für
die Entwicklung des
ländlichen Raums:
Hier investiert Europa in
die ländlichen Gebiete



Zitiervorschlag:

Kranz, A. & Ratschan, C. 2017: Zu Auswirkungen des Fischotters auf Fischbestände in Fließgewässern Oberösterreichs. Analysen und gutachterliche Einschätzungen sowie Managementvorschläge. Bericht im Rahmen des ELER Projektes „Basisdaten Fischotter Oberösterreich“. Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abteilung Land- und Forstwirtschaft, 22 Seiten.

Anmerkung: Der gegenständliche Bericht baut auf zwei in selbigem ELER Projekt erarbeiteten Berichten auf und stellt die Synthese beider Fachgebiete dar. Grundlagen für diesen Bericht sind:

Kranz A., Cocchiararo B., Poledník L., Jaraus A., Nowak C. 2017: Erhebung von Basisdaten zum Fischotterbestand an sechs Fließgewässern Oberösterreichs. Endbericht im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abteilung Land- und Forstwirtschaft, 56 Seiten.

Ratschan, C. 2017: Erhebung von Basisdaten über den Fischbestand in Oberösterreichischen Gewässern. Beurteilung des Einflusses des Fischotters. Endbericht im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abteilung Land- und Forstwirtschaft, 153 Seiten.

Kontaktdaten der Auftraggeber:

Amt der Oö. Landesregierung
Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung
Abteilung Land- und Forstwirtschaft
Bahnhofplatz 1
4021 Linz
Auftragsnummer: 761A/2016/51

Kontaktdaten der Verfasser:

Dr. Andreas Kranz
alka-kranz Ingenieurbüro für Wildökologie und Naturschutz e. U.
Am Waldgrund 25, 8044 Graz, Österreich
andreas.kranz@alka-kranz.eu
Tel.: 0043 664 2522017

Mag. Clemens Ratschan
ezb / TB Zauner GmbH
Technisches Büro für Angewandte Gewässerökologie und Fischereiwirtschaft
Marktstraße 35
A-4090 Engelhartzell
ratschan@ezb-fluss.at
Tel.: 0043 660 7764 833

Inhaltsverzeichnis

Auswirkungen auf den Fischbestand.....	4
Abwanderung	6
Mortalität durch abiotische Faktoren	6
Nahrungsmangel, Parasiten, Krankheiten.....	7
Prädation durch andere Fische und Krebse	7
Fischfressende Vögel.....	7
Ausfang durch Menschen.....	7
Prädation durch den Fischotter.....	8
Einfluss des Otters in Hinblick auf Produktion und Ertrag der Gewässer	11
Gutachterliche Einschätzung des Einflusses des Fischotters	15
Maßnahmen	18
Maßnahmen in Hinblick auf Fischaufstieg, Fischschutz und Fischabstieg	18
Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur	18
Maßnahmen in Hinblick auf Räuber-Beute Beziehungen	19
Möglichkeiten des Ottermanagements.....	19
Konkrete Vorschläge	20
Literatur	22

Auswirkungen auf den Fischbestand

Der Fischotter ist als auf Fische spezialisierter Prädator an der Spitze der Nahrungskette generell im Stande, messbare Auswirkungen auf Fischbestände auszuüben. Ebenso hat das Vorkommen von otterverfügbarer Biomasse an Beutetieren einen Einfluss auf die Bestandshöhe bzw. die Otterpräsenz in einem Gewässer. KRUIK (1995) führt in seiner Fischottermonographie dazu aus, dass

- a) Otter durch das ihnen verfügbare Nahrungsangebot begrenzt werden;
- b) die Gewässerbreite mit der Fischbiomasse korreliert und insofern sind schmalere Gewässer (Forellenregion) für Otter sehr wichtige und attraktive Lebensräume, die entsprechend intensiv genutzt werden;
- c) das wahre Ausmaß der Beeinflussung des Prädators (Otter) auf seine Hauptbeute (Forellen) erst in vollem Umfang sichtbar wird, wenn man Fischbestände mit und ohne Präsenz des Otters kennt.

Die jahrzehntelange Abwesenheit und Rückkehr des Otters in weiten Bereichen Mitteleuropas in den vergangenen zwei bzw. drei Jahrzehnten stellt so eine Situation dar.

Die quantitativen Auswirkungen der Rückkehr des Fischotter wurden bislang an konkreten Fallbeispielen nicht untersucht und auch in Oberösterreich ist diese Möglichkeit nach der flächendeckenden Wiederbesiedlung, die 2012 festgestellt worden war (Kranz & Poledník 2013), nicht mehr gegeben. Man steht nun in Oberösterreich vor der Situation von in vielen Fällen markanten Rückgängen der Fischbiomasse sowie der größeren Fische (über 25 cm Länge). Diese Rückgänge haben mit Sicherheit eine Vielzahl von Ursachen, der Fischotter ist offensichtlich eine davon.

Erschwert wird der Vergleich der Fischbiomassen in früheren Jahrzehnten mit denen heute unter Umständen dadurch, dass

- d) die Fischbestände mitunter durch Fischbesatz künstlich erhöht waren und werden;
- e) die Erfassung der Fischbestände mittels Elektrofischung methodisch nicht so standardisiert waren wie heute;
- f) generell viel weniger Befischungsdaten zur Verfügung stehen als in jüngster Zeit;
- g) sich in Zwischenzeit auch eine Reihe anderer Faktoren verändert haben (Ratschan, 2017).

Zu den genannten Einflussfaktoren kommt noch, dass Fischbestände und insbesondere auch die Reproduktion von Jahr zu Jahr erheblichen Schwankungen ausgesetzt sind und auch innerhalb eines Jahres zu verschiedenen Erhebungszeitpunkten die Fischbiomassen sehr unterschiedlich sind. Wenn es dann nur wenige und dazu noch teils verzerrte Fischbestandsdaten gibt, ist der Vergleich mit der Situation jetzt zusätzlich erschwert. Zum Teil mag das Bild hoher Fischbiomassen auch durch die Fokussierung auf besonders hohe Fischbiomassen im Vergleich mit heutigen verzerrt sein.

Diese Einschränkungen stellen nicht einen generellen Fischrückgang in Frage, der ja vielerorts zu verzeichnen ist, sie sind aber ein wesentlicher Grund dafür, dass es nur sehr wenig Fischbestandsdaten der früheren Jahrzehnte gibt, die man in einer fachlichen Analyse ohne wesentliche Einschränkungen für den Vergleich der gegenwärtigen Fischbestände heranziehen könnte. Je weiter man zurückgeht, desto seltener werden „harte“ Daten. Dieses spiegelt sich auch in den Befischungsdaten der Gewässerabschnitte wieder, die in diesem Projekt untersucht worden sind.

Der Ansatzpunkt dieses Projektes war daher, die Fischbestände im Herbst 2016 und Frühjahr 2017 bestmöglich zu quantifizieren und so andere, länger wirkende Einflussfaktoren einzuschränken. Als besonders hilfreich erwies sich in diesem Zusammenhang der Umstand, dass auch im Frühjahr 2016 an eben diesen Stellen Elektrofischungen seitens des Landesfischereiverbandes bzw. der jeweiligen Fischereireviere durchgeführt worden waren.

Parallel zu den Fischbestandsaufnahmen wurde die Präsenz von Fischottern in 14 bis 19 km langen Abschnitten im Bereich der E-Befischungen mittels Genetik viermal zwischen Oktober 2016 und Juni 2017 quantifiziert und daraus die Otterpräsenz gutachterlich abgeleitet (Kranz et al. 2017).

Die nachfolgende Verschneidung der Fisch- und der Otterdaten ist, jedenfalls in dieser Form ein Novum, ein erster Versuch, bei dem man sich vergegenwärtigen muss, dass das hier realisierte Studiendesign auch Fragen bzw. Parameter ausgeklammert hat, was zwangsweise zu Unsicherheiten und Einschränkungen führt. Hier sind zwei Fragenkomplexe zu nennen: 1.) von welchen Tierarten hat sich der Otter tatsächlich ernährt und 2.) wo wurden diese Tiere vom Otter erbeutet? Die nachgewiesenen Otter haben sich ja nicht zwangsweise nur von den Fischen innerhalb der Untersuchungsgebiete, den definierten Abschnitten an den Hauptgewässern, ernährt. Insbesondere die Frage der Teiche als mögliche Jagdgebiete und die Frage anderer Beutekategorien als Fische, namentlich Krebse und Amphibien, wurden nicht behandelt. Umgangen werden diese fehlenden Informationen durch Annahmen und dem Ansatz wahrscheinlicher Ober- und Untergrenzen betreffend die tatsächlich gefressenen Beutetiere.

Die im Herbst 2016 quantifizierten Fischbestände waren mit Ausnahme der Unterläufe von Neustift- und Pechgraben sowie der Steinernen Mühl eher gering (Tabelle 1). An den Gewässern der Böhmisches Masse wurden an der Steinernen Mühl im Durchschnitt dreier Befischungsstrecken 112 kg/ha Fischbiomasse festgestellt, an der Waldaist 87 kg/ha und an der Großen Rodl 76 kg/ha. An den in den Nördlichen Kalkalpen gelegenen Gewässern war der Fischbestand im Herbst an der Steyr mit im Durchschnitt 12 kg/ha und an der Reichraming mit 23 kg/ha sehr gering, an Neustift- und Pechgraben mit im Durchschnitt 117 kg/ha deutlich höher. Dabei wurde im Fall des Neustiftgraben die Fischbiomasse der Nase (125 kg/ha an der untersten Stelle) exkludiert, weil diese Art im späteren Herbst mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit in die Enns auswandert, während dies bei anderen Arten weniger klar ist oder nur in geringem Ausmaß zu erwarten ist.[^]

Tabelle 1: Fischbiomasse in den Untersuchungsgebieten im Herbst 2016 und Frühjahr 2017. Neustift- und Pechgraben gepoolt. Mittelwert aller Arten und Befischungsstrecken. * exkl. Nase, siehe Text.

Gewässer	Herbst [kg/ha]	Frühjahr [kg/ha]	Teil des Herbstbestandes %
SM	112	33	29
GR	76	17	22
WA	87	17	20
NG&PG	117*	27*	23
RR	23	17	74
SR	12	3	25

Im Frühjahr 2017 wurden an denselben Befischungsstellen wie im Herbst durchwegs deutlich geringere Fischbiomassen festgestellt (Tabelle 1). Für diesen Rückgang an Fischbiomasse kommen prinzipiell folgende Ursachen in Frage:

- a) Abwanderung der Fische
- b) Mortalität durch abiotische Faktoren
- c) Nahrungsmangel, Parasiten und Krankheiten
- d) Prädation durch andere Fische
- e) Prädation durch fischfressende Vögel
- f) Ausfang durch Menschen
- g) Prädation durch den Fischotter.

Keiner der genannten Ursachen wurde in den sechs Untersuchungsgebieten konkret untersucht und entsprechend quantifiziert. Demnach kann lediglich die Größenordnung des Einflusses der einzelnen Faktoren im Kontext der übrigen Faktoren gutachterlich diskutiert werden.

Hierzu ist festzuhalten, dass bei der meist geringen Fischbiomasse als Ausgangsbestand im Herbst 2016 unter Umständen auch eine vergleichsweise geringe Mortalität auf Grund einer der Faktoren bereits erhebliche Auswirkungen haben kann und auch Summeneffekte der Einzelfaktoren zu deutlich größeren Auswirkungen führen können als wenn im Herbst ein deutlich größerer Fischbestand vorhanden gewesen wäre.

Abwanderung

Bei Fließgewässern handelt es sich um offene Systeme und intensive stromauf und stromab gerichtete Zu- und Abwanderungen aus Gewässerabschnitten sind sowohl in potamalen als auch in rhithralen Gewässern ein inhärenter Bestandteil der Fischbestandsdynamik. So ist die im Gebiet beobachtete Zunahme der Fischbestandswerte vom Frühjahr 2016 zum Herbst 2016 durch lokale Rekrutierung und Produktion nicht erklärbar, sondern nur in Kombination mit Wanderungen (siehe Teil Fischökologie, Diskussion). Im Fall von Forellenbeständen sind als wesentlichste solcher Migrationen im Jahreskreis erstens stromauf gerichtete Laichwanderungen adulter Tiere im späteren Herbst (wahrscheinlich vorwiegend nach dem herbstlichen Befischungstermin) sowie stromab gerichtete Wanderungen juveniler bis adulter Tiere im Jahresverlauf (v.a. Frühjahr bis Herbst) bekannt. Weil aus den untersuchten Gewässern keine quantitativen Informationen über Migrationen vorhanden sind, muss die Frage offenbleiben, in welchem Ausmaß die beobachteten Veränderungen der Fischbestände auf Wanderungen über die betrachteten Abschnitte hinaus zurück zu führen sind. Durch die Erfassung von pro Gewässer meist drei, durchaus weit entfernt liegenden Befischungsstrecken, sowie aufgrund der Tatsache, dass dazwischen in der Regel stromauf unpassierbare Querbauwerke liegen, konnte wohl aber auch ein mobiler Fischbestand durchaus gut erfasst werden. Aufgrund der Nähe zur Enns handelt es sich beim Neustift- und Pechgraben um Sonderfälle, wo es zu starken Ein- und Auswanderungen in die jeweils unterste Befischungsstrecke kommt, vor allem durch Cyprinidenarten.

Mortalität durch abiotische Faktoren

Auch ohne Entnahme bzw. einen starken Einfluss von Prädatoren tritt natürlicherweise ein erheblicher Rückgang von Forellenbeständen über den Winter auf (siehe Ratschan 2017, Kapitel 6.2). Solche Rückgänge können durch abiotische Faktoren, wie Hochwässer, Geschiebetrieb oder extreme thermische Bedingungen geprägt und verstärkt werden. Die Hydrologie im Mühlviertel war im betrachteten Zeitabschnitt unauffällig, im alpinen Bereich hingegen zwar ungünstig für die Reproduktion, aber ebenfalls nicht durch extreme Hochwässer geprägt (Kapitel 4.2). Der Winter 2016/17 war ungewöhnlich lang und kalt (siehe Kapitel 4.1). Grundsätzlich können solche

Verhältnisse, insbesondere bei starker Grundeisbildung, Fischbestände negativ beeinflussen. Weil aber die aus dem Frühjahr zuvor (auch ohne harten Winter) vorhandenen Fischbestandsdaten eine sehr ähnliche Bestandssituation aufzeigen, kann geschlossen werden, dass dieser Einfluss im konkreten Fall weder durch die Grundeisbildung im kristallinen Bereich noch durch die Hochwässer im alpinen Bereich sehr stark gewesen sein kann.

Nahrungsmangel, Parasiten, Krankheiten

Solche biotischen Habitatfaktoren wurden im Fischbericht in den Kapiteln 4.4 und 4.5 behandelt (Ratschan 2017). Zwar kann ein Einfluss dieser Faktoren mangels entsprechender Daten nicht ausgeschlossen bzw. quantitativ eingeschätzt werden, es besteht aber kein begründeter Anlass zur Annahme, dass solche Faktoren einen starken Einfluss auf die erfassten Fischbestände hatten. Dies betrifft im Besonderen den hier behandelten Aspekt der Unterschiede zwischen dem Befischungstermin im Herbst und im Frühjahr.

Prädation durch andere Fische und Krebse

Prädation durch andere Fische ist gerade in Rhithralgewässern ein sehr wesentlicher Bestandteil der Bestandsdynamik. Bei natürlichen Forellenpopulationen wird die Alterspyramide und damit auch die Produktivität ganz wesentlich durch innerartliche Wechselwirkungen (Konkurrenz und Prädation) geprägt. Wird nicht durch Besatz oder Entnahme stark in dieses Gefüge eingegriffen, so stellt sich diesbezüglich ein Gleichgewicht ein, das primär durch strukturelle Merkmale (Verfügbarkeit von Habitaten für unterschiedliche Altersstadien), die Gewässerdimension und das Fischwachstum (Temperatur, Nahrung) geprägt wird. In wenig (fischereilich oder durch Prädatoren) genutzten Gewässern ist der Anteil großer, räuberischer Forellen in der Regel höher als in stark genutzten.

In den Gewässern des Mühlviertels sowie den Ennszubringern war der Anteil größerer, räuberischer Forellen äußerst gering, der Rückgang des Fischbestands über den Winter war hingegen sehr stark ausgeprägt. An der Reichraming war der Anteil großer Bachforellen am Gesamtbestand hingegen weit höher, es fand aber nur ein weit geringerer Rückgang über den Winter statt. Dies zeigt, dass Prädation durch andere Fische kaum ein dominanter Wirkmechanismus für den beobachteten Rückgang der Fischbestände über den Winter sein kann.

Unklar ist hingegen, was die in den letzten Jahren stark zugenommenen Signalkrebsbestände für einen Einfluss auf Salmonidenbestände haben könnten. Vordergründig könnte es zu zusätzlicher Mortalität für frühe Lebensstadien der Forellen und Koppen kommen. Indizien für derartige Wechselwirkungen haben Peay et al. 2009 für einen Forellenbach in England gefunden. Jedenfalls sollte man einer invasiven Art wie dem Signalkrebs, die in der Lage ist, erhebliche Biomassen aufzubauen, in der Diskussion und weiteren Untersuchungen mehr Bedeutung beimessen.

Fischfressende Vögel

Wie im Fischteil, Kapitel 5.11. dargelegt, ist in den untersuchten Gewässern neben dem Fischotter eine quantitativ relevante Entnahme von Fischen auch durch andere Prädatoren anzunehmen. Dies betrifft vor allem die Unterläufe, die neben den Reiherarten in manchen Jahren auch durch den Kormoran und regelmäßig durch den Gänsesäger genutzt werden. Von letzterer Art ist in manchen der untersuchten Gewässer (v.a. Steyr, Reichraming und Unterlauf der Gr. Rodl) ein wesentlicher Einfluss auf den Fischbestand keinesfalls auszuschließen. In welchem quantitativen Ausmaß diese Art für den winterlichen Rückgang von Fischbeständen mit verantwortlich sein kann, muss mangels an Zählungsdaten offen bleiben.

Ausfang durch Menschen

Die Entnahme von Fischen im Zuge der Fischereiausübung ist durch das Landesfischereigesetz und darüber hinaus gehende, weitere Regelungen der jeweiligen Bewirtschafter geregelt. Besatz und

Entnahme stellen die wesentlichen, direkten Instrumente der fischereilichen Bewirtschaftung dar. Eine Auswertung der Art und Intensität der fischereilichen Bewirtschaftung der gegenständlichen Gewässerabschnitte ist dem Fischteil, Kapitel 5.9 zu entnehmen.

Im Zeitraum zwischen den Fischbestandsaufnahmen im Herbst und im Frühjahr wurden in den untersuchten Gewässerstrecken keine Besatzmaßnahmen getätigt. Die Besatzintensität im übrigen Teil des Jahres ist in den Gewässern und Strecken sehr heterogen und reicht von Nullbesatz bis hin zu intensivem Biomasse- und Attraktivierungsbesatz.

In den untersuchten Gewässern stellt die Bachforelle die mit großem Abstand bedeutendste Zielfischart dar. Die Schonzeit der Bachforelle reicht in Oberösterreich vom 16. September bis zum 15. März. Die Fangzeit wird durch die jeweiligen Bewirtschaftler in vielen Fällen erst später (z.B. ab 1. April) geöffnet. Die Befischungen zum Herbsttermin wurden nach Schonzeitbeginn oder wenige Tage davor durchgeführt. Die Befischungen im Frühjahr wurden vor Ende der Schonzeit oder erst kurz nach Saisonbeginn durchgeführt (mit Ausnahme der Reichraming bis 3. April). Angesichts in der Regel ungünstiger Rahmenbedingungen (erhöhter Wasserstand, Trübe, geringe Temperatur) ist im März und frühen April von einer gegen Null gehenden Befischungsintensität bzw. Entnahme von Fischen auszugehen.

Zusammenfassend ist abzuleiten, dass die vergleichenden Betrachtungen der Herbst- und Frühjahrsdaten kaum durch direkten menschlichen Einfluss von Besatz und Entnahme beeinflusst wird. Es sei generell dazu angemerkt, dass ein Einfluss auf die fischökologische Situation über den restlichen Teil des Jahres, bzw. eine indirekte Beeinflussung der Wechselwirkung Fischbestand – Otterbestand durch die fischereiliche Bewirtschaftung – hingegen sehr wohl möglich ist.

Prädation durch den Fischotter

Die Beurteilung des Einflusses des Fischotters auf den Fischbestand ist die zentrale Fragestellung dieser Studie. Eine quantitative Analyse und Verschneidung mit den erhobenen Fischbeständen ist dabei am ehesten bezüglich der Unterschiede zwischen Herbst- und Frühjahrsbestand möglich.

Die Anzahl der über die genetischen Analysen identifizierten Otter wurden im Diskussionskapitel des Otterberichts durch Angaben zur gutachterlich geschätzten Otterpräsenz ergänzt (Kranz et al. 2017). Anhand dieser Präsenzzahlen wird nachfolgend errechnet, wie viel Kilogramm Fisch bezogen auf ein Hektar Wasserfläche die Otter im Zeitraum zwischen den beiden Elektrobefischungen gefressen haben könnten. Eine Unbekannte ist nach wie vor der Nichtfischanteil in der Nahrung des Otters. Er wird für die unterschiedlichen Untersuchungsgebiete wie folgt angenommen, wobei ein hypothetischer Minimal- und Maximalwert angegeben werden, um hieraus die mögliche Bandbreite des Einflusses diskutieren zu können. Weiters wird vereinfachend angenommen, dass ein Otter pro Tag 0,8 kg Nahrung benötigt.

Bei den Gewässern des Mühlviertels (Waldaist, Steinere Mühle und Große Rodl) wird auf Grund des offensichtlich sehr hohen Anteils an Krebsen in der Nahrung für die Zeit von Mitte bzw. Ende September (Waldaist) bis Ende März ein Fischanteil in der Nahrung des Otters von 60% bzw. 90% angenommen. An Steyr, Neustiftgraben und Pechgraben wurden keine Krebse in den Losungen nachgewiesen, außerdem erstreckt sich die Beobachtungsperiode auf die Zeit der zweiten Septemberhälfte bis Ende Februar. In dieser Zeit ist der Fischanteil generell höher anzusetzen als bei Perioden, die auch den Frühling umfassen wie dies an den Gewässern des Mühlviertels aber auch der Reichraming der Fall war. Daher wird für diese beiden Gewässer ein Fischanteil von 85% bzw. 99% als Minimal- und Maximalschätzung angenommen. An der Reichraming erstreckte sich das Beobachtungsfenster bis zum 1. Juni, außerdem wurden dort im Frühling in zahlreichen Losungen Knochen von Amphibien in den Losungen gefunden, in einigen auch Reste von Säugetieren und Vögeln und, wenn auch im deutlich geringeren Ausmaß als an den Gewässern des Mühlviertels, Krebsreste. Der Fischanteil an der Nahrung des Otters wird für dieses Gewässer daher mit 70% bzw. 90% angenommen.

Diese Grundlagen, sowie Angaben zur Erstreckung der Untersuchungsgebiete und dem mittleren Fischbestand pro Gewässer und Termin, sind in Tabelle 2 zusammengeführt.

Tabelle 2: Grundlagen für die Berechnungen in Tabelle 3 und Tabelle 4

Gewässer	Erstreckung		Otterpräsenz			Otter-Konsumation		Fischbestand		Dauer Herbst-FJ
	km	ha	Ind.	Ind./km	Ind./ha	Fischanteil %		kg/ha		
						min	max	Herbst	Frühj.	Tage
WA	16,3	19,6	3,2	0,20	0,16	0,6	0,9	87	17	185
SM	15,6	13,1	3,3	0,21	0,25	0,6	0,9	112	33	198
GR	18,6	17,4	2,5	0,13	0,14	0,6	0,9	76	17	199
SR	14,7	20,7	1,6	0,11	0,08	0,85	0,99	12	3	151
RR	13,7	26,7	2	0,15	0,07	0,7	0,9	23	17	244
NG/PG	14,2	8,5	1,5	0,11	0,18	0,85	0,99	117	27	167

Tabelle 3: Berechnete Konsumation durch Fischotter mit Minimal- und Maximalschätzung; Anteil des Unterschieds zwischen dem Fischbestand im Herbst und im Frühjahr, der dadurch erklärt werden kann, sowie Anteil der Herbstbiomasse, der nicht durch den Fischotter konsumiert wurde.

Gewässer	Fischkonsumation Otter Herbst-Frühjahr				% des Unterschieds zwischen Herbst- und Frühjahrsbestand		% Herbstbiomasse nicht durch Otter konsumiert	
	kg/ha		% Herbstbestand		min	max	min	max
	min	max	min	max				
WA	14	22	17	25	21	31	83	75
SM	24	36	21	32	30	45	79	68
GR	14	21	18	27	23	35	82	73
SR	8	9	66	77	88	103	34	23
RR	10	13	45	57	171	219	55	43
NG/PG	20	23	17	20	22	26	83	80

In Tabelle 3 wird nun jener Anteil an Fischbiomasse dargestellt, der möglicher Weise im Zeitraum zwischen den beiden Elektrobefischungen vom Otter gefressen worden ist.

Die ermittelten Fischbiomassen bei der Frühjahrserhebung lagen durchwegs bei 20 – 30% der Biomasse, die im Herbst ebendort ermittelt worden ist, nur an der Reichraming betrug die Biomasse im Frühjahr immerhin 74% der Herbstbiomasse, was auch mit dem deutlich späteren Befischungszeitpunkt (1. Juni 2017) im Zusammenhang stehen dürfte.

Es sei an dieser Stelle noch einmal darauf hingewiesen, dass im Zeitraum über den Winter eine wesentliche Abnahme von Fischbeständen auch ohne den Einfluss von Prädatoren stattfinden würde. Diese beeinflussen aber – sofern sie in diesem Zeitraum präsent sind – zweifelsfrei das quantitative Ausmaß dieser Abnahme.

Die Reduktion der Fischbiomasse zwischen den beiden Befischungsterminen auf ein Fünftel bis knapp ein Drittel des herbstlichen Ausgangsbestandes geht unter Zugrundelegung wesentlicher Parameter (Otterpräsenz, täglicher Nahrungsbedarf, Anteil Fisch an der Nahrung) zum Teil auf den Fischotter zurück. Otter hätten demnach je nach Gewässer 17 - 66% der im Herbst vorhandenen Biomasse gefressen, wenn man einen mindesten minimalen Fischanteil in der Nahrung ansetzt, bzw. 20 - 77%, wenn man den Fischanteil über die maximale Obergrenze berücksichtigt.

Die Ergebnisse der drei Gewässer im Mühlviertel sind recht homogen und bewegen sich für den unteren Wert zwischen 17% und 21% an durch den Otter gefressenen Herbstbiomasse. Nimmt man hingegen einen hypothetischen maximalen Fischanteil in der Nahrung an, so hätte der Otter an der

Waldaist 25% des Herbstbestandes gefressen, an der Steinernen Mühl 32% und an der Großen Rodl 27%. Die vergleichsweise hohen Werte für die Steinernen Mühl sind einerseits auf die höhere Otterpräsenz und andererseits auf die Kleinheit des Gewässers zurückzuführen: für dieses Gewässer errechnet sich eine Otterpräsenz von 0,25 Otter pro Hektar, an der Waldaist liegt dieser Parameter bei 0,16 Otter / ha und an der Gr. Rodl bei 0,14. Auf Basis dieser Zahlen ergibt sich, dass in den Mühlviertler Gewässern ein Anteil von 21 bis 45% des Rückgangs zwischen Herbst- und Frühjahrsbestand theoretisch durch Otterkonsumation erklärt werden kann. Die anderen Faktoren a) bis f) sind dabei allerdings nicht berücksichtigt.

Die Ergebnisse der drei im Bereich der Nördlichen Kalkalpen untersuchten Gewässer divergieren hingegen erheblich: An der Steyr hätten Otter demnach 66 - 77% der im Herbst festgestellten Biomasse bis Ende Februar gefressen. Theoretisch ist der Rückgang zwischen Herbst- und Frühjahrstermin damit vollständig erklärbar. An der obersten der drei Befischungstrecken (Dietlglut), wo es zu einer massiven Abnahme (30. September 17,4 kg/ha, 28. Feber 1,4 kg/ha) der Fischbiomasse gekommen war, konnten während der vier Erhebungen zur Sammlung von Losungen allerdings überhaupt keine Otter nachgewiesen werden (siehe Kranz et al. 2017). Auch im Bereich der mittleren der beiden Befischungstrecken, wo im Bezugszeitraum eine Abnahme von 10,7 auf 5,6 kg/ha ermittelt wurde, waren Otternachweise sehr selten. Insofern ist sehr fraglich, ob der Otter für den Rückgang der Fischbestände im Bereich der oberen und mittleren Elektrobefischungstrecke in diesem Ausmaß beigetragen haben kann. Es muss also offenbleiben, ob nicht andere Ursachen (z.B. der bereits zuvor äußerst geringe Fischbestand, andere Fischprädatoren oder unbekannte Faktoren) hier eine wesentliche Rolle spielen. Die Frage, wie viel an Fischbiomasse über den Winter gefressen wurde, tritt an der Steyr gegenüber der Frage sehr stark in den Hintergrund, welcher Grund für den ganzjährig extrem geringen Fischbestand verantwortlich ist.

An der Reichraming, dem mit 26,7 ha mit Abstand größten Untersuchungsgebiet, könnten Otter 45% bzw. 57% der im Herbst festgestellten Biomasse gefressen haben. Weil der Unterschied zwischen Herbst- und Frühjahrstermin an der Reichraming vergleichsweise gering war (wie erwähnt auch wegen des späten Befischungstermines), ist dieser Unterschied theoretisch vollständig durch Otterkonsumation erklärbar.

An Neustift- und Pechgraben, dem wasserflächenmäßig kleinsten Untersuchungsgebiet mit 8,5 ha, hätten Otter zwischen den beiden Befischungen maximal 20% oder zumindest 17% des Herbst-Fischbestandes (Biomasse) im Bezugszeitraum gefressen. Es wären durch Otterkonsumation hier 22-26% des Unterschiedes zwischen den Befischungsterminen erklärbar.

All diese Analysen und Ergebnisse basieren aber auf der gutachterlich angenommenen Otterpräsenz (Kranz et al. 2017). Hierin liegt eine erhebliche Unsicherheit, die die Ergebnisse und damit die Antwort auf die Frage nach dem maßgeblichen Einfluss des Fischotters auf den Fischbestand beeinflussen. Die Frage der in den jeweiligen Gebieten dem Otter zugänglichen Fischteiche sowie das Angebot an größeren Zuflüssen ist von zentraler Bedeutung. Hier müsste der Otterlebensraum umfassender analysiert und bewertet werden.

Bemerkenswert ist auch, dass die Otterpräsenz im Untersuchungsgebiet der Waldaist niedriger war als an der Steinernen Mühl, obwohl an der Waldaist intensiver Fischbesatz getätigt wird. Die Ergebnisse deuten nicht darauf hin, dass dieser Fischbesatz die Otterpräsenz bzw. Otterdichte erhöht hat. Nichts desto trotz könnten die dort anwesenden Otter gezielt die leichter erbeutbaren Besatzfische gefressen haben und so maßgeblich zum wirtschaftlichen Schaden beigetragen haben. Hier wäre es unerlässlich, gezielte nahrungsökologische Untersuchungen durchzuführen, um abschätzen zu können, welchen Einfluss der Otter auf Besatzfische und Wildfische hat.

In Hinblick auf die Otterpräsenz und die hierbei zutage tretenden limitierenden Faktoren muss ausdrücklich auf die Vorkommen des Signalkrebse im Mühlviertel hingewiesen werden. Diese sind offensichtlich anders als der Edelkrebse praktisch das ganze Jahr eine wesentliche Beute des Otters.

Inwieweit die Signalkrebsbestände nun zur dominierenden Nahrungsquelle der Otter geworden sind, ist derzeit völlig unklar. Mitunter könnte es hier zu Wechselwirkungen kommen, die sich auch indirekt negativ auf den Forellenbestand auswirken.

In genereller Hinsicht sind die Zusammenhänge der erhobenen Zahlen zum Fisch- und Otterbestand interessant. Es zeigt sich wie zu erwarten ein positiver Zusammenhang zwischen dem Fisch- und Otterbestand. Dieser ist vor allem bei Bezug der Otterzahlen auf die Gewässerfläche deutlich, bei Bezug auf die Gewässerstrecke hingegen weniger stark. Dies deutet darauf hin, dass die Dichte von Otterbeständen neben dem Beutefischbestand primär durch die Territorialität dieser Tiere geprägt wird.

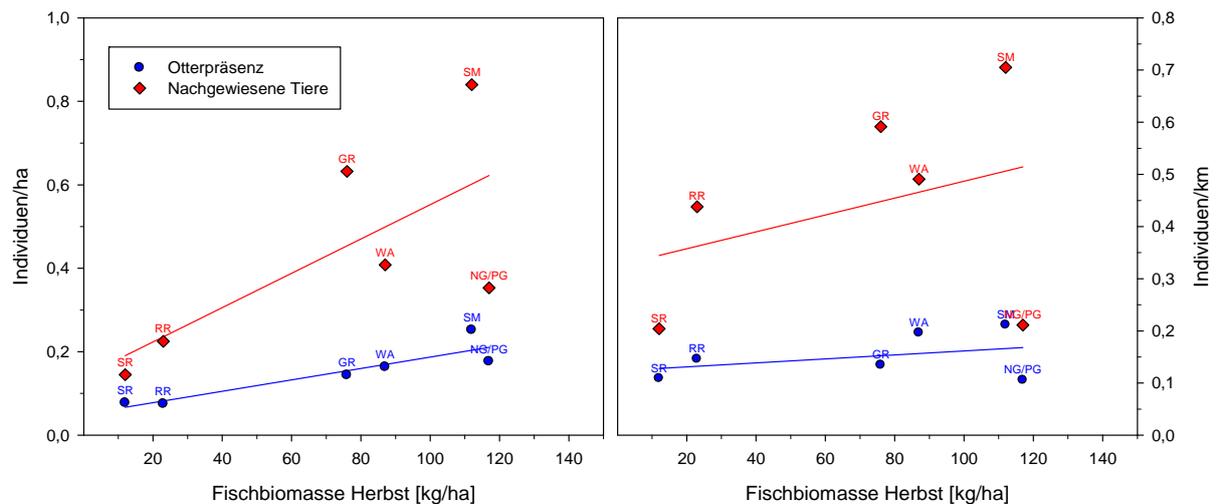


Abbildung 1: Zusammenhang zwischen dem Fischbestand im Herbst und der in den untersuchten Strecken nachgewiesenen Gesamt-Individuenzahl (alle Begehungstermine) sowie der berechneten Otterpräsenz.

Einfluss des Otters in Hinblick auf Produktion und Ertrag der Gewässer

Im Zusammenhang mit Studien zum Einfluss von Fischfressern wird häufig der Ansatz gewählt, die Menge durch Prädatoren entnommener Fische dem möglichen „Ertrag“ eines Fischbestands gegenüber zu stellen, um deren Einfluss auf den Bestand abzuschätzen. Bei solchen Überlegungen ist eine exakte Definition von Begrifflichkeiten und der erforderlichen Rahmenbedingungen sehr wichtig.

In der Fischereiwirtschaft geht man in der Regel davon aus, dass ca. 20 - 30 % der vorhandenen Biomasse genutzt werden kann, ohne den Fischbestand nachhaltig zu gefährden (**Ertragsfähigkeit**; v. Siemens et al. 2008). Diese Ertragsfähigkeit lässt sich zwar durch derartige Faustformeln grob abschätzen, ist jedoch letztlich nur durch langjährige Ausfangstatistiken für eine konkrete Situation quantifizierbar. Von besonderer Relevanz ist dabei, welche Altersklassen genutzt werden, da unterschiedliche Altersklassen unterschiedlich produktiv sind bzw. unterschiedliche Biomassezuwächse pro Zeit aufweisen. Die genannten Richtwerte für die fischereiliche Ertragsfähigkeit können primär im Fall der Nutzung von Adultfischen Anwendung finden. Im Fall von Fisch fressenden Tieren, die auch oder mitunter überwiegend Juvenil- und Subadultfische nutzen, kann dieser Zugang die Ertragsfähigkeit u.U. deutlich unterschätzen, weil es sich um Stadien mit in Relation zur Biomasse sehr starkem Zuwachs handelt.

In diesem Zusammenhang sind weitere Rahmenbedingungen zu berücksichtigen. Auch durch Besatz und Entnahme durch andere Konsumenten (z.B. Angelfischerei, fischfressende Vögel etc.) wird ein Teil des Ertrags abgeschöpft. Der mögliche Ertrag hängt darüber hinaus sehr wesentlich davon ab, ob

es sich um einen unter- oder übernutzten Bestand handelt. Und schließlich handelt es sich im Fall von Flussfischpopulationen um stark durch stochastisch schwankende Umweltfaktoren geprägte Bestände. Darüber hinaus sind diese Populationen offen, d.h. sie werden z.B. durch Wanderungen von Jungfischen aus Zubringern bzw. dem Oberlauf gestützt oder durch Abwanderung ausgedünnt.

Bezüglich der Nutzung oder Übernutzung eines Fischbestandes werden in der Fischereibiologie drei Typen unterschieden, die sich auch auf Räuber-Beute-Beziehungen anwenden lassen. Die drei Typen bzw. Intensitäten der Nutzung bzw. Übernutzung führen jeweils zu unterschiedlichen Auswirkungen auf die Produktivität eines Fischbestandes (Abb. 1). So führt die so genannte **Größenüberfischung**, bei der es durch Entnahme von Adultfischen zu einem Rückgang großer Individuen aus der Population kommt, sogar zu einer Erhöhung des Ertrags, da es zu einer vermehrten Rekrutierung und somit zu einem höheren turn-over des Fischbestandes kommt. Dies trifft insbesondere auf Fischarten zu, die sich teilweise kannibalistisch ernähren (Forellenarten, Hecht). Erst wenn die Sterblichkeit (fischereilich oder durch Prädatoren) höher ist und/oder auch jüngere Altersklassen, die einen besonders starken Biomassezuwachs pro Zeit aufweisen, entnommen werden, kommt man in den Bereich der **Wachstumsüberfischung** (growth-overfishing), bei der der Ertrag (Biomassezuwachs pro Zeiteinheit) unter den maximal möglichen sinkt. Erst dieser Zustand kann als Übernutzung bezeichnet werden. Bei noch höheren Entnahmen kann die so genannte **Rekrutierungsüberfischung** (recruitment-overfishing) einsetzen. Diese bezeichnet den Zustand, in dem die Dichte der Laichfische bereits so gering ist, dass dies zu einer verringerten Zahl an Nachkommen führt, die Bestandsdichte also massiv zurückgeht.

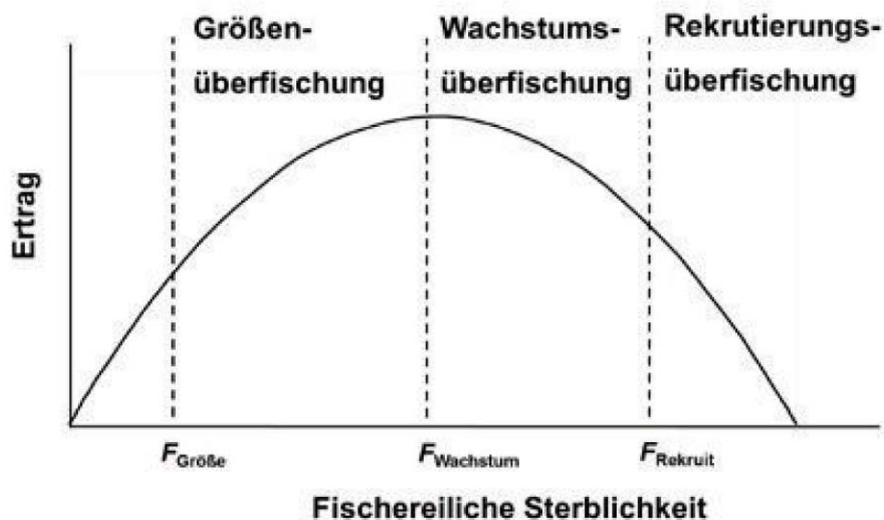


Abbildung 2: Drei mögliche Überfischungszustände in der Angelfischerei. Aus: Arlinghaus et al. 2016. Das Modell kann auf anderen Formen der Sterblichkeit (z.B. Prädation) angewandt werden.

Im Fall einer Prädatorenart wie dem Fischotter, der sich auch von juvenilen und subadulten Fischen ernährt, ist eine nicht aus der Fischereibiologie, sondern der Ökologie stammende Größe eher von Aussagekraft, nämlich die **Produktion**. Diese gibt im Fall einer Fischpopulation die Menge an Fischbiomasse wieder, die (durch die vorhandenen Jahresklassen) im Lauf eines Jahres zuwächst. Auch hier stellt u. a. der Bezug auf begrenzte Strecken eine starke Vereinfachung dar. Die Produktion kann anhand mehrjähriger, quantitativer Fischbestandserhebungen und Erfassung der Veränderung von Dichte und Biomasse der unterschiedlichen Altersklassen berechnet werden.

Aus heimischen Rhithralgewässern stehen wenig entsprechende Datenserien zur Verfügung. Ein sehr wertvoller Datensatz ist aus dem Oberlauf der Ybbs (Ois) in Niederösterreich vorhanden, der als Referenzgewässer für die an dieser Stelle bearbeiteten Gewässer ähnlicher Größe und Fischregion

dienen kann. Unfer & Pinter (2017) berechneten an der Ois im langjährigen Mittel (2009-2016) eine jährliche Produktion des Bachforellenbestands von 19 kg/ha oder 33% der aktuellen Biomasse, die jeweils im September erhoben wurde. Dabei traten erhebliche Schwankungen zwischen den Jahren auf, die Produktion lag zwischen 45 kg/ha und sogar einem negativen Wert von minus 2 kg/ha. Es geht aus den Daten klar hervor, dass es sich um einen nicht nur zeitlich variablen, sondern auch räumlich recht offenen Fischbestand handelt, weil die Dichte von Altersklassen (1 und 2) häufig im Folgejahr anstieg, was sich nur durch Zuwanderung erklären lässt. Die Bachforelle wird in diesem Fischereigewässer ganzjährig geschont und Besatz erfolgt nicht. Ein Bestand an Fischottern ist vorhanden, hatte aber dort bisher keine wesentliche negative Auswirkung auf den Fischbestand. Adulte Bachforellen wandern aus der Strecke offensichtlich in erheblichem Umfang ab. Aufgrund dieser Faktoren kann davon ausgegangen werden, dass es bei einer lokalen Betrachtung zu einer Unterschätzung der Produktion kommt, und die erhobenen 33% der Biomasse jedenfalls als Minimalschätzung der Fischproduktion zu sehen sind.

Aufgrund der vielen Unbekannten kann und soll an dieser Stelle weder die Ertragsfähigkeit noch die Produktion der bearbeiteten Gewässer berechnet werden. Es kann jedoch versucht werden, grob abzuschätzen, in welcher Größenordnung die Entnahme durch den Fischotter in Relation zur Produktion liegen könnte. Dazu wird der Wert aus der Ois (33% der Herbstbiomasse) als Minimalschätzung der Produktion herangezogen. Als Maximalschätzung wird angenommen, dass die jährliche Produktion bei 100% des Fischbestands im Herbst liegt. Eine sehr hohe Produktion wäre bei einem hohen Anteil rasch wachsender juveniler und subadulter Tiere grundsätzlich möglich.

In einem Minimalszenario wird dieser höchstmöglichen Produktion von 100% des Herbstbestands die anhand der erarbeiteten Otterpräsenz berechnete Entnahme bei dem angesetzten minimalen Anteil von Fisch an der Otternahrung (je nach Gewässer 60% bis 85%, siehe Tabelle 2) gegenübergestellt. In einem Maximalszenario wird hingegen einer geringen Produktion von nur 33% der Fischbiomasse im Herbst eine Otterkonsumation unter Annahme des maximalen Anteils von Fisch (nahe 100%) gegenübergestellt. Aufgrund der breit angesetzten Spannweite kann mit diesem Zugang trotz der vielen Unbekannten eine grobe Abschätzung erfolgen, ob ein geringer oder hoher Anteil der Produktion durch den Fischotter abgeschöpft wird.

Tabelle 4: Abgeschätzte Fischotter-Konsumation, Abschätzung der Fischproduktion (jeweils Minimal- und Maximalszenario) und Anteil der Konsumation an der Produktion.

Gewässer	Konsumation Otter 1 Jahr kg/ha		Abschätzung Produktion kg/ha		% davon Otterkonsumation	
	min	max	min	max	min	max
WA	29	43	29	87	33	>100
SM	44	66	37	112	39	>100
GR	25	38	25	76	33	>100
SR	19	22	4	12	> 100	>100
RR	15	20	8	23	67	>100
NG/PG	44	51	39	117	37	>100

Es zeigt sich (Tabelle 4) unter dieser stark vereinfachten Betrachtungsweise, dass die Otterkonsumation in allen Gewässern im Maximalszenario mehr als 100% betragen würde. Dass die Konsumation teils deutlich über der Produktion liegt, was theoretisch bei konstanter Populationsgröße und geschlossener Population unmöglich ist, zeigt die Probleme bei einem so groben Ansatz klar auf.

Vermutlich führen Aspekte wie Fischbesatz und die Offenheit des Systems (Zu- und Abwanderung etc.) zu diesem unplausiblen Ergebnis. Allerdings wurde ja tatsächlich zwischen Herbst und Frühjahr, also in einem Zeitraum, in dem kein wesentliches Wachstum stattfindet, eine auffällig starke Abnahme der Fischbiomassen beobachtet.

Im Minimalszenario würde dieses einfache Modell ergeben, dass durch Otter im Mühlviertel 33-39% und im alpinen Bereich 37% bis >100% der ermittelten Fischproduktion konsumiert würden. Auch bei dieser ausgesprochen vorsichtigen Schätzung handelt es sich also um einen wesentlichen Anteil. Diese Ergebnisse weisen trotz der erwähnten Defizite der Eingangsdaten und Rahmenbedingungen klar darauf hin, dass durch Fischotter ein nicht unerheblicher Teil der Fischproduktion der untersuchten Gewässer abgeschöpft wird.

Gutachterliche Einschätzung des Einflusses des Fischotters

Das erarbeitete Gesamtbild soll abschließend zur Beantwortung der durch den Auftraggeber formulierten Fragestellung zusammengeführt werden. Diese lautet wörtlich:

„Ziel ist, in bestimmten Gewässerabschnitten den aktuellen Fischotterbestand (bzw. Fischbestand) wissenschaftlich fundiert zu erheben und daraus gutachtlich abzuleiten, ob der Fischotter hier eine maßgebliche negative Einflussgröße auf den Fischbestand ist.“

Die geforderte gutachterliche Einschätzung wird auf Basis folgender Parameter getätigt:

- a) Entwicklung des Fischbestands in längerer Zeitreihe (Ratschan et al 2017, Kapitel 5.15 und 6.2)
- b) Größenstruktur Bachforelle (siehe Kapitel 6.1)
- c) aktueller Fischbestand (siehe Kapitel 5)
- d) Rückgang des Fischbestands zwischen Herbst 2016 und Frühjahr 2017 (siehe Kapitel 6.2 und oben)
- e) Anteil dieses Rückgangs, der durch Otterkonsumation theoretisch erklärt werden kann (siehe oben)
- f) Anteil der ganzjährigen Otterkonsumation an der theoretischen Produktion (siehe oben)

Dabei sind manche Parameter exakt erfassbar (z.B. die Ausprägung des lokalen Fischbestands), jedoch nur mit erheblichen Unsicherheiten in Hinblick auf den Einfluss des Fischotters interpretierbar. Andere Faktoren sind hingegen nur mit deutlich größeren Unsicherheiten zu erfassen, jedoch besser in Hinblick auf die gestellte Frage zu interpretieren (z.B. die Otterkonsumation und deren Anteil am Rückgang über den Winter oder an der Produktion). Durch eine Zusammenschau aller Parameter (Tabelle 5) soll die gestellte Frage in Hinblick auf die einzelnen Gewässer bestmöglich beantwortet werden.

Tabelle 5: Zusammenschau von Parametern zur Beurteilung des Einflusses des Fischotters auf den Fischbestand.

Gewässer	Entwicklung des Fischbestands in längerer Zeitreihe	Größenstruktur Bachforelle	Aktueller Fischbestand (Herbst)	Rückgang Herbst-Frühjahr	Rückgang durch Otter erklärbar	Jährliche Otterkonsumation
Mühlviertel Steinerne Mühl Große Rodl Waldaist	keine signifikante Änderung (Zeitraum vor/um Otter-Besiedelung nicht abgedeckt)	naturnahe Anteil großer Individuen gering	mittel bis hoch	sehr stark	20-45%	großer Teil der Produktion
Steyr	deutlicher Rückgang	sehr geringe Dichte aller Stadien	sehr gering	sehr stark	(88 bis > 100%)?	(überwiegender Teil der Produktion)?
Reichraming	deutlicher Rückgang	geringe Dichte aller Stadien	gering	gering	> 100%	großer Teil der Produktion
Neustiftgraben & Pechgraben	keine Daten	naturnahe	mittel (räumlich sehr variabel)	stark	22-26%	großer Teil der Produktion

Die bearbeiteten Gewässer des Mühlviertels (**Steinerne Mühl, Große Rodl, Waldaist**) sind bezüglich der gelisteten Aspekte recht homogen und können daher gemeinsam abgehandelt werden. Die im Wesentlichen erst ab dem Jahr 1997 vorhandenen Bestandsdaten zeigen keine signifikante Zu- oder Abnahme der Fischdichte oder Fischbiomasse

Aufgrund der vergleichsweise guten Datenlage aus den letzten zwei Jahrzehnten kann also geschlossen werden, dass in diesem Zeitraum keine starken Veränderungen der Fischbestände stattgefunden haben. Diese Daten sind jedoch nicht in Hinblick auf einen langfristigen Einfluss des Fischotters interpretierbar, weil aus der Zeit vor der Wiederbesiedelung durch den Fischotter keine quantitativen Befischungsdaten vorliegen. Die Altersstruktur der Bachforelle ist v.a. im Herbst und in den stromauf gelegenen Gebietsteilen naturnahe, die auffällig geringe Repräsentanz größerer Individuen zeigt aber ein Bild, das neben anderen Faktoren plausibel auch mit dem Einfluss von Prädatoren in Zusammenhang gebracht werden kann. Der Fischbestand im Herbst war je nach Strecke mittel bis gut, im Frühjahr jedoch durchwegs sehr gering. Ein wesentlicher Teil dieses Rückgangs ist durch Prädation durch den Fischotter erklärbar und ein großer Teil der Produktivität der Gewässer wird offensichtlich durch diese Art abgeschöpft. Wohl nicht zuletzt aufgrund der Naturnähe und der offenbar sehr großen Resilienz der bearbeiteten Gewässer ist nach wie vor ein „intakter“ Fischbestand vorhanden, sodass von einer „Wachstums“- oder „Größenüberfischung“ auszugehen ist und nicht von einer „Rekrutierungsüberfischung“. Ein maßgeblicher negativer Einfluss des Fischotters auf den Fischbestand in Hinblick auf die fischereiwirtschaftliche Nutzung ist aus gutachterlicher Sicht aber als wahrscheinlich einzuschätzen.

An der **Steyr** wurde ein äußerst geringer Fischbestand dokumentiert. Die verfügbaren Befischungsdaten zeigen einen deutlichen Rückgang des Fischbestands seit der Jahrtausendwende. Auch auf dem äußerst niedrigen Niveau des Herbstbestands ist ein weiterer starker Rückgang über den Winter vorhanden, der theoretisch durch Otterkonsumation erklärbar sein könnte. Aufgrund des äußerst geringen Fischbestands kann hier grundsätzlich schon eine geringe Nutzung zu einer „Rekrutierungsüberfischung“ führen. Allerdings ist in weiten Teilen des untersuchten Gebiets auch die Präsenz des Fischotters äußerst gering. Es ist wenig plausibel, dass der Fischbestand primär aufgrund des Einflusses des Otters auf dieses niedrige Niveau abgerutscht ist. Allerdings kann nicht ausgeschlossen werden, dass eine Erholung des Fischbestandes, wie sie mittlerweile seit vielen Jahren möglich bzw. aufgrund der Lebensraumverhältnisse zu erwarten gewesen wäre, durch den kumulativen Einfluss von Prädatoren erschwert oder auch verhindert wird.

Die markante Abnahme des Fischbestandes an der obersten Befischungsstrecke im Bereich Dietlgut von im Herbst 17,4 kg/ha auf nur noch 1,4 kg/ha im Frühjahr bei gleichzeitigem völligen Fehlen von Otternachweisen in diesem Zeitraum (Kranz et al. 2017) legt nahe, dass der Otter in diesem Bereich nicht für den beobachteten kurzfristigen Fischrückgang verantwortlich sein kann. Deshalb wurde in Tabelle 5 auch der durch den Otter erklärbare Rückgang an der Steyr in Klammer gesetzt und mit einem Fragezeichen versehen. Ähnliches gilt für die mittlere Elektrobefischungsstrecke im Bereich von Hinterstoder, wo es bei einer sehr geringen Otterpräsenz zu einer Halbierung des Herbstbestandes gekommen ist. In diesem Sinne kann ein maßgeblicher negativer Einfluss des Fischotters auf den Fischbestand der Steyr im Unterlauf des Untersuchungsgebietes zwar nicht ausgeschlossen werden. Generell werfen aber die Ergebnisse gerade von der Steyr deutlich mehr Fragen auf und weisen nicht zwingend darauf hin, dass der Otter hier der Hauptgrund für den so geringen Fischbestand und die dann noch erfolgte Abnahme ist.

An der **Reichraming** wurde ein in Anbetracht der Naturnähe des Einzugsgebiets überraschend geringer Fischbestand dokumentiert. Die Größenstruktur stellt sich hier ganz anders als im Mühlviertel dar, auch große und sehr große Bachforellen sind – wenn auch in geringer Dichte – im Gewässer vorhanden.

Im Gegensatz zu allen anderen Gewässern wurde nur ein geringer Rückgang über den Winter gefunden, was wahrscheinlich auch mit dem späten Befischungstermin zu erklären ist.

Dementsprechend kann dieser geringe Rückgang theoretisch zur Gänze mit Otterkonsumation erklärt werden. In Hinblick auf den geringen Fischbestand und die dementsprechend geringe Produktivität kann ein maßgeblicher negativer Einfluss von Fischprädatoren auf den Fischbestand aufgrund der kumulativen Wirkung aus gutachterlicher Sicht nicht ausgeschlossen werden. Dabei fällt der ursächliche Anteil des Fischotters in Relation zum stark präsenten Gänsesäger in diesem Gewässer möglicherweise geringer aus.

Für die Ennszubringer **Pechgraben** und **Neustiftgraben** ist vorweg anzumerken, dass deren Unterläufe als wichtige Zubringer der aufgrund menschlicher Nutzungen stark degradierten Enns eine sehr wichtige Funktion als Reproduktionsareal für Fischarten der Enns aufweisen. Aufgrund der komplexen Situation ist der Einfluss des Fischotters auf den Fischbestand hier schwerer untersuchbar als in den übrigen Gewässern und ältere Referenzdatensätze sind nicht vorhanden.

Aktuell wurde eine räumlich und zeitlich recht heterogene Situation des Fischbestands dokumentiert. Die Größenstruktur der Bachforelle ist teilweise naturnahe, streckenweise aber auch durch eine geringe Stückzahl aller Altersklassen gekennzeichnet. Ähnlich wie im Mühlviertel wurde ein starker Rückgang des Fischbestands zwischen Herbst und Frühjahr dokumentiert. Dieser Rückgang ist im Fall der Cypriniden primär durch Wanderbewegungen zu erklären, was im Fall der Salmoniden eine geringere Rolle spielen dürfte.

Auf Basis der erhobenen Daten kann der starke Rückgang zwischen Herbst- und Frühjahrsbestand nur zu einem geringeren Ausmaß durch Konsumation durch den Fischotter erklärt werden. In den durch Querbauwerke isolierten und durch starken Verbau gekennzeichneten Abschnitten weiter stromauf ist allerdings nicht auszuschließen, dass der Einfluss in diesen vergleichsweise kleinen Gewässern maßgeblich ist. Im Gesamtüberblick bleibt das Ausmaß des Einflusses des Fischotters auf den Fischbestand dieser Gewässer aber unklar.

Maßnahmen

Die Fischbestände in den sechs hier untersuchten Gewässerabschnitten sind zumindest zeit- und abschnittsweise gering, sodass eine aus fischereiwirtschaftlicher Sicht, teils auch aus gewässerökologischer bzw. naturschutzfachlicher Sicht (v. a. im Untersuchungsgebiet der Steyr, aber auch der Reichraming), unbefriedigende Situation zu konstatieren ist.

Die Ursachen für die geringen Fischbestände mögen mannigfaltig sein und deren Erhöhung und damit Verbesserung kann über diverse Maßnahmen in Angriff genommen werden. Es besteht wohl grundsätzlich breiter Konsens, dass bei der Sanierung von Gewässern und Fischbeständen generell bei Ursachen-basierten Maßnahmen angesetzt werden sollte, sofern dies möglich ist. Darunter sind klassischerweise Maßnahmen zur Verbesserung der Strukturausstattung, Durchgängigkeit, Sedimentverhältnisse, Fischschutz an Kleinwasserkraftwerken etc. zu verstehen.

Zu den untersuchten Gewässern ist allerdings generell zu bemerken, dass es sich teils um sehr naturnahe Abschnitte handelt, wo weitere Verbesserungen der Habitatbedingungen nur in einem vergleichsweise geringen Ausmaß möglich und Erfolg versprechend sind. In solchen Fällen bleibt der Gestaltungsspielraum im gegenständlichen Zusammenhang eher auf Maßnahmen beschränkt, die in unmittelbarerem Zusammenhang zum Fisch- und Prädatorenbestand und deren Wechselwirkungen stehen.

An dieser Stelle wird ausschließlich auf Maßnahmen eingegangen, die eine Verbesserung der Fischbestände in Fließgewässern zum Ziel haben.

Maßnahmen in Hinblick auf Fischaufstieg, Fischschutz und Fischabstieg

Wie die Ergebnisse der Befischungen gezeigt haben, können die starken saisonalen Schwankungen der Fischbestände, v. a. die deutlich höheren Herbstbestände, nur durch ausgeprägte stromauf und v. a. auch stromab gerichtete Wanderungen verschiedener Altersklassen erklärt werden. Die Möglichkeit, solche Wanderungen durchzuführen, stellt hierbei eine zentrale Rahmenbedingung dar.

Im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie sind bei Wanderhindernissen in Fließgewässern Fischaufstiegshilfen (FAH) zu errichten. Die gegenständlichen Gewässerstrecken liegen zum Großteil im Sanierungsraum des NGP 2015, FAHs sind dort bis 2021 umzusetzen, in den übrigen Gewässerstrecken (Steyr-Oberlauf und NG/PG) bis 2027.

Die Bedeutung auch stromab gerichteter Wanderungen für die Fischbestände kleinerer Salmonidengewässer wurde bisher offensichtlich deutlich unterschätzt (vgl. BÖTTCHER et al. 2015). In jüngster Zeit hat sich ein Stand der Technik für Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen an kleinen Wasserkraftanlagen entwickelt, die auf eine verletzungsfreie Passage abzielen (RAUCH et al., 2017). Die Umsetzung derartiger Anlagen bietet, sofern diese tatsächlich effektiv sind, ebenfalls einen wichtigen Ansatz, um Salmonidenbestände und deren fischereiliche Nutzbarkeit zu fördern.

Weil dabei private Anlagen und Rechte betroffen sind, ist eine Umsetzung nur mittel- bis langfristig möglich, etwa im Zuge der Anpassung an den Stand der Technik bei der Wiederverleihung von Wasserrechten. Durch die Umsetzung von Fischaufstiegs-, Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen kann mittel- und langfristig ein gewisser Beitrag für eine verbesserte Koexistenz von Fischbeständen und fischfressenden Tieren geleistet werden. Es ist aber nicht zu erwarten, dass damit alleine eine weitgehende oder kurzfristige Lösung der Problematik erzielt werden kann.

Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur

Die in Zuge dieser Studie bearbeiteten Gewässerstrecken sind großteils naturnah und für dichte Fischbestände günstig strukturiert. Ein Erfordernis bzw. das Potential für ökologisch / fischereilich motivierte, Habitatstrukturen schaffende Renaturierungsmaßnahmen ist nur in manchen

Teilabschnitten gegeben. Darunter sind z. B. speziell im Mühlviertel auch Maßnahmen wie der Einbau von Störsteinen in monotonen Abschnitten zu verstehen, um die Auswirkungen einer sich möglicherweise künftig noch verschärfenden Versandungsproblematik zu mildern. Aufgrund von Veränderungen des gewässernahen Umlandes sind aber auch in den naturnahen Abschnitten im Vergleich zum anthropogen unbeeinträchtigten Referenzzustand strukturelle Veränderungen anzunehmen, die auf Räuber-Beute-Verhältnisse Einfluss nehmen.

Darunter ist neben der Versandung v. a. ein stark reduzierter Eintrag von Totholz zu nennen. Mangels an natürlich eingetragenen Totholz kann die künstliche Errichtung von dichten und voluminösen Totholzpaketen eine Möglichkeit sein, um Refugialhabitate v. a. für stark strukturgebundene Fischarten wie die Bachforelle zu schaffen, die Schutz vor Prädatoren (v. a. auch Vogelarten) bieten können (vgl. Abbildung 90 im Fischbericht). In diesem Zusammenhang kann auch ein Totholzeintrag durch Biber eine positive Rolle spielen. Solche Maßnahmen können während der besonders kritischen Phase des Überwinterns von erhöhter Wirksamkeit sein. Auch diese Maßnahmengruppe weist unzweifelhaft ein gewisses Potential auf, kann aber für sich gesehen wohl nicht zu einer grundlegenden Lösung des Konfliktfeldes führen.

Maßnahmen in Hinblick auf Räuber-Beute Beziehungen

Wie auch im Managementplan Fischotter dargelegt ist anzunehmen, dass Otterbestände durch Fische an Teichen künstlich überhöht sind. Fischbesatz in Fließgewässern kann ebenso dazu führen, dass Besatzfische vom Otter gezielt erbeutet werden, was ähnlich wie Fischteiche zu einer unnatürlich hohen oder leichten Verfügbarkeit von Nahrung führt, jedenfalls aber als wirtschaftlicher Schaden empfunden wird. Infolge dessen werden Otterpopulationen natürlicherweise regulierende Zeiten schlechter Nahrungsverfügbarkeit u. U. entschärft.

Solche Mechanismen sind aus generell-ökologischer Sicht bzw. in Hinblick auf die Populationsdynamik des Fischotter plausibel und wahrscheinlich. Welchen Einfluss sie tatsächlich auf die Wechselwirkungen Otterbestand – Fischbestand haben und wie stark Maßnahmen in diesem Bereich zu einer Entschärfung beitragen können, ist allerdings weder generell noch für die hier untersuchten Gewässer Oberösterreichs näher bearbeitet. Diese Fragen werden insbesondere in Hinblick auf die Frage der Ausschöpfung „anderweitiger zufriedenstellender Lösungen“ im Sinne Art. 16 (1) der FFH-RL als bedeutend erachtet.

Die kurz- und mittelfristige Machbarkeit von Maßnahmen in diesen Bereichen wird zwar durch andere Erfordernisse eingeschränkt (Wirtschaftlichkeit, Instandhaltungsaufwand, Hochwasserschutz, unterschiedliche Interessenten etc.), für eine langfristige Entspannung und ursächliche Lösung des Problemfeldes können sie aber trotzdem ein hohes Potential bieten.

Möglichkeiten des Ottermanagements

Es ergeben sich in Hinblick auf Räuber-Beute-Beziehungen also folgende grundsätzlichen Möglichkeiten des Managements:

- a) Systematische Zäunung von Fischteichen
- b) Kontrollierter Fischbesatz mit Verzicht auf größere Besatzfische oder vollständigen Verzicht auf Besatz bei ausreichender natürlicher Reproduktion
- c) Experimentelle Entnahme von Ottern.

In allen drei Fällen, die in einem Gebiet auch in Kombination zum Einsatz kommen könnten, wäre insbesondere in Hinblick auf das Vorhandensein von für Otter zugänglichen Fischteichen, eine IST-Bestandserhebung durchzuführen. Weiters wäre erforderlich, die Fischbestände, die Otterpräsenz und das vom Otter genutzte Beutespektrum über einen ausreichend langen Zeitraum zu überwachen, um die Wirkung der getätigten Maßnahmen quantifizieren zu können. Dies erscheint

unverzichtbar, um mittel- und langfristig einen Erfolg versprechenden Weg für den Umgang mit dem Fischotter zu entwickeln.

Konkrete Vorschläge

In den Nördlichen Kalkalpen würde ein Fischotter - Entnahmeexperiment an der Steyr oberhalb vom Strumboding die Frage klären, ob der Otter dort eine maßgebliche Einflussgröße für den so geringen und sich seit Jahren nicht erholenden Fischbestand darstellt oder nicht.

Zur Steyr wurde einhellig berichtet und auch die Elektrofischungsdaten früherer Jahre deuten darauf hin, dass der Fischbestand durch ein Hochwasser im Jahr 2002 zusammengebrochen sei. Hier stellt sich nun die Frage, ob die Erholung des Fischbestandes durch eine, wenn auch sehr bescheidene, Präsenz des Otters sowie die Präsenz des Gänsesägers verhindert wird oder nicht.

Um diesen Sachverhalt abzuklären, wäre der Bestand an Ottern und Gänsesägern abzusenken. Das Experiment auf das Gebiet oberhalb des Stromboding-Falls zu beschränken, wäre insofern sinnvoll, als dieser Wasserfall eine wesentliche, wenn auch nicht unüberwindbare Barriere für Otter darstellt; gelänge es Otter oberhalb zu entfernen, könnten Traditionen und Erfahrungen der dort revieransässigen Otter gebrochen werden und mit einer Nachwanderung anderer Otter wäre vermutlich in vergleichsweise geringem Ausmaß zu rechnen. Im Vorfeld so eines Entnahmeexperiments müsste der gesamte Otterlebensraum, also auch alle Zuflüsse und Teiche einer IST-Zustandsanalyse unterzogen werden.

Aus rein energetischen Überlegungen ist es nämlich undenkbar, dass Otter bei einem so geringen Fischbestand wie er im Herbst 2016 konstatiert worden ist, eine derartige Präsenz aufbauen kann, um den Fischbestand auf 1,4 kg/ha (Befischungsstrecke bei Dietlgut) bzw. auf 5,6 kg/ha im Bereich der mittleren Befischungsstrecke in Hinterstoder abzusenken. Das völlige Fehlen (Kranz et al. 2017) frischer wie alter Otternachweise auch unter witterungsmäßig geschützten Brücken während der vier Erhebungen zur Gewinnung genetischer Proben im Bereich Dietlgut und flussaufwärts entspricht genau diesen Rahmenbedingungen extrem geringer Nahrungsverfügbarkeit. Bei so wenig Nahrung wird ein Fließgewässer vom Otter nicht mehr besucht. Dass Otter noch im Bereich der mittleren Befischungsstrecke mit im Herbst 10,4 kg und im Frühjahr 5,6 kg/ha nachgewiesen werden konnten, ist nur erklärlich, wenn dem Otter andere Nahrungsquellen in substantiellem Ausmaß zur Verfügung stehen.

Im Zuge des Entnahmeexperiments sollten eben diese zusätzlichen Nahrungsquellen für den Otter dauerhaft unzugänglich gemacht werden. Alternativ zum monokausalen Entnahmeexperiment von Ottern und Gänsesägern könnte das Gebiet natürlich auch einer umfassenderen Defizitanalyse unterzogen werden.

Im Mühlviertel könnte sich ein entsprechendes Entnahmeexperiment an der Steinernen Mühl anbieten, da hier Fischbesatz und Teiche im Vergleich zu Rodl und Waldaist eine geringere Rolle spielen, bzw. spielen dürften.

An allen drei Gewässern des Mühlviertels könnte und sollte man nicht zuletzt in Hinblick auf anderweitige zufriedenstellende Lösungen gemäß Art 16 (1) der FFH-RL die otterdichte Zäunung von Teichen und die rigorose Reglementierung eines direkten Fischbesatzes in die Fließgewässer durch ein entsprechendes Monitoring der Fischotter und Fischbestände begleiten. An diesen Gewässern sollte auch die Krebsbestände quantifiziert (Biomasse / ha) und deren Bedeutung für die Ernährung des Otters quantifiziert werden.

Der Reichramingbach, der zu einem Gutteil im Nationalpark Kalkalpen verläuft, befindet sich das offensichtlich am wenigsten durch den Menschen beeinflusste Untersuchungsgebiet dieser Studie. Hier wäre naheliegend und zum Verständnis der Räuber-Beute-Beziehung sinnvoll, eine umfassende IST-Zustandserhebung über zumindest zwei Jahre zu machen. In dieser sollte die Otterpräsenz, z. B. ausgedrückt in Otternächten/km, die Otternahrung und die Beutepopulationen im Verlauf des

Jahreszyklus wiederholt dokumentiert werden. Auch hier sollte das Vorkommen der Gänsesäger erfasst werden, um kumulative Wirkungen der beiden Prädatoren zu untersuchen. In diesem Gewässer drängt sich die Sanierung von Lebensraumdefiziten insofern besonders auf, als im untersuchten Gewässerabschnitt mit Ausnahme der Barrierewirkung von Querbauwerken im mündungsnahen Unterlauf kaum wesentliche weitere anthropogene Beeinträchtigungen bestehen. Die Sanierung der Durchgängigkeit am nach wie vor für Fische unpassierbaren Schrabachwehr, welches die Zuwanderung von Fischen aus der Enns gänzlich unterbindet, ist daher als besonders vordringliche Maßnahme zur Stützung der Fischbestände (v. a. des Äschenbestands) zu nennen.

Literatur

Arlinghaus, R., Alós, J., Beardmore, B., Díaz, M., Eschbach, E., Hagemann, R., Hühn, D., Johnston, F., Klefoth, T., Lübke, K. & Matsumura, S. 2016: Hechtbestandsmanagement in der Angelfischerei - Möglichkeiten und Grenzen der Hege über Besatz, Habitatmanagement und veränderte Fang- und Entnahmebestimmungen. Broschüre des Deutschen Angelfischerverband e.V. 98 Seiten.

Böttcher, H., Unfer, G., Zeiringer, B., Schmutz, S. & Aufleger, M. 2015: Fischschutz und Fischabstieg – Kenntnisstand und aktuelle Forschungsprojekte in Österreich. Österr. Wasser- und Abfallw. 2015, 8 Seiten.

Kranz, A. und Poledník, L. 2013: Fischotter - Verbreitung und Erhaltungszustand 2012 in Oberösterreich. Endbericht im Auftrag der Abteilungen Naturschutz und Land- und Forstwirtschaft der Oberösterreichischen Landesregierung, 79 Seiten.

Kranz A., Cocchiararo B., Poledník L., Jaraus A., Nowak C. 2017: Erhebung von Basisdaten zum Fischotterbestand an sechs Fließgewässern Oberösterreichs. Endbericht im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abteilung Land- und Forstwirtschaft, 56 Seiten.

Kruuk, H. 1995: Wild otters. Predation and populations. Oxford University Press, 290 Seiten.

Peay, S., Guthrie, N., Spees, J., Nilsson, E., Bradley, P. 2009: The impact of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on the recruitment of salmonid fish in a headwater stream in Yorkshire, England. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 394-395, 12 Seiten.

Ratschan, C. 2017: Erhebung von Basisdaten über den Fischbestand in Oberösterreichischen Gewässern. Beurteilung des Einflusses des Fischotters. Endbericht im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abteilung Land- und Forstwirtschaft, 152 Seiten.

Rauch, P. et al. 2017 (in prep.): Fischschutz und Fischabstieg in Österreich. Literaturstudie. Univ. f. Bodenkultur, Wien.

Siemens, M. v., Hanfland, S. & Braun, M. 2008: Fischbesatz in angelfischereilich genutzten Gewässern. Landesfischereiverband Bayern e.V. (Hrsg.). 96 Seiten.

Unfer, G. & Pinter, K. 2017: Fisheries Management of Stream - Resident Brown Trout Populations – Possibilities and Restrictions. pp. 649-665. In: Lobón-Cerviá, J. & Sanz, N. (Eds.): Brown Trout: Biology, Ecology and Management. First Edition. John Wiley & Sons Ltd.