

Mit Unterstützung von Bund, Ländern und Europäischer Union

■ Bundesministerium
Landwirtschaft, Regionen
und Tourismus

EMFF
2014 – 2020

Europäischer Meeres- und Fischereifonds:
Hier investiert Europa in eine nachhaltige Fischerei.



Pilotstudie 4 – Umweltdaten der Aquakultur



PILOTSTUDIE 4 – UMWELTDATEN DER AQUAKULTUR

Endbericht

Umweltbundesamt
Universität für Bodenkultur Wien
Karl Franzens Universität Graz
Veterinärmedizinische Universität Wien



Mit Unterstützung von Bund, Ländern und Europäischer Union

= Bundesministerium
Landwirtschaft, Regionen
und Tourismus

EMFF
2014 – 2020

Europäischer Meeres- und Fischereifonds:
Hier investiert Europa in eine nachhaltige Fischerei.



REPORT
REP-0715

Wien 2020

Projektleitung

Barbara Färber

AutorInnen

Umweltbundesamt: Barbara Färber, Andreas, Bartel; Marion Dolezel, Bernhard Ferner, Oliver Gabriel, Helmut Gaugitsch, Martin Götzl, Anita Greiter, Anna Heuber, Kristina Schaufler, Karin Weber, Michael Weiss

Universität für Bodenkultur Wien: Josephin Böhm, Stephan Auer, Günther Unfer

Karls Franzens Universität Graz: Tamara Schenekar & Steven Weiss

Veterinärmedizinische Universität Wien: Eva Lewisch

Lektorat

Christiane Edegger-Asel

Satz/Layout

Manuela Kaitna

Umschlagphoto

© Marion Dolezel

Diese Publikation wurde im Auftrag des BMLRT erstellt.

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2020

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 978-3-99004-535-0

INHALT

ZUSAMMENFASSUNG	5
SUMMARY	7
1 EINLEITUNG.....	9
1.1 Ziel der Pilotstudie 4 – Umweltdaten der Aquakultur	9
1.2 Fachliche Begleitung der Pilotstudie 4 – Umweltdaten der Aquakultur	10
2 MODUL 1: ABSCHÄTZUNG DER ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN DER ÖSTERREICHISCHEN AQUAKULTUR	12
2.1 Aquakulturanlagen in Österreich	12
2.1.1 Teichanlagen	12
2.1.2 Durchflussanlagen	13
2.1.3 Kreislaufanlagen	13
2.1.4 Gegenüberstellung der Anlagentypen	14
2.1.5 Darstellung der österreichischen Aquakultur	14
2.2 Methode zur Erfassung von Ökosystemleistungen der Aquakultur	18
2.2.1 Internationales Vorgehen bei der Erfassung von Ökosystemleistungen.....	19
2.2.2 Betrachtung von finalen Leistungen	21
2.2.3 Erfassung der Ökosystemleistung getrennt nach Aquakulturanlagentyp	22
2.3 Inventar der potenziellen Ökosystemleistungen und zusätzlichen Leistungen.....	23
2.4 Überblick über den Einfluss von Aquakulturen auf die Gewässerökologie	31
2.4.1 Stoffliche Belastungen	32
2.4.2 Hygienische Belastungen	35
2.4.3 Auswirkungen auf Wildpopulationen	36
2.4.4 Nutzung von natürlichen Ressourcen.....	36
2.5 Indikatoren – Messbarkeit der Ökosystemleistungen der Aquakulturanlagen (Operationalisierung)	36
2.6 Synergien und Trade Offs von Ökosystemleistungen.....	42
2.7 Fallbeispiele	44
2.7.1 Fallbeispiel Teichanlage, konventioneller Betrieb	45
2.7.2 Fallbeispiel Teichanlage, biologischer Betrieb	47
2.7.3 Fallbeispiel Forellenproduktion in Erdteichanlagen, konventioneller Betrieb	49
2.7.4 Fallbeispiel Forellenproduktion in Erdteichanlage, biologischer Betrieb	50

2.7.5	Kreislaufanlage	51
2.8	Erhebung bestehender Datenquellen	52
2.8.1	Datenquellen.....	52
2.8.2	Datenanfrage und Datennutzungsvereinbarung	52
2.8.3	Erhebung von Daten zur Aquakulturproduktion	53
2.8.4	Daten der Förderung der naturnahen, extensiven Bewirtschaftung von Teichen	54
2.8.5	Daten der Förderung im Rahmen des Operationellen Programms Österreich – Europäischer Meeres- und Fischereifonds (EMFF) 2014–2020	56
2.8.6	Daten aus dem Aquakultur-Register	59
2.9	Gegenüberstellung von potenziellen Ökosystemleistungen und vorhandenen Daten	60
3	MODUL 2: DOKUMENTATION UND BEWERTUNG VON MORTALITÄT UND PRODUKTIONSAUSFÄLLEN	64
3.1	AquaOtter – Fallstudie zur Prädation mit Schwerpunkt auf dem Eurasischen Fischotter	64
3.2	Initiierung einer Stakeholder Plattform bzw. eines Netzwerks „Prädatoren“	65
3.2.1	Stakeholderanalyse – AkteurlInnenlandschaft	65
3.2.2	Überblick über verschiedene bestehende Plattformen zu Themen mit Konfliktpotenzial.....	66
3.2.3	Stakeholder Workshops	68
4	MODUL 3: IDENTIFIKATION VON HEMMNISSEN UND POTENZIALEN ZUR NATIONALEN FISCHPRODUKTIONSTEIGERUNG	73
4.1	Erhebung der Umweltvariablen.....	73
4.1.1	Medikamenteneinsatz 2017	75
4.1.2	Mortalitätsrate 2017	77
4.1.3	Produktionssteigerung	79
4.2	Leitfadengestützte Interviews zur Erhebung von Hemmnissen und Potenzialen der österreichischen Aquakultur	81
4.2.1	Auswertung der Interviews	82
4.2.2	Hemmnisse in der nationalen Fischproduktion	83
5	LITERATURVERZEICHNIS	100
6	GLOSSAR	112
7	ANHANG	114
7.1	Begleitschreiben und Interviewleitfaden	114
7.2	Fragebogen	117
7.3	Gutachten der Veterinärmedizinischen Universität Wien	118

ZUSAMMENFASSUNG

Im Zuge der Umsetzung des Europäischen Meeres- und Fischereifonds (EMFF) soll die Fischerei in Europa nachhaltig und integrativ wachsen. Die Aquakultur stellt global einen beträchtlichen Teil des Speisefischs zur Verfügung, in Österreich wird jedoch ein Gutteil davon importiert. Der Selbstversorgungsgrad soll, um eine nachhaltige Versorgung sicherzustellen, von 34 % (Stand 2014) auf 60 % wachsen.

Anknüpfend an den derzeitigen Datenbestand zur Aquakultur in Österreich, verfolgte die *Pilotstudie 4 – Umweltdaten der Aquakultur* das Ziel, Methoden zu entwickeln, die eine Erweiterung des Datenbestandes erlauben. Mit drei Modulen, deren Fokus auf jeweils verschiedenen Themenbereichen lag, deckt diese Pilotstudie ein breites Spektrum an entwickelten Methoden und Umweltdaten ab.

Im ersten Modul erfolgte die Entwicklung einer Methode zur Erfassung der Ökosystemleistungen der Aquakultur in Österreich. Dazu wurden bestehende Daten systematisch erhoben und zusammengefasst. Zusätzliche Ökosystemleistungen wurden getrennt für die beiden Anlagentypen Teichanlage und Durchflussanlage dargestellt, sowie den Leistungen einer Kreislaufanlage gegenübergestellt. Zudem wurden anhand von Fallbeispielen die Einschätzung der Ökosystemleistungen und zusätzliche Leistungen am Betrieb beschrieben und dabei nach biologisch und konventionell produzierenden Betrieben differenziert.

Es zeigte sich dabei, dass besonders Teichanlagen abhängig von ihrer Bewirtschaftung eine Vielzahl an potenziellen Ökosystemleistungen aufweisen. Viele dieser Ökosystemleistungen stellen zudem öffentliche Güter dar, die nicht über den Markt abgedeckt werden. Denn besonders die extensive Bewirtschaftung von Teichanlagen leistet positive Beiträge zu Landschaftspflege, Naturschutz und Biodiversität. So finden neben den gezüchteten Fischen eine Vielzahl von Pflanzen und Wassertieren dort ihren Lebensraum.

Durchflussanlagen wie Becken und Kanäle erbringen dagegen in einem kleinen Umfang Ökosystemleistungen. Auch das Ausmaß der Bereitstellung von öffentlichen Gütern ist damit kleiner.

Die Leistungen von Kreislaufanlagen sind abhängig davon, wie die Anlage betrieben wird. Daher erfolgt die Bereitstellung von zusätzlichen Leistungen, wie die weitere Verwendung von Abwasser oder das Angebot an Führungen und Schulungen im Betrieb, auf Initiative des/der BetreiberIn.

Das zweite Modul umfasste die Dokumentation und Bewertung von Mortalität und Produktionsausfällen durch Prädatoren. Im Zentrum stand die Fallstudie „Aqua-Otter, die an der Universität für Bodenkultur in Zusammenarbeit mit der Universität Graz und der Veterinärmedizinischen Universität Wien durchgeführt wurde. In zwei Waldviertler Teichen mit unterschiedlichem Prädationsdruck durch Fischotter wurde mit einem experimentellen Ansatz die Entwicklung eines definierten Fischbesatzes, bestehend aus Karpfen (*Cyprinus carpio*) und Weißfischen, für die Dauer eines Jahres untersucht.

Am Ende des Versuchs wies der Versuchsteich, der mit Fischotterzugängen ausgestattet war, einen um 30 Individuen (17,1 %) reduzierten Karpfenbestand auf. Davon wurden fünf tot und ohne Fraßspuren aufgefunden, sodass Prädation als Mortalitätsursache auszuschließen ist. Der Rückgang des Karpfen-Bestands um 2,8 % liegt jedenfalls unter der für Karpfenteiche zu erwartenden „natürlichen“

Mortalität. Der Verbleib der übrigen 14,3 % ist hingegen nicht eindeutig geklärt und kann weder allein auf Fischotter noch generell auf Prädation zweifelsfrei zurückgeführt werden. Zum einen lösten die Kameras an den Zaun-Öffnungen unzuverlässig aus und zum anderen wurden auch am zweiten, voll gezäunten Versuchsteich (Referenzteich) nur zwei der fünf bei Versuchsende fehlenden Karpfen tot entdeckt. Anhand der vorliegenden Ergebnisse zeigt die Fallstudie wichtige Erkenntnisse für zukünftig zu beantwortende, vergleichbare Fragestellungen und das Projektdesign auf.

Das dritte Modul widmete sich der Erfassung von Hemmnissen aber auch der Identifikation von Potenzialen für eine zukünftige Produktionssteigerung. In qualitativen Interviews konnten 20 BetreiberInnen von Aquakulturanlagen Hemmnisse und Potenziale offenlegen. Es zeigte sich, dass aktuell Prädatoren, Klimawandel und wasserrechtliche Vorgaben die größten Hemmnisse der Fischproduktion darstellen. In insgesamt 60 quantitativen Befragungen wurden weitere Aspekte wie Medikamenteneinsatz, Mortalität in der Fischproduktion und die gewünschte Produktionssteigerung behandelt. Die Ergebnisse der Rückmeldungen wurden im Oktober 2019 im Zuge eines Stakeholder Workshops vorgestellt und diskutiert.

Zusätzlich zu den mittels Interviews erhobenen Hemmnissen und Potenzialen der Produktionssteigerung der nationalen Aquakultur, ergab die Befragung, dass in 19 % der befragten Betriebe Medikamente eingesetzt wurden. Der Medikamenteneinsatz sollte von den Befragten in Kilogramm (kg) angegeben werden. Diese Einheit musste jedoch im Laufe der Befragung um den Medikamenteneinsatz in Liter (l) ergänzt werden, da angegebene Medikamente z. T. nur als Flüssigkeit verabreicht werden. Eine vertiefende Auswertung der Angaben konnte dadurch nicht ausgeführt werden. Die Mortalitätsrate der Fische in den befragten Anlagen liegt im Mittelwert bei 21,7 % mit einer Standardabweichung von 18,8 %.

Anhand der Ergebnisse wird sichtbar, dass die *Pilotstudie 4 – Umweltdaten der Aquakultur* eine wichtige Grundlage für vertiefende Arbeiten in allen drei Modulen darstellt.

SUMMARY

The implementation of the European Maritime and Fisheries Fund (EMFF) aims at a sustainable and integrative growth of the fishing industry in Europe. Globally, aquaculture provides a considerable share of edible fish; in Austria, a substantial proportion of edible fish is imported. To ensure sustainable supply, it is intended to increase the degree of self-sufficiency from 35% (2014) to 60%.

Based on aquaculture data currently available in Austria, the aim of *Pilot Study 4: Environmental Data on Aquaculture* was to develop methods that enable an expansion of available datasets. With three modules, each focusing on a different thematic area, the pilot study covered a broad range of developed methods and environmental data.

In the first module, a method was developed to record the ecosystem services of aquaculture in Austria. For this purpose, existing data were systematically collected and summarised. Additional ecosystem services were presented separately for two types of aquaculture, the pond and the flow-through system, and compared with the services of recirculating systems. Moreover, case studies were used to describe the assessment of ecosystem services and additional services on fish farms, differentiating between organic and conventional farms.

It was found that especially pond systems offer a wide variety of potential ecosystem services, depending on how they are managed. Moreover, many of these ecosystem services represent public goods that are not available on the market. The extensive management of pond systems in particular makes a positive contribution to landscape conservation, nature protection and biodiversity. In addition to the farmed fish, a large number of plants and aquatic animals find their habitat there.

Flow-through systems such as basins and channels provide ecosystem services on a smaller scale. The extent to which public goods are provided is thus also smaller.

The services provided by recirculating systems are dependent on how the system is operated. Therefore, additional services, such as the further use of wastewater or the offer of guided tours and training on the farm, are provided on the operator's own initiative.

The second module comprised the documentation and evaluation of mortality and production losses due to predators. At the centre of the study was a case study (AquaOtter) carried out at the University of Life Sciences, in cooperation with the University of Graz and the University of Veterinary Medicine of Vienna. In two ponds in the Waldviertel region with different degrees of predator pressure, an experimental approach was used to study the development of a defined fish stock, consisting of carp (*Cyprinus carpio*) and white fish, for the period of one year.

At the end of the experiment the carp population in the pond, which was equipped with access points for otters, had decreased by 30 individuals (17.1%). Five of them were found dead without showing signs of any animals eating them, so that predation as a cause of mortality can be excluded. The fate of the other 14.3%, however, is not clear and cannot be attributed for certain to otters alone or to predation in general, but it should be mentioned that the camera triggered unreliable in the fence opening area. At the other experimental pond only two of

the missing five carp were found dead. In any case, the 2.8% decline in carp stocks is still below the “natural” mortality expected for carp ponds. Based on the available results, this pilot study provided some important findings for future comparable questions to be answered.

The third module was dedicated to the identification of obstacles, but also to the identification of potentials for a future increase in production. In qualitative interviews, 20 operators of aquaculture farms were able to reveal obstacles and potentials. It was found that currently predation, climate change and water regulations are the biggest obstacles to fish production. In 60 quantitative surveys, further aspects such as the use of medicines, mortality in fish farming and the desired increase in production were addressed. The results of the feedback were presented and discussed at a stakeholder workshop in October 2019.

In addition to the obstacles and the potentials for increasing the production of national aquaculture (as identified in the interviews), the survey revealed that 19% of the surveyed farms used medicines. The interviewed persons were asked to report the use of medicines in kilogrammes (kg). However, as the survey progressed, the unit of litres (l) had to be included as well, as some of the medicines are only administered as liquids. An in-depth analysis of the information could not be carried out because the term medicine was interpreted differently by the respondents. The result shows that a clear definition and demarcation of medicine is necessary for the entire European Union.. The average mortality rate of the fish in the surveyed fish farms is 21.7% with a standard deviation of 18.8%.

The results show that the *Pilot Study 4: Environmental Data on Aquaculture* is an important basis for more detailed work on each of the three modules.

1 EINLEITUNG

Mit der Genehmigung des *Arbeitsplans Österreichs für die Datenerhebung im Fischerei- und Aquakultursektor für den Zeitraum 2017–2019* durch die Europäische Kommission wurde unter anderem die umfassende Datenerhebung im Bereich ökonomische und soziale Daten im Fischerei- und Aquakultursektor in Österreich zum Ziel gesetzt.

**Datenerhebung
mittels Pilotstudien**

Die Sonderrichtlinie des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (BMLRT) zur Umsetzung des *Operationellen Programms Österreich Europäischer Meeres- und Fischereifonds 2014–2020* sieht hierfür unter anderem die Umsetzung von Pilotstudien vor, um diesem Ziel Rechnung zu tragen.

Das vorliegende Vorhaben widmet sich der Umsetzung der *Pilotstudie 4* Erhebung von *Umweltdaten der Aquakultur* in Österreich.

**Umsetzung der
Pilotstudie 4**

Die Sonderrichtlinie des BMLRT strebt an, dass Maßnahmen zu

- einer Steigerung der inländischen Produktion beitragen,
- die Wettbewerbsfähigkeit der betrieblichen Strukturen erhöhen,
- zur Verbesserung der Rentabilität der Unternehmen und der Produktionsbedingungen der Unternehmer beitragen,
- zur Sicherung und zum Ausbau eines ausreichend hohen Beschäftigungsniveaus beitragen,
- zur Steigerung der Qualität der Erzeugnisse der Fischerei und der Aquakultur beitragen,
- zur Verbesserung der Haltungs- und Hygienebedingungen beitragen,
- zur Verringerung der Umweltbelastungen und Verbesserung der Wasserqualität beitragen,
- zur Anpassung der Kapazitäten an den Markt durch eine höhere Diversität von Produkten beitragen,
- zur Vernetzung der Akteure und Aktivitäten im Bildungs- und Vermarktungsbereich beitragen,
- der Erhebung von Daten im Fischereisektor dienen und
- zur vermehrten Information der Verbraucher über die Vorteile einer biologischen oder regionalen Erzeugung beitragen.

1.1 Ziel der *Pilotstudie 4 – Umweltdaten der Aquakultur*

Im Sinne der Zielsetzung der Sonderrichtlinie des BMLRT verfolgte die *Pilotstudie 4 – Umweltdaten der Aquakultur* das Ziel, aufbauend auf der Erfassung des aktuellen Datenbestands zur Aquakultur in Österreich Methoden zu entwickeln, die eine auf verschiedenste Umweltbelange der Aquakultur erweiterte Erhebung von Daten erlaubt.

**Entwicklung
von Methoden zur
Datenerhebung**

Hierbei verfolgte das Modul 1 das Ziel der Erfassung der potenziellen Ökosystemleistungen der Aquakultur in Österreich. Dies umfasste die Erhebung der potenziellen Ökosystemleistungen je Anlagentyp, sowie die Erfassung und strukturierte Aufbereitung des derzeitigen Datenbestands. Zudem wurde der Ansatz

**Modul 1 – Erfassung
der potenziellen
Ökosystem-
leistungen**

der Ökosystemleistungen und die Erfassung der potenziellen Ökosystemleistungen der österreichischen Aquakultur in einen internationalen Kontext gesetzt.

**Modul 2 –
Dokumentation und
Bewertung von
Mortalität und
Produktions-
ausfällen**

Modul 2 befasste sich mit der Dokumentation und Bewertung von Mortalität und Produktionsausfällen, die durch Prädatoren, aber auch Parasiten und Krankheiten verursacht werden. Der Schwerpunkt lag hierbei auf dem Eurasischen Fischotter (*Lutra lutra*). Im Rahmen einer Fallstudie wurde hierbei eine fundierte Methode zur Quantifizierung des Prädationsdrucks bzw. der dadurch entstehenden Schäden an der Fischproduktion erarbeitet. Zusätzlich wurde eine Plattform zum regelmäßigen Austausch und zur Vernetzung der Akteure eingerichtet, um einen Rahmen für eine faktenbasierte und objektive Diskussion der Thematik zu ermöglichen.

**Modul 3 –
Empfehlungen für
eine Produktions-
steigerung**

Modul 3 diente der Identifikation von Hemmnissen, die einer Produktionssteigerung im Weg stehen, aber auch der Identifikation von Potenzialen. Diese wurden mittels einer Befragung offengelegt, um Empfehlungen für eine zukünftige Produktionssteigerung abzugeben.

Die gewonnenen Daten und die im Rahmen der Pilotstudie 4 entwickelten Methoden sollen damit eine allgemeine Grundlage für zukünftige Arbeiten im Bereich Aquakultur darstellen.

1.2 Fachliche Begleitung der *Pilotstudie 4 – Umweltdaten der Aquakultur*

**Steuerungsgruppe
mit ExpertInnen aus
dem Bereich
Aquakultur**

Die Bearbeitung der *Pilotstudie 4 – Umweltdaten der Aquakultur* erfolgte in enger Zusammenarbeit mit ExpertInnen und Stakeholdern aus dem Bereich der Aquakultur und war geprägt durch einen regelmäßigen Austausch (siehe Tabelle 1).

Zur fachlichen Begleitung der Pilotstudie 4 wurde eine Steuerungsgruppe eingerichtet, die zehn Personen umfasste. Dabei handelte es sich um VertreterInnen von Bund und Ländern des Naturschutzes, NGOs, der Aquakulturbranche und des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus.

Mit der Einrichtung der Steuerungsgruppe wurde ein erfolgreicher Ablauf der Pilotstudie sichergestellt. Ziel war es, unterschiedliche Expertisen und Blickwinkel an einem Tisch zu versammeln und konstruktives und offenes Feedback einzuholen.

**Steuerungsgruppen-
sitzungen**

Es wurden drei Steuerungsgruppensitzungen mit Schwerpunkt auf jeweils einem der drei Module und eine Abschlusspräsentation der gesamten Pilotstudie abgehalten (siehe Tabelle 1).

**ExpertInnen- sowie
Stakeholder-
workshops**

Zudem wurden im Rahmen jedes Moduls der Pilotstudie 4 ExpertInnen- und Stakeholder Workshops abgehalten. Hierbei wurden in einer großen Runde ebenfalls fachliche Rückmeldungen eingeholt und gemeinsame Forderungen entwickelt.

Tabelle 1: Überblick über Steuerungsgruppensitzungen, ExpertInnenworkshops und Stakeholder Workshops.

Datum	Ort	Veranstaltung	Schwerpunkt
15.05.2018	Wien	Steuerungsgruppensitzung	Kick-Off & Modul 2: Fallstudie Aquaotter (BOKU)
19.07.2018	Kapfenberg	Steuerungsgruppensitzung	Modul 3 – Identifikation von Hemmnissen und Potenzialen
22.01.2019	Wien	Steuerungsgruppensitzung	Modul 1 – Abschätzung der Ökosystemleistung der österreichischen Aquakultur
02.04.2019	Wien	ExpertInnenworkshop	Modul 1 – Abschätzung der Ökosystemleistung der österreichischen Aquakultur
02.06.2019	Wien	Stakeholder Workshop I	Modul 2 – Dokumentation und Bewertung von Mortalität und Produktionsausfällen: Plattform
24.09.2019	Wien	ExpertInnenworkshop	Ergebnispräsentation Modul 3 – Identifikation von Hemmnissen und Potenzialen der Steigerung der nationalen Fischproduktion
12.11.2019	Wien	Stakeholder Workshop II	Modul 2 – Dokumentation und Bewertung von Mortalität und Produktionsausfällen: Plattform
12.11.2019	Wien	Steuerungsgruppensitzung	Abschlussveranstaltung

2 MODUL 1: ABSCHÄTZUNG DER ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN DER ÖSTERREICHISCHEN AQUAKULTUR

Methodenentwicklung, Inventar und Datenbestand Der Fokus des Modul 1 lag auf der Erfassung von potenziellen Ökosystemleistungen der Aquakultur. Für die Erfassung wurde eine Methode entwickelt und die potenziellen Ökosystemleistungen finden sich in einem dem derzeitigen Forschungsstand entsprechenden Inventar. Zudem wurde der gegenwärtige in Österreich im Bereich der Aquakultur erhobene Datenbestand hinsichtlich der Möglichkeit, damit potenzielle Ökosystemleistungen zu beschreiben, untersucht.

2.1 Aquakulturanlagen in Österreich

Abgrenzung der österreichischen Aquakultur Für die Entwicklung der Methode zur Erfassung von Ökosystemleistungen war es im Vorfeld wichtig, eine Darstellung und Abgrenzung der österreichischen Aquakultur vorzunehmen. Daher sind zur Erläuterung des Themengebietes Aquakultur die Erfassung der rechtlichen Einbettung sowie eine Sammlung verwendeter Definitionen grundlegend (siehe Glossar). Außerdem zeigt die folgende Beschreibung der Anlagentypen die komplexe Abgrenzung der Aquakulturanlagentypen zueinander.

2.1.1 Teichanlagen

diskontinuierlich durchflossene Aquakulturanlage Eine Teichanlage ist eine Aquakulturanlage, welche von Wasser ohne Kreislauf- führung und diskontinuierlich durchflossen wird. Die Wasserzuleitung beschränkt sich im Wesentlichen auf den Zeitraum der Anlagenfüllung, die Wasserableitung auf den Zeitraum des Abfischvorganges (Abfischung, Entleerung und/oder Reinigung) der Aquakulturanlage (AEV Aquakultur 2018).

Im Gegensatz zu Weihern und Seen sind Teiche vorwiegend künstlich angelegt (MATZINGER 2014). Die tägliche Frischwasserzufuhr bzw. Wasserableitung außerhalb der Befüllungs- und Entleerungsphase ist nicht größer als 1 % bis max. 5 % des Anlagenvolumens (AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG 2014), wobei der Wasserbedarf außerhalb der Befüllung 1 l/s/ha beträgt und das Volumen eines Teiches schwierig zu berechnen ist (Putz et al.).

Klassifizierung von Teichen Die Klassifizierung von Teichen kann auf unterschiedliche Weisen erfolgen:

- Teiche im Haupt- bzw. Direktschluss: nach ihrer Wasserversorgung: Bach- bzw. Flussteiche, Quellteiche, Himmelsteiche.
- Nach ihrem Verwendungszweck in der Teichwirtschaft: Laichteiche, Vorstreck- und Streckteiche, Abwachsteiche, Winterteiche.
- Nach den darin gehaltenen Fischen: Karpenteiche, Forellenanlagen.

wärmeliebende Fischarten Für die Fischzucht genutzte Teichanlagen werden in unseren Breiten überwiegend zur Produktion von wärmeliebenden Fischarten, zumeist Cypriniden aber auch z. B. Zander, Hecht oder Maränen, verwendet. Die am häufigsten in den

Teichanlagen produzierte Fischart ist der Karpfen. Eine Produktion in Monokultur stellt hierbei eine Ausnahme dar und findet in Österreich daher nur bei der Produktion einjähriger (einsömmriger) Karpfen Anwendung. Zur besseren Auslastung der bewirtschafteten Gewässer werden auch Nebenfische gehalten. Es sind dies vor allem Schleien, Zander, Hechte und Welse. Die Nebenfische in den Karpfenteichen machen etwa 10 % des Fischbestandes aus, können aber hochpreisig abgesetzt werden. (BMLRT 2012).

Forellen benötigen kaltes, sauerstoffreiches Wasser und können daher nur in kalten Teichen mit ausreichend Frischwasserzufuhr gezüchtet werden. Deshalb werden sie in ständig durchflossenen Anlagen gehalten, welche als Erdteiche (womit sie der Kategorie Teichanlage zugeordnet werden) oder als Fließkanäle und Rundbecken (womit sie der Kategorie „Durchflussanlage“ zugeordnet werden) ausgeführt sein können.

Forellen

2.1.2 Durchflussanlagen

Durchflussanlagen im Sinne der AEV Aquakultur 2018 dienen der Zucht, Aufzucht und Produktion von Nutzfischen und sind durch den kontinuierlichen Wasserdurchfluss durch die Produktionseinheiten bzw. Becken charakterisiert. Gelegentlich kommt es zu einer Mehrfachverwendung des Wassers. Bei einer Mehrfachnutzung des Wassers beträgt die tägliche Frischwasserzufuhr jedenfalls mehr als 20 % des für die Tierhaltung verwendeten Anlagenvolumens. Gelöste Stoffwechselprodukte werden damit laufend abtransportiert.

kontinuierlich durchflossene Wasseranlagen

Durchflussanlagen werden in unseren Breiten überwiegend zur Produktion von kaltstenothenen Fischarten, zumeist Salmoniden, verwendet. Die am häufigsten in diesen Aquakulturanlagen produzierte Fischart ist die Regenbogenforelle.

Regenbogenforelle

Der Übergang zwischen einer Teichanlage und einer Durchflussanlage kann jedoch auch fließend sein (Mischtyp). Laut Definition wird eine Durchflussanlage mit einer täglichen Frischwasserzufuhr größer als 20 % des Anlagenvolumens definiert. Dagegen hat eine Teichanlage eine tägliche Frischwasserzufuhr von 1–5 % des Anlagenvolumens. Die Zuordnung der Sonderform Mischtyp mit einer täglichen Frischwasserzufuhr zwischen 5–19 % des Anlagenvolumens erfolgt vorwiegend nach Fischart: (AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG 2014)

- Karpfen: Teichanlage
- Forelle: Durchflussanlage

Mischtyp zwischen Teichanlage und Durchflussanlage

2.1.3 Kreislaufanlagen

Kreislaufanlagen nutzen in Österreich meist keine natürlichen Wasserquellen, sondern beziehen ihr Produktionswasser von der öffentlichen Trinkwasserleitung oder einem Brunnen.. Sie bestehen aus einer Kombination von Becken und Filtersystemen. Das Abwasser wird in einer integrierten Wasseraufbereitung gereinigt und in die Produktionsbecken zurückgeleitet. Die AEV Aquakultur legt die tägliche Frischwasserzufuhr mit nicht größer als 20 % des Anlagenvolumens (Beckenvolumens) fest. Sie sollte aber zumindest 10 % des Anlagenvolumens betragen (AEV Aquakultur 2018). In der Praxis hinkt der Gesetzestext hinterher, denn es gibt Anlagen, die deutlich weniger Wasser brauchen, wie in einer geschlossenen Kreislaufanlage im Bereich von 10-15 % Wassererneuerung.

keine natürlichen Wasserquellen

Im Aquakulturregister des BMASGK sind für Österreich fünf Anlagen als geschlossene Kreislaufanlagen ausgewiesen (BMASGK 2018).

2.1.4 Gegenüberstellung der Anlagentypen

Bedarf und Inputfaktoren In Tabelle 2 werden die in Österreich vorherrschenden Aquakulturanlagentypen hinsichtlich ihres Bedarfs und ihrer Inputfaktoren gegenübergestellt.

Tabelle 2: Gegenüberstellung der österreichischen Aquakultur

	Karpfenteichwirtschaft	Forellenproduktion	Kreislaufanlagen
Wasserbedarf	nur zur Befüllung und zum Ausgleich von Verdunstung bzw. Versickerung	hoher, kontinuierlicher Wasserbedarf	geringer Wasserbedarf
Wasserqualität	geringe Ansprüche	hohe Ansprüche	hohe bis geringe Ansprüche je nach Fischart
Flächenbedarf	groß	gering bis mittel	gering
Haltungsdichte	400–1.000 kg/ha	100 kg pro Liter/Sekunde oder 5 bis >60 kg/m ³ bei entsprechendem Wasseraustausch	80 kg/m ³ bis >250 kg/m ³ je nach Fischart
Lebensraum	naturnah, potenziell wertvolle Gewässerökosysteme mit hoher Biodiversität	keine oder geringe Bedeutung für Biodiversität und als natürlicher Lebensraum	Gebäude
Ernährung	natürliche Ressourcen des Teiches (Naturnahrung), Getreide, Leguminosen etc. (industrielles Mischfutter)	industrielles Mischfutter	industrielles Mischfutter
Wachstumsperiode Produktionsdauer	ca. 6 Monate im Jahr 3 bis 4 Jahre zum Speisefisch	ganzjährig ca. 18 bis 32 Monate bis zum Speisefisch	ganzjährig ca. 6 bis 12 Monate zum Speisefisch je nach Fischart
Temperatur	>20 °C im Sommer	10–19 °C	20–28 °C
Energieeinsatz (Betrieb)	geringer Primärenergieeinsatz	Abhängig von der Intensität der haltungsform: steigender Energieeinsatz mit Einsatz von Pumpen, Belüftung, Heizung, Beleuchtung, Fütterungsautomat, Kühlung, Filter etc.	sehr energieintensiv
Materialeinsatz beim Bau einer Anlage (Beton, Stahl, Edelmetalle, Kunststoffe, etc.)	Umwandlung von einfachen Teichen und Gräben in Aquakultur: wenig Materialien erforderlich, wobei der Teichbau einen erheblichen Aufwand an Erdbewegungen erfordert	Umwandlung von einfachen Teichen und Gräben in Aquakultur: wenig Materialien erforderlich (Unterscheidung naturnah bis künstlich), wobei der Teichbau einen erheblichen Aufwand an Erdbewegungen erfordert	hoher Materialeinsatz

Quelle: BAW s.a., HUBOLD & KLEPPER 2013

Tabelle 2 zeigt, dass besonders die Karpfenteichwirtschaft hinsichtlich der Inputfaktoren Futter, Energieeinsatz und Materialeinsatz einen geringen Verbrauch aufweist. Dagegen ist jedoch die Ressource Flächenbedarf im Vergleich zu den beiden Anlagentypen Durchflussanlage und Kreislaufanlage um einiges größer. Der Wasserbedarf variiert zeitlich und steigt z. B. bei der Befüllung der Teichanlage.

2.1.5 Darstellung der österreichischen Aquakultur

Abgrenzung nach Produktionsart Die Anlagentypen in Österreich können auch nach ihrer Produktionsart definiert und voneinander abgegrenzt werden.

Die Strukturdaten zur österreichischen Aquakulturproduktion 2017 umfassen 1.977 ha Teichanlagen, wobei nur jene Teiche von den Betrieben angeführt werden, die tatsächlich der Speisefischproduktion gedient haben, insgesamt gibt es mehr Teichflächen in Österreich, 213.776 m³ Durchflussanlagen und 50 Ar Gehege und Kreislaufanlagen. (STATISTIK AUSTRIA 2018a).

Insgesamt wurden im Jahr 2017 3.865,7 t Speisefisch produziert (STATISTIK AUSTRIA 2018b). Die Fischproduktion stieg damit gegenüber 2016 leicht an, wie die LFBIS Daten 2016 zeigen (siehe Tabelle 3).

Bundesland	Anzahl Betriebe	Speisefischproduktion [t]
Wien	11	41,39
Niederösterreich	133	510,76
Burgenland	10	342,39
Steiermark	149	861,89
Salzburg	25	47,91
Oberösterreich	79	811,09
Kärnten	40	494,38
Tirol	24	102,17
Vorarlberg	8	272,64
Summe	479	3.484,63

Wie in Abbildung 1 sichtbar, wird die Produktion von Karpfenartigen stärker in den östlicheren Bundesländern betrieben, was sich vor allem durch naturräumliche Gegebenheiten wie topografisches Gefälle und Temperatur erklären lässt.

Menge der Speisefischproduktion

Tabelle 3:
Menge der Speisefischproduktion [t] und Anzahl der erfassten Betriebe pro Bundesland
(STATISTIK AUSTRIA 2016)

geogr. Verteilung der Speisefischproduktion

Abbildung 1:
Verteilung der Speisefischproduktion [t] in Österreich

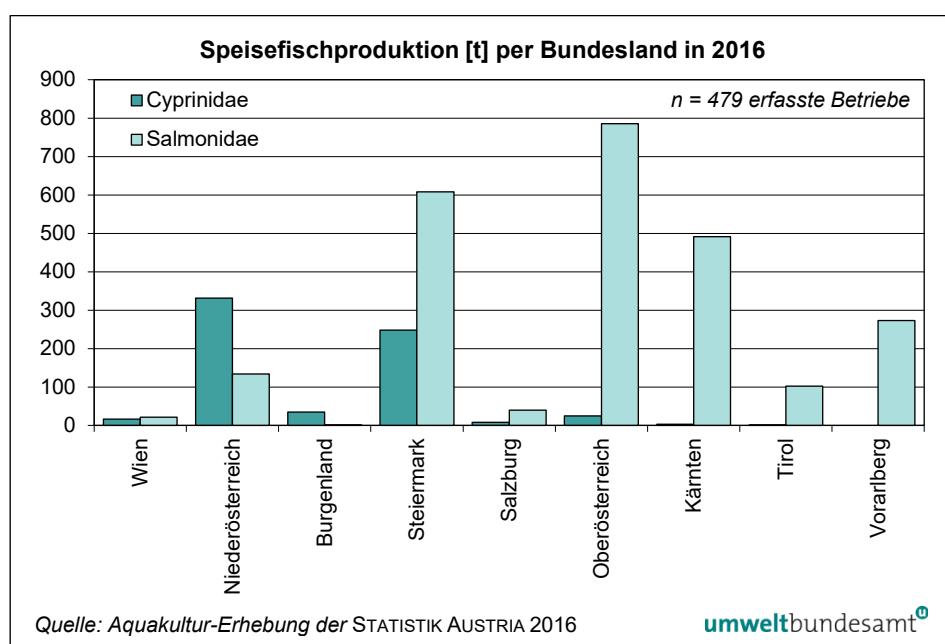


Tabelle 4 gibt einen Überblick über die Teichfläche, für die eine Förderung auf Grund der naturnahen, extensiven Bewirtschaftung bewilligt wurde. Die Zahlen enthalten die Fläche bewilligter Anträge, wobei kleine Teiche unter 1 ha nicht enthalten sind, da sie diese Förderung nicht erhalten.

Tabelle 4: Zusammenfassung Teichförderung 2016 (BMLRT 2016, eigene Bearbeitung)	Bundesland	Antragsteller	Förderfähige Teichfläche in ha
Niederösterreich	34		1.121,68
Steiermark	23		286,71
Burgenland	4		120,92
Kärnten	4		68,40
Salzburg	1		11,41
Oberösterreich	1		4,24
Tirol	0		0
Vorarlberg	0		0
Wien	0		0
Summe	67		1.613,36

internationaler Vergleich Der internationale Stellenwert der österreichischen Aquakultur lässt sich aus Tabelle 5 ablesen.

Tabelle 5: Die österreichische Aquakultur im internationalen Vergleich.

Jährliche Speisefischproduktion in Österreich (2017)¹	3.866 t
Anzahl Fischproduktionsunternehmen in Österreich (2017)¹	482
Inlandsbedarf (Fische, Krebs- & Weichtiere)²	63.000 t
Bedarfsdeckung durch Importe²	94 %
Selbstversorgungsgrad³	6 %
bereitgestellte Mittel des EMFF (2014–2020)⁴	6.965.000 €
Teichflächen gesamt⁵	1.977 ha
Durchschnittliche Teichgröße²	500 m ² –60 ha
Becken, Fließkanäle & Käfige⁴	213.776 m ³
Gehege- & Kreislaufanlagenfläche gesamt⁴	50 a
Fischproduktion Österreich (2017)	4.216 t
Anteil Aquakultur an gesamter Fischproduktion in Österreich	(3.866t/4.216 t) 91,7 %
Anteil Fischfang an gesamter Fischproduktion in Österreich	(350t/4.216 t) 8,3 %
Fischproduktion EU (2017)⁶	7.034.104 t
Fischproduktion gesamt (2017)⁶	205.580.364 t
Anteil Österreichs an EU-Fischproduktion (2017)	(4.216t/7.034.104 t) 0,060 %
Anteil EU an gesamter Fischproduktion (2017)	(7.034.104t/205.580.364 t) 3,42 %
Anteil Österreichs an gesamter Fischproduktion (2017)	(4.216t/205.580.364 t) 0,00205 %

¹ http://www.statistik.at/web_de/statistiken/wirtschaft/land_und_forstwirtschaft/viehbestand_tierische_erzeugung/aquakultur/019847.html

² <https://www.bmlrt.gv.at/land/produktion-maerkte/tierische-produktion/fischzucht-oe/aquakultur.html>

³ http://www.statistik.at/web_de/statistiken/wirtschaft/land_und_forstwirtschaft/preise_bilanzen/versorgungsbilanzen/022380.html

⁴ <https://ec.europa.eu/fisheries/cfp/emff/>

⁵ http://www.statistik.at/web_de/statistiken/wirtschaft/land_und_forstwirtschaft/viehbestand_tierische_erzeugung/aquakultur/071207.html

Aquakultur Österreich (2017)⁶	3.866 t
Aquakultur EU (2017)⁷	1.353.201 t
Aquakultur gesamt (2017)⁷	111.946.623 t
Anteil Österreichs an EU-Aquakulturproduktion (2017)	(3.866t/1.353.201 t) 0,286 %
Anteil EU an gesamter Aquakulturproduktion (2017)	(1.353.201t/111.946.623 t) 1,21 %
Anteil Österreichs an gesamter Aquakulturproduktion (2017)	(3.866t/111.946.623 t) 0,00345 %
Süßwasser-Aquakultur Österreich (2017)	3.866 t
Süßwasser-Aquakultur EU (2017)⁷	287.049 t
Süßwasser-Aquakultur gesamt (2017)⁷	49.583.638 t
Anteil Österreichs an Süßwasser-Aquakultur der EU	(3.866t/287.049 t) 1,35 %
Anteil Österreichs an gesamter Süßwasser-Aquakultur	(3.866t/49.583.638 t) 0,0078 %
Fischfang Österreich (2017)⁷	350 t
Fischfang EU (2017)⁷	5.680.902 t
Fischfang gesamt (2017)⁷	93.633.741 t
Anteil Österreichs an EU-Fischfang (2017)	(350t/5.680.902 t) 0,00616 %
Anteil EU an gesamten Fischfang (2017)	(5.680.902t/93.633.741 t) 6,07 %
Anteil Österreichs an gesamten Fischfang (2017)	(350t/93.633.741 t) 0,000374 %
Süßwasser-Fischfang Österreich (2017)⁷	350 t
Süßwasser-Fischfang EU (2017)⁷	111.979 t
Süßwasser-Fischfang international (2017)⁷	11.927.911 t
Anteil Österreichs an Süßwasser-Fischfang der EU	(350t/111.979 t) 0,313 %
Anteil Österreichs an gesamten Süßwasser-Fischfang	(350t/11.927.911 t) 0,00293 %
Wertschöpfung der österreichischen Aquakultur (2017)	28.536 €
Wertschöpfung der EU-Aquakultur (2017)	5.183.767 €
Wertschöpfung der gesamten Aquakultur (2017)	249.579.151 €
Gesamte marine Fischproduktion (2017)	144.068.814 t

Im internationalen Vergleich werden in Österreich aus der Aquakultur ein verhältnismäßiges kleines Angebot an Fisch produziert (siehe Tabelle 5). So entspricht die Süßwasser-Aquakultur in Österreich mit jährlich 3.866 t Fisch (STATISTIK AUSTRIA 2018b) ca. 1,34 % der Süßwasser-Aquakultur der EU und nur ca. 0,008 % der globalen Süßwasser-Aquakultur.

**geringe
Produktionsmengen
im internationalen
Vergleich**

Das Europäische Parlament betonte 2018, dass die Süßwasser-Aquakultur nach wie vor eine unzureichend genutzte Chance für die Verbesserung der Ernährungssicherheit und die Entwicklung des ländlichen Raums darstellt. Der Süßwasser-Aquakultur kommt insbesondere eine wichtige soziale Rolle zu, da sie Arbeitsplätze schafft. Durch den Erhalt wertvoller Feuchtgebiete sorgt vor allem die Teichwirtschaft für zahlreiche Ökosystemleistungen, die weit über ihren wirtschaftlichen Wert hinausgehen (EP 2018).

**wichtige
soziale Rolle der
Süßwasser-
Aquakultur**

⁶ http://www.fao.org/figis/servlet/TabLandArea?tb_ds=Aquaculture&tb_mode=TABLE&tb_act=SELECT&tb_grp=COUNTRY

⁷ http://www.fao.org/figis/servlet/TabLandArea?tb_ds=Capture&tb_mode=TABLE&tb_act=SELECT&tb_grp=COUNTRY

Bereits 1988 wurde in einer Studie zur Produktions- und Einkommensalternative für landwirtschaftliche Betriebe in einem Entwicklungsschwachen Gebiet (VOGEL 1988) empfohlen, dass Studien zum Ökosystem Teich durchzuführen und zu unterstützen seien.

2.2 Methode zur Erfassung von Ökosystemleistungen der Aquakultur

Ökosystem-leistungen – anthropozentrischer Ansatz Der Begriff Ökosystemleistungen umfasst als Sammelbegriff die vielfältigen Beiträge, die Ökosysteme zum menschlichen Wohlbefinden leisten. Sie stellen damit jene von der Natur erbrachten Leistungen dar, die dem Menschen wirtschaftlichen, gesundheitlichen, materiellen und psychischen Nutzen bringen (UMWELTBUNDESAMT 2011).

Mit diesem anthropozentrischen Ansatz werden die Leistungen eines Ökosystems aus einem Blickwinkel betrachtet, der den Menschen – als Nutznießer dieser Leistungen – in den Mittelpunkt stellt. Die Ökosystemleistungen liefern damit direkte und indirekte wohlfahrtsrelevante Resultate einer Ökosystemfunktion. Diese Leistungen umfassen beispielsweise die Bereitstellung von Lebensmitteln, eine regulierende Wirkung des lokalen Mikroklimas oder die Möglichkeit der Erholung (UMWELTBUNDESAMT 2011).

Die Aquakultur in allen Ausführungen stellt weltweit eine wichtige und sehr schnell wachsende Futter- und Nahrungsmittelproduktion dar (CAI & LEUNG 2017, FAO 2018).

Besonders wegen des hohen Stellenwertes von mariner Aquakulturproduktion und Küsten- und Meeresfischerei fokussiert die internationale Literatur besonders auf die Schaffung einer nachhaltigen Aquakultur im Meeressbereich. (LIQUETE et al. 2014).

Auswirkungen von Aquakultur auf Ökosystem-leistungen In Bezug auf marine Aquakultur und Meeresfischerei wird dabei jedoch der Ansatz verfolgt, die Effekte von Aquakultur auf Ökosystemleistungen zu betrachten, wie beispielsweise die Arbeiten von Seas at Risk zeigen. Hier wird davon ausgegangen, dass Aquakultur nicht nur Arbeitsplätze, Einnahmen und eine erhöhte Fischpopulation mit sich bringt, sondern auch oft Auswirkungen auf die Wasserqualität, die Küstenstruktur und die dortigen Habitate hat.

Dieser Ansatz der Betrachtung der Effekte auf Ökosystemleistungen ist in Strategien der FAO verankert, um einen breiteren Rahmen für die Planung, Entwicklung und Verwaltung von nachhaltiger Fischerei und Aquakultur zu schaffen.

Dennoch ist innerhalb der letzten fünf Jahre das Interesse gestiegen, zu erforschen, inwieweit die Aquakultur Ökosystemleistungen bereitstellt (WEITZMAN 2019).

komplexes Verhältnis zwischen Aquakultur und Ökosystem-leistungen Denn neben der Nahrungs- und Futtermittelproduktion kann besonders die Binnenaquakultur, abhängig von der Art der Anlage, auch einen wichtigen Beitrag zur Erhaltung natürlicher Ressourcen leisten bzw. in einem ursächlichen Zusammenhang mit ihnen stehen. So kann die Aquakultur prinzipiell zahlreiche Ökosystemleistungen wie z. B. Artenvielfalt, Klimaschutz oder Kulturlandschaft beeinflussen. Das Verhältnis zwischen Aquakultur und Ökosystemleistungen ist jedoch sehr komplex. Die Aquakultur greift einerseits auf Ökosystemleistungen

(z. B. qualitativ hochwertiges/sauberer Wasser) zurück und stellt selbst auch Leistungen (z. B. Artenvielfalt) zur Verfügung, von denen viele als Kuppelprodukt⁸ der Aquakultur anfallen.

Bei den Leistungen der Aquakultur handelt es sich daher nicht nur um private Güter, für die es einen Markt gibt (Lebensmittel, Futtermittel, energetische und stoffliche Nutzung), sondern auch um öffentliche Güter (public goods), für die kein Markt existiert (z. B. Artenvielfalt, Erholungsraum, Klimaregulation etc.). Öffentliche Güter sind gekennzeichnet durch Nicht-Ausschließbarkeit und Nicht-Rivalität im Konsum (z. B. kann jemand, der das Landschaftsbild betrachtet, keinen anderen im „Konsum der Betrachtung“ desselben Landschaftsbildes ausschließen) (COOPER et al. 2009).

2.2.1 Internationales Vorgehen bei der Erfassung von Ökosystemleistungen

In einem ersten Schritt wurde zur Absteckung des Rahmens eine Sichtung der internationalen Auseinandersetzung mit der Thematik vorgenommen.

Der Zustand der Ökosysteme allgemein und ihrer Ökosystemleistungen im Speziellen wurden auch im Rahmen des United Nations Millennium Ecosystem Assessment (UN 2005) systematisch untersucht und bewertet.

Aufbauend auf dem Millennium Ecosystem Assessment (MEA) entwickelte die Europäische Umweltagentur das CICES (Common International Classification of Ecosystem Goods and Services) Klassifizierungssystem, anhand dessen die Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung durch Ökosystemleistungen erweitert werden soll (<https://cices.eu/>). Die Klassifizierung der Ökosystemleistungen ist weitgehend ident mit jener des MEA, allerdings werden Basisleistungen (z. B. Photosynthese, Bodenbildung etc.) nicht separat angeführt. Diese werden als grundlegende Strukturen, Prozesse und Leistungen angesehen, die Ökosysteme charakterisieren und in der finalen Ökosystemleistung enthalten sind.

**MEA – Millennium
Ecosystem
Assessment**

**CICES-
Klassifizierungs-
system**

**Klassifizierung
der TEEB**

TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) ist eine globale Initiative, die auf eine ökonomische Begründung für den Schutz von Ökosystemen und Biodiversität abzielt, z. B. über die monetäre Bewertung des Schutzes von Ökosystemen und ihrer Leistungen. Die Klassifizierung der Ökosystemleistung ist an jene des Millennium Ecosystem Assessment angelehnt.

Insgesamt herrscht in der Literatur kein einheitliches Vorgehen in der Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen in der Aquakultur (SEPPELT et al. 2011). Zudem wurde eine Inkonsistenz in der Nomenklatur von Gütern und Leistungen festgestellt (WEITZMAN 2019).

Daher ist es wichtig, den Rahmen der Pilotstudie in einem ersten Schritt abzustecken und zu beschreiben und auch die Begriffe zu definieren. Zudem ist es besonders relevant und notwendig, in der internationalen Literatur und Klassifikation den Ausgangspunkt zu definieren. Selbst hierbei gibt es kein international einheitliches Vorgehen. 34,7 % aller in Artikeln beschriebenen Studien zu Öko-

⁸ „Kuppelprodukte sind Produkte, die bei verbundener Produktion (Kuppelproduktion) simultan in einem Produktionsprozess entstehen, d. h. aus naturgesetzlichen oder technischen Gründen zwangsläufig anfallende Produkte unterschiedlicher Art und Güte.“ Gabler Wirtschaftslexikon

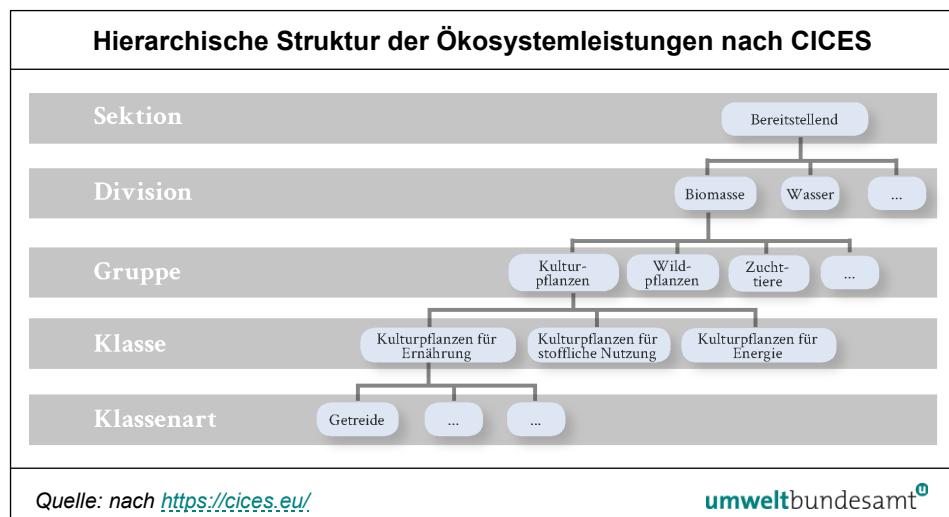
systemleistungen der Aquakultur folgten der Klassifizierung durch MEA, während die restlichen Studien der TEEB oder CICES oder anderen Klassifizierungsschemata folgten (WEITZMAN 2019).

Erfassung basiert auf dem CICES-System

In dieser Studie basiert die Erfassung von möglichen Ökosystemleistungen der Aquakultur auf der Klassifizierung standardisierter Ökosystemleistung nach CICES – wie bereits in vom Umweltbundesamt zuvor durchgeföhrten Studien zur Abschätzung von Ökosystemleistungen. (UMWELTBUNDESAMT 2011, UMWELTBUNDESAMT 2019).

Da es sich bei CICES um ein internationales Klassifizierungssystem von Ökosystemleistungen handelt, das eine Grundlage für eine mögliche Erweiterung der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung darstellt, muss die Liste der Ökosystemleistungen des CICES-Systems erst für die Aquakultur in Österreich adaptiert werden.

*Abbildung 2:
Hierarchische
Struktur der
Ökosystemleistungen
nach CICES*



Der Überblick über die allgemein für die Aquakultur in Binnengewässern möglichen Ökosystemleistungen wurde mittels Literaturrecherche erstellt. Ergänzend wurde die Auswahl in regelmäßigen Treffen im Team diskutiert und festgelegt.

Einteilung der Ökosystemleistungen lt. CICES

Eine Überblicksliste stellt demnach einen Entwurf an möglichen Ökosystemleistungen der Süßwasser-Aquakultur in Österreich dar. Eingeteilt werden die Ökosystemleistungen lt. CICES in:

- Provisioning Services (Versorgungsleistungen), wie beispielsweise die Nutzung von Nahrungsmitteln, die durch das betrachtete Ökosystem bereitgestellt werden.
- Regulation and Maintenance Services (Regulierende Leistungen) umfassen regulierende Leistungen, wie z. B. klimaregulierende Wirkung, sowie Schutzwirkungen vor Lawinen- und Murenabgängen.
- Cultural Services (Kulturelle Leistungen) umfassen die Bedeutung des Ökosystems für die Bereiche Erholung, Kultur, Weitergabe von Wissen und auch ästhetische Aspekte.

Der erstellte Überblick wurde im englischen Originalwortlaut belassen und diente als Grundlage für die im nächsten Schritt vorgenommene Erfassung der potenziellen Ökosystemleistungen getrennt nach Anlagentyp: Teichanlage, Durchflussanlage und Kreislaufanlage.

Einteilung nach Anlagentyp

Die Klassifizierung nach CICES wurde zur Anpassung an die Bearbeitung etwas modifiziert. Zusätzlich zu den Leistungskategorien Versorgungsleistungen, regulierende Leistungen und kulturelle Leistungen wurde die Biodiversitätsleistung als eigene Kategorie hervorgehoben, die in der CICES Klassifizierung nur als ver einzelle Leistung in zwei verschiedenen Leistungskategorien untergebracht war. Mit der Bildung einer eigenen Kategorie kann damit eine Doppelzählung vermieden werden.

Einteilung nach Leistungskategorie

2.2.2 Betrachtung von finalen Leistungen

Für eine umfassende Informationsgrundlage sollen diejenigen Leistungen, die durch die Natur bereitgestellt werden, erfasst werden.

Im Ansatz der finalen Ökosystemleistungen wird zwischen intermediären und finalen Ökosystemleistungen unterschieden (BOYD & BANZHAF 2007). Nur finale Leistungen können demnach in die Bewertung der Wohlfahrt miteinbezogen werden. Den ersten Schritt zur Entwicklung einer wohlfahrtsbezogenen Umweltgesamtrechnung und Leistungserfassung stellt die Erhebung von finalen Ökosystemleistungen dar. Diese sollte möglichst konsistent mit der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung und mit einem „Green GDP“ (Green Gross Domestic Product) sein.

finale Ökosystem-leistungen

Finale Ökosystemleistungen werden dann als final bezeichnet, wenn sie entweder direkt konsumiert werden oder als Inputs direkt Eingang in Marktgüter finden. Um eine Doppelzählung zu verhindern, ist es wichtig, dass keine Zwischenleistungen, Funktionen oder Prozesse von Ökosystemen gezählt werden (STAUB & OTT 2010). Intermediäre Ökosystemleistungen umfassen Funktionen oder Prozesse, ihr Wert spiegelt sich im Wert der Endprodukte wider. Dagegen werden unter finalen Leistungen Endprodukte verstanden, die als Komponenten im GDP enthalten sind, z. B. handelt es sich beim Nährstoffkreislauf um eine wichtige ökologische Funktion, aber keine finale Leistung und damit kein Endprodukt. BOYD & BANZHAF (2007) definieren: „*Final ecosystem services are components of nature, directly enjoyed, consumed or used to yield human well-being.*“ Die Autoren legen den Fokus auf die Messbarkeit von Ökosystemleistungen. Dazu werden klar definierte und standardisiert messbare Verrechnungseinheiten in den Mittelpunkt gestellt, die eine Definition und Zählung der finalen Ökosystemleistungen in physikalischen Einheiten ermöglichen.

Grundlage für Inventar

Bereits in vorangegangenen Studien des Schweizer Bundesamts für Umwelt (BAFU), sowie des Umweltbundesamtes (2011 und 2015) waren das Konzept der finalen Ökosystemleistung – als eine Verbindung zwischen den Leistungen der Umwelt, die Menschen einen Nutzen stiften (wie bereits bei Daily 1997 und MEA 2005), und den konventionellen Konzepten der Wohlfahrtsmessung durch die Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung – die Grundlage für die Erarbeitung des Inventars.

- Definition finale Ökosystemleistung** Die wichtigsten Merkmale der Definition von finalen Ökosystemleistungen sind (UMWELTBUNDESAMT 2011):
- *Endprodukte der Natur:* Finale Ökosystemleistungen werden entweder selbst direkt konsumiert oder finden als Input Eingang in Marktgüter.
 - *Komponenten der Natur:* Sie stellen damit ökologische „Dinge/Produkte“ oder Qualitäten dar. Ökosystemare Funktionen oder Prozesse fallen nicht darunter.
 - *Nutzen:* Finale Ökosystemleistung stellen immer einen Nutzen dar und tragen somit zur Wohlfahrt bei. Dabei ist zu beachten, dass der Nutzen nicht die ÖSL darstellt, sondern eine Folge daraus ist.
 - *Räumliche Differenzierung:* Finale Ökosystemleistungen weisen ortsabhängige Qualitätsunterschiede auf (geografische Differenzierung von Ökosystemleistungen). Auch der Nutzen für den Menschen ist räumlich differenziert (Nutzerspezifität; wobei der Nutzen meist mit zunehmender räumlicher Distanz abnimmt.)
 - *Erfassung von Flussgrößen:* Grundsätzlich sollen die Leistungen auf einen Zeitraum bezogen und als Bestandsänderung erfasst werden (entsprechend dem BIP). Bestandsgrößen können jedoch stellvertretend für Flussgrößen herangezogen werden, wenn Zweiterte nicht beobachtbar und daher nicht erfassbar sind. Dies gilt, solange sich der Bestand proportional zum Fluss entwickelt.

2.2.3 Erfassung der Ökosystemleistung getrennt nach Aquakulturanlagentyp

- Zuordnung von Ökosystemleistungen zu Anlagentyp** In einem weiteren Vertiefungsschritt wurden die Ökosystemleistungen aus der CICES Überblicksliste den einzelnen Anlagentypen je nach Relevanz zugeordnet:
- Teichanlage, angegeben in ha, mit vorwiegend Hauptproduktionsform Cypriniden (Karpfenartige Fische)
 - Durchflussanlage, angegeben in m³ (wie Fließkanäle, Becken und Käfige) mit Hauptproduktionsform Salmoniden (forellenartige Fische)
 - Kreislaufanlagen, angegeben in Ar mit Fokus auf Fischproduktion.

Für die Anlagentypen Teichanlage und Durchflussanlage, die in der Interaktion mit der natürlichen Umgebung stehen, wurden die potenziellen Ökosystemleistungen erhoben. Die Teichanlagen dienen in Österreich dabei vorwiegend der Erzeugung von Karpfen mit den üblichen Nebenfischen (BMF 2014). Für die Erhebung von potenziellen Ökosystemleistungen von Durchflussanlagen wurden die künstlich errichteten Becken und Fließkanäle betrachtet. Wie in Kapitel 2.1 dargestellt, findet in Österreich die Produktion von Salmoniden nicht nur in künstlich errichteten (betonierten) Becken und Fließkanälen statt, sondern auch in Erdteichen, die ähnlich den Teichanlagen der Karpfenproduktion sind. Diese Erdteichanlagen der Salmonidenproduktion werden im folgenden Inventar nicht extra ausgewiesen, für diese ist das Inventar der potenziellen Ökosystemleistungen der Teichwirtschaft anwendbar.

Auf Basis der Auswahl der für die Aquakultur relevanten Ökosystemleistungen der CICES Klassifizierung wurden je Aquakulturanlagentyp jede mögliche Leistung einer vertiefenden Recherche unterzogen, wobei hier vorrangig die Suchmaschinen Google, Google Scholar und ScienceDirect verwendet wurden. Zusätzlich zur Auflistung der Leistungen wurde auch der Nutzen, den die Leistungen für den Menschen erbringen, ausgewiesen.

**vertiefende
Recherche der
relevanten
Ökosystem-
leistungen**

Die Übersetzung des Ökosystemleistungsüberblicks aus der CICES Klassifizierung ins Deutsche erfolgte angelehnt an die Leistungsbezeichnungen in vorangegangenen Studien des Umweltbundesamtes (2011, 2015) und des BAFU, um eine weitgehend einheitliche Verwendung von Begriffen sicherzustellen.

**Einhaltung
der Einschätzung
von ExpertInnen**

Parallel zur Literaturrecherche wurde auf ExpertInneneinschätzungen für die Einschätzung der Ökosystemleistungen je Anlagentyp zurückgegriffen. Der erste Entwurf eines Inventars potenzieller Ökosystemleistungen und zusätzlicher Leistungen wurde in einem ExpertInnenworkshop am 2. April 2019 diskutiert und überarbeitet. Hierbei zeigte sich deutlich, dass für das Festlegen von Ökosystemleistungen das Wissen aus der Praxis besondere Relevanz hat.

Zur vollständigen Darstellung der Aquakultur in Österreich wurden zudem die zusätzlichen Leistungen von Kreislaufanlagen, die außerhalb der Produktion von Fisch anfallen können, dargestellt.

2.3 Inventar der potenziellen Ökosystemleistungen und zusätzlichen Leistungen

**Potenzielle
Leistungen eines
Anlagentyps**

Das Inventar der potenziellen Ökosystemleistungen von Teichanlagen und Durchflussanlagen sowie der zusätzlichen Leistungen einer Kreislaufanlage stellt innerhalb der betrachteten Systemgrenzen die potenziellen Leistungen (Mengengerüst) dar, die der betrachtete Anlagentyp aufweisen kann. Bei Teichanlagen werden jene Leistungen betrachtet, die aus den Flächen, die innerhalb des Einheitswertes betrachtet werden, hervorgehen. Dabei umfassen die betrachteten Elemente nachhaltig bewirtschaftete Teichflächen, Teichdämme, Röhricht und Schilfflächen und erforderliche Manipulationsflächen. Die Betriebsgebäude sind aus der Betrachtung ausgenommen (BMF 2014).

Die Betrachtung von Durchflussanlagen erfolgt ebenfalls anhand einiger Elemente der Einheitsbewertung für Fließkanäle, Rundbecken und zugehörige Manipulationsflächen. Das Bruthaus, Produktionsflächen und der Produktionsraum sowie das Betriebsgebäude sind von der Betrachtung ausgenommen. Das Hauptmerkmal wird auf die Fließkanäle und Becken gelegt, da Teichflächen, Teichdämme und Gräben im Bereich Teichanlagen betrachtet werden.

Kreislaufanlagen sind unabhängig von natürlichen Wasserquellen. Sie bestehen aus einer Kombination von Becken und Filtersystemen. Das Wasser wird in einer integrierten Wasseraufbereitung gereinigt und Spülwässer (z. B.: aus der mechanischen Reinigung) verlassen als Ablaufwasser die Anlage. Betrachtet werden die zusätzlichen Leistungen der Aquakulturproduktion in einer geschlossenen Haltungseinrichtung an Land mit Rezirkulation des Wassers und erforderlicher permanenter Zufuhr von Energie zur Stabilisierung der Haltungsbedingungen der Aquakulturtiere ohne Hydrokultur, wie sie bei einer Aquaponikanlage zum Einsatz kommt.

Auflistung potenzielle Ökosystemleistungen pro Anlagentyp Die potenziellen Ökosystemleistungen pro Anlagentyp nach dem Stand der Literatur und ExpertInneneinschätzung sowie ihr Beitrag zu einer Nutzenkategorie werden im Folgenden getrennt nach Leistungskategorien aufgelistet (siehe Tabelle 6 – Tabelle 9).

Legende:

	über Literatur und ExpertInneneinschätzung potenziell möglich
	nicht über Literaturnachweise und ExpertInneneinschätzung belegbar

Abbildung 3: Legende zur Darstellung der potenziellen Ökosystemleistungen und zusätzlichen Leistungen.

Tabelle 6: Potenzielle Versorgungsleistungen (Quelle: Umweltbundesamt)

Benennung der Ökosystemleistung / zusätzlichen Leistung	CICES Class	Teichan-lage	Durch-flussan-lage	Kreis-laufanlage	Nutzen	Beschreibung
Versorgungsleistung durch die Bereitstellung von Tieren aus Aquakultur als Lebensmittel	Reared aquatic animals for nutrition, materials or energy	Hauptzweck	Hauptzweck	Hauptzweck	Versorgung mit Nahrungsmittel	Die Leistung umfasst die Produktion von Tieren in der betrachteten Aquakulturanlage. Die Leistung beinhaltet damit den innerhalb der Systemgrenze betrachteten Ertrag aus der Produktion Fischen.
Versorgungsleistung durch die Bereitstellung von auf natürliche Weise ange-siedelten Tieren in der Aquakultur als Lebensmittel	Wild animals (terrestrial and aquatic) for nutrition, materials or energy				Versorgung mit Nahrungsmittel	Die Leistung umfasst die potenzielle Nutzung von Tieren der Aquakulturanlage als Nahrungsmittel, die auf natürliche Weise und damit ohne menschliche Eingriffe eingebracht wurden (KLUPP s.a.).
Versorgungsleistung durch die Bereitstellung von gezüchteten Pflanzen als Nahrungsmittel	Cultivated aquatic plants for nutrition, materials or energy				Versorgung mit Nahrungsmittel	Die Leistung umfasst alle Pflanzen, die in der Aquakulturanlage ge-züchtet, eingesetzt und zudem als Nahrungsmittel verwendet werden
Versorgungsleistung durch die Bereitstellung von auf natürliche Weise einge-brachten Pflanzen als Lebensmittel	Wild plants (terrestrial and aquatic) for nutrition, materials or energy				Versorgung mit Nahrungsmittel	Die Leistung umfasst die auf natürliche Weise und damit ohne menschliche Eingriffe in die Aquakulturanlage eingebrachten Pflanzen, die als Nahrungsmittel verwendet werden.
Versorgungsleistung durch die Nutzung von Produktionsrückständen, Ablaufwasser und Schlamm aus Aquakulturanlagen als Energieleferant	Surface water was used as material (abiotic)				Beitrag an Energiewirt-schaft	Diese Leistung umfasst die Nutzung von Produktionsrückständen, Ablaufwasser und Schlamm aus der Aquakulturanlage als Energielieferant zum Einsatz in der Biogasanlage. Möglich wäre eine Kombination mit Biogaserzeu-gung, z. B. Entsorgung von Schlamm, Ab-wasser, Schlachtabfällen. Zudem könnte auch die Abwär-me, v.a. bei tropischen Fischarten, genutzt wer-den (WEDEKIND 2009). Inwieweit diese Möglicheit in der Praxis ge-nutzt werden kann, wird je-doch eine Frage der Wirtschaftlichkeit sein.
Versorgungsleistung durch die Nutzung von Pflanzen aus Aquakultur als Energielieferant	Wild plants (terrestrial and aquatic) for nutrition, materials or energy				Beitrag an Energiewirt-schaft	Die Leistung umfasst die Nutzung von Pflanzen aus der Aquakulturanlage zur Produktion von Energie (Biogasanlagen) (SUSTAIN AQUA 2009).
Versorgende Leistung durch die Be-reistellung von Biomasse und Schlamm als Dünger	Wild plants (terrestrial and aquatic) for nutrition, materials or energy				Versorgung mit Düngemittel	Die Leistung umfasst die Nutzung der Biomasse und Schlamm zur Ausbringung als Düngemittel auf landwirtschaftlichen Flächen (Hausgarten.net 2004-2019). Wobei eine Ausbringung vorab eine Untersuchung des Schlammes voraussetzt.
Versorgungsleistung durch die Bereitstellung von Biomasse* (z.B.: Schilf) als Dämmmaterial	Wild plants (terrestrial and aquatic) for nutrition, materials or energy				Versorgung mit Dämmmaterial	Diese Leistung umfasst die Nutzung der Biomasse aus einer Aquakulturanlage zur Verwendung als Rohstoff für die weitere Verarbei-tung als Produkt, wie z. B. Dämmmaterial aus Süßschilf des Neu-siedlersees (Informationsbüro und Tourismusverein Weiden am See s.a.).

Versorgungsleistung durch Angebot an nutzbarem Wasser für Bewässerungszwecke	Surface water was used as material (abiotic)		Beitrag zur Bewässerung in Trockenperioden	Diese Leistung umfasst die Nutzung von Wasser zur Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen in Trockenperioden (KIRCHMAIER & GRATZL 2017). Dadurch können Aquakulturanlagen auch zu einer Entlastung des Grundwasserspiegels beitragen (KRAVCÍK ET AL. 2007). Als Beispiel kann hier das Projekt Steirerteich genannt werden, welches Fischproduktion und landwirtschaftliche Bewässerung verknüpft. Potenziell könnte das Wasser aus Kreislaufanlagen nach dem Durchlauf durch den Biofilter auch für Bewässerungszwecke verwendet werden.
Versorgende Leistung durch Angebot an Löschwasser	Surface water was used as material (abiotic)		Beitrag zum Löschwasserpool	Diese Leistung umfasst die Nutzung der Aquakulturanlage zusätzlich als Löschwasserpool. Momentan widerspricht eine Widmung als Löschteich jedoch der Fischhaltung. Für diese Nutzung wäre eine Anpassung der rechtlichen Rahmenbedingungen notwendig. Derzeit wäre nur eine Kas-kademennutzung durch einen nachgelagerten reinen Löschwasserteich oder einer Zwischenlagerung des Spülwassers in Tanks möglich. Im Burgenland besteht für Gemeinden jedoch die Möglichkeit, wenn das öffentliche Trinkwasser-Netz nicht den gesamten Löschwasserbedarf für den Grundschatz zur Verfügung stellen kann, Wasser u.a. aus natürlichen stehenden Gewässern wie Teichen und Seen zu entnehmen. (MITTNECKER 2014).
Versorgungsleistung durch Angebot an Accessoires als Nebenprodukt der Verarbeitung in der Aquakultur	Reared aquatic animals for nutrition, materials or energy		Versorgung mit Accessoires	Diese Leistung umfasst die Herstellung von Accessoires aus den durch die Verarbeitung von Fisch anfallenden Resten, wie z. B. Fischleder aus dem Waldviertel (YUPITAZE s.a.). Bei dieser Leistung muss jedoch beachtet werden, dass die verarbeiteten Tiere bereits in der Versorgungsleistung „Angebot an Tieren aus der Aquakultur als Nahrungsmittel“ beinhaltet sind.

Tabelle 7: Potenzielle regulierende Leistungen

Benennung der Ökosystemleistung/ zusätzlichen Leistung		Teich- anlage	Durchfluss- anlage	Kreislauf- anlage	Nutzen	Beschreibung
Regulierende Leistung durch die lokale Mikroklimaregulation durch die Aquakultur	Regulation of temperature and humidity, including ventilation and transpiration				Wohlbefinden	Die Leistung umfasst das Potenzial der lokalen Klimaregulation durch die Aquakulturanlage. Gerade durch Verdunstung kann ein Teich zur Verbesserung des Kleinklimas beitragen. Die Verdunstungsrate wird bestimmt durch Temperatur und Luftfeuchtigkeit, sowie durch Windexposition. (KNÖSCHE 2016). Ein mäßigender Einfluss auf das lokale Klima kann nachgewiesen werden. In der Nähe von Teichen herrscht damit ein kühleres und feuchteres Kleinklima als in der weiteren Umgebung. Kommen Teiche gehäuft vor, können sie sogar kleinklimatische Temperaturextreme ausgleichen (MATZINGER 2014).
Schutzleistung als Niederschlagsauffang- und Rückhaltebecken	Regulation of the chemical condition of freshwaters by living processes				Beitrag zum Auffangen von Niederschlag und Rückhalt von Wasser	Diese Leistung umfasst das Potenzial einer Aquakulturanlage als Niederschlagsauffang- bzw. als Rückhaltebecken zu dienen (MATZINGER 2014). Es gibt Belege, dass Starkregenereignisse durch Teichlandschaften abgefangen werden können und dadurch Hochwasserereignisse abgepuffert werden können (Seitel und Oberle 2019). Starkregenereignisse werden aufgrund Klimawandel zunehmen, weshalb diese Leistung künftig wichtiger wird
Regulierende Leistung durch das Fungieren als Nährstoffsenke	Regulation of chemical composition of atmosphere and oceans Regulation of temperature and humidity, including ventilation and transpiration				Zurückhalten von Nährstoffen und damit Verhinderung eines zu hohen Nährstoffeintrags in Fließgewässer	Diese Leistung umfasst das Potenzial Nährstoffe aus der Umgebung (z. B. aus der Landwirtschaft) zurückzuhalten. Indem Nährstoffe in pflanzliche bzw. tierische Biomasse umgewandelt werden oder zu Boden sinken, kann verhindert werden, dass zu viele Nährstoffe ins Fließgewässer gelangen (MATZINGER 2014). Die Leistung besteht jedoch nur so lange, als im Zuge beispielsweise des Abfischens, keine weitere erhöhte Nährstoffzufuhr in die Fließgewässer erfolgt (KNÖSCHE 2016, MATZINGER 2014).

Tabelle 8: Potenzielle kulturelle Leistungen

Benennung der Ökosystemleistung/ zusätzlichen Leistung	CICES Class	Teich- anlage	Durchfluss- anlage	Kreislauf- anlage	Nutzen	Indikatorvorschläge
Kulturelle Leistung durch das Erleben von Tieren und Pflanzen und von durch die Aquakulturanlage geprägte Landschaften	Characteristics of living systems that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through active or immersive interactions				Erholung	Diese Leistung umfasst die Möglichkeit des Beobachtens und Erlebens von Tieren und Pflanzen und der Landschaft, die durch die Aquakulturanlage geprägt ist. Die Leistung steht für das passive Erleben der Landschaft geprägt durch Teichanlagen.
Kulturelle Leistung durch die Nutzung von durch Aquakultur geprägten Landschaften zum physischen Erleben	Characteristics of living systems that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through passive or observational interactions				Erholung	Diese Leistung umfasst die Möglichkeit des Beitrags von Aquakulturanlagen zur Erholung und Freizeitgestaltung der Bevölkerung und für Touristen durch das Erleben von Nah- und Fernerholungsräumen (z. B. durch Abfischfeste, die Nutzung als Schwimmteiche etc.). Dabei sind Teiche ideale Plätze für diverse Stadt-/Dorffeste, Kirtage, Freiluftkinos, wie z. B. der Schlossteich Sitzenberg-Reidling (Waldviertel Tourismus Sine anno). Hierbei wird die Nutzung der durch die durch Aquakulturanlagen geprägten Landschaft durch aktives Erleben betrachtet. Grundlegend für den Nutzen dieser Leistung ist die freie Zugänglichkeit und Möglichkeit der Benutzung zu Erholungs- und Freizeitzwecken.
Kulturelle Leistung durch Wissensgewinn und -weitergabe und Bildung	Characteristics of living systems that enable education and training				Weitergabe von Wissen	Diese Leistung umfasst die Bedeutung von Aquakulturanlagen als Ort der Bildung, Weiterbildung und des Trainings sowie von Forschungsaktivitäten. Bedeutung haben Teiche für den wissenschaftlichen Natur- und Artenschutz erlangt. Denn Teiche bieten zahlreichen Tier- und Pflanzenarten Lebens- und Rückzugsraum, was Gegenstand verschiedener Untersuchungen, wie z. B. faunistischen Erhebungen, ist. Eine besondere Bedeutung haben Teiche vor allem in der angewandten Wissenschaft. Ein Beispiel hierfür stellt die praxisorientierte Forschung der Ökologischen Station Waldviertel dar. Teiche bieten ein weites Betätigungsfeld für verschiedene Fachbereiche, auch für die Limnologie (BAUER 2014).
Kulturelle Leistung durch eine ästhetische durch Aquakultur geprägte Landschaft	Characteristics of living systems that enable aesthetic experiences				Wohlbefinden	Die Leistung umfasst das Potenzial von Teichen und Teichlandschaften zu einem ästhetischen Landschaftsbild beizutragen. Dass Teiche in der Landschaft eine wichtige Rolle spielen beweist die aktuelle Diskussion um die Ernennung der Waldviertler Teichlandschaft zum Kulturerbe (Blick ins Land 2019). Landschaft und Identität sind wichtige Faktoren der Raumentwicklung und sollten hierbei immer mehr Berücksichtigung finden. Eine Untersuchung in Glarus Süd, Schweiz, ergab, dass sich die EinwohnerInnen mit der Landschaft „im Kopf“ bestehend aus unberührter Natur- und traditioneller Kulturlandschaft emotional verbunden fühlen. Landschaft erfüllt damit gesellschaftliche Leistungen. Diese Leistung umfasst daher den Beitrag, den traditionelle Aquakulturanlagen zur Identifikation der Bevölkerung mit der Kulturlandschaft leisten (MEIER ET AL. 2010).

Tabelle 9: Potenzielle Biodiversitätsleistungen von Teichanlagen

Benennung der Ökosystemleistung/ zusätzlichen Leistung	CICES Class	Teich- anlage	Durchfluss anlage	Kreislauf- anlage	Nutzen	Indikatorvorschläge
Existenz natürlicher Vielfalt auf der Ebene der Arten, Ökosysteme und Landschaft	Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection				Existenz- und Vermächtniswert, Beitrag an Land- und Forstwirtschaft/Nahrungsmittelindustrie	<p>Die Leistung umfasst den potenziellen Wert, den Teichanlagen durch das reiche, auf natürliche Weise eingebrachte, Biodiversitätsangebot zur Verfügung stellen.</p> <p>Karpfenteichwirtschaften tragen zu einer Vergrößerung der Artenzahl in der Kulturlandschaft bei. Eine Reihe von Vogelarten ist in der Vergangenheit durch die Teichwirtschaft in ihrer Arealausweitung in Mitteleuropa gefördert worden. Als Beispiel für die Bedeutung der Teiche für Insekten seien die Libellen genannt, von denen bisher 58 Arten an den Waldviertler Teichen nachgewiesen werden konnten. Aber auch Reptilien und Amphibien können von den Teichen profitieren. So wie für andere Teichgebiete Europas gilt auch für die Teiche des Waldviertels, dass sie eine Funktion als Trittsteinökosysteme haben, die Arten eine weitere Verbreitung ermöglichen (VÖLKL 2007).</p> <p>Bewirtschaftete Teiche können auch einen Lebensraum für bedrohte Fischarten darstellen, wie z. B. für Bitterlinge, Gründlinge, Moderlieschen und Schlammpfeitzger. (KNÖSCHE 2016). Durch das regelmäßige Abfischen und den Neu- bzw. Nachbesatz der Teiche können sich nur schwierig Wildbestände von Fischen entwickeln. Fischarten, die zusätzlich zu den eingesetzten Fischen vorkommen, werden z. B.: durch Vögel oder Zuflüsse in die Teiche gebracht. (MATZINGER 2014).</p> <p>Die Bedeutung der Teichbewirtschaftung für die Libellen, Wasservögel und Amphibien konnte in Bayern nachgewiesen werden. Durch die Teichbewirtschaftung und das regelmäßige Abfischen der Teiche mit wiederkehrendem Trockenfallen und Fluten von Flächen entstehen Pionierstandorte, die gewissen, oftmals seltenen Tier- und Pflanzenarten Lebensraum bieten. Diese Pionierstandorte können als Ersatzlebensraum dienen und sind vergleichbar mit den ökologisch wertvollen Flussauen (SEITEL & OBERLE 2019).</p> <p>Auch Durchflussanlagen können potenziell neben der Fischproduktion einen Beitrag leisten, da weitere Tierarten von einer Durchflussanlage leben können. Für die Bereitstellung dieser Leistung muss jedoch die Zugänglichkeit für die Tierarten gegeben sein. Inwieweit diese Leistung gegeben ist, erlaubt jedoch erst eine Messung über Indikatoren.</p>
Biodiversitätsleistung durch den Erhalt des genetischen Reservoirs von seltenen und gefährdeten Arten	Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection				Beitrag zum Existenzwert	<p>Die Leistung umfasst den Beitrag, den die Teichanlage durch Erhalt und Zucht von seltenen und gefährdeten Tier- und Pflanzenarten an deren Existenzsicherung hat (im Sinne der Aufrechterhaltung eines genetischen Reservoirs).</p>

Das Inventar an potenziellen Ökosystemleistungen und auch an zusätzlichen Leistungen ist sehr umfangreich. Inwieweit die potenziellen Leistungen durch Österreichs Aquakulturanlagen gegeben sind, erlaubt erst eine Messung über passende Indikatoren (siehe Kapitel 2.5).

Die Tabelle 6 bis Tabelle 9 zeigen, dass besonders Teichanlagen, also Teiche der Karpfen- oder Forellenproduktion viele verschiedene potenzielle Ökosystemleistungen aufweisen können. Auch wird sichtbar, dass besonders die Teichwirtschaft öffentliche Güter, die nicht über den Markt entlohnt werden, wie z. B. die regulierenden Leistungen, einzelne kulturelle Leistungen und Biodiversitätsleistungen, zur Verfügung stellt.

Öffentliche Güter

Öffentliche Güter sind dadurch gekennzeichnet, dass sie bei ihrer Nutzung andere nicht in ihren Nutzungsmöglichkeiten einschränken und gleichzeitig niemand von ihrer Nutzung ausgeschlossen werden kann, z. B. kann niemand von der kulturellen Leistung der Landschaftsästhetik ausgeschlossen werden und es wird niemand in der Wahrnehmung behindert, auch wenn jemand anderer die Landschaft wahrnimmt. Die Bereitstellung und Erhaltung dieser Ökosystemleistungen stellt in der Regel nicht das primäre Ziel der BetreiberInnen dar, sie entstehen aber im Zuge der Aquakulturproduktion. Sollen diese Leistungen unterstützt werden, sind staatliche Eingriffe erforderlich. Dies können finanzielle Anreize sein, wie sie z. B. im Rahmen des österreichischen ÖPUL gewährt werden, oder staatliche Auflagen (KANTELHARDT & HÜBNER 2010).

Im Gegensatz zu Teichanlagen ist der Umfang an potenziellen Ökosystemleistungen von Durchflussanlagen kleiner. Wie bereits bei den potenziellen Leistungen von Teichanlagen beschrieben, handelt es sich bei verschiedenen potenziellen Leistungen, wie der lokalen Klimaregulation, dem Beitrag zum durch aquakulturgeprägten Landschaftsbild und dem möglichen Beitrag zur Biodiversitätsleistung um öffentliche Güter, von denen die Allgemeinheit profitiert und die ergänzend zur Produktion von Fisch entstehen können.

Kreislaufanlagen als geschlossene Systeme können abhängig von der Betriebsweise zusätzliche Leistungen bereitstellen. Beispielsweise kann eine mehrmalige oder zusätzliche Verwendung von Wasser/Spül- und Ablaufwasser ressourcensparend sein. Zusätzlich bieten Kreislaufanlagen in Form von Führungen, Schulungen etc. einen optimalen Beitrag zur Weitergabe von Wissen. Ein Beitrag zur Biodiversitätsleistung kann jedoch nur erfolgen, wenn in Kreislaufanlagen gezielt über die Haltung gefährdeter Arten damit auch der Genpool erhalten werden kann (wie z. B. die Störaufzuchtstation an der Donauinsel in Wien).

aus dem Inventar entfernte Leistungen

Folgende Leistungen, die im ExpertInnenworkshop als potenzielle Ökosystemleistungen von Teichanlagen präsentiert wurden, wurden aus dem Inventar genommen.

Nutzung von Teichanlagen zur Stromerzeugung: Im Rahmen des ExpertInnenworkshops wurde festgestellt, dass die Nutzung von großen Teichen neben der Fischproduktion zur Gewinnung von elektrischem Strom (MATZINGER 2014) derzeit keine Relevanz hat. Geschichtlich war die Stromproduktion gekoppelt mit dem Einsatz von Mühlen, die nicht mehr verwendet werden.

Auch die potenzielle versorgende Leistung durch den Beitrag von Teichanlagen zur Grundwasserneubildung wurde aus dem Inventar genommen, auch wenn es in einer Teichanlage zu einer gewissen Versickerung kommen kann. Ein großer Beitrag auf das Grundwasser konnte bisher laut Literaturrecherche jedoch nicht nachgewiesen werden. Bei Fischzuchtbecken von Durchflussanlagen, die keine

Abdichtung durch technische Mittel (Betonbecken, Folienabdichtung, Lehmschlag etc.) haben, ist, um den Schutz des Grundwassers zu gewährleisten, durch ein geohydrologisches Gutachten nachzuweisen, dass es zu keiner Versickerung von Wasser ins Grundwasser kommen kann (BUCHART 2012).

Aus Sicht des vorsorgenden Grundwasserschutzes ist die Nachnutzung eines Baggersees als Landschaftsteich ohne anthropogene Einflüsse wie z. B. Fischerei oder Badebetrieb eindeutig zu präferieren (MÜLLECKER 2013). Zudem wird Grundwasser unter anderem zur Speisung von Aquakulturanlagen allgemein verwendet, was sich negativ auf die Grundwassermenge auswirkt. Eine positive Leistung ausgehend von Aquakulturanlagen auf das Grundwasser konnte aus ExpertInnensicht derzeit nicht bestätigt werden. Es herrscht jedoch noch weiterer Forschungsbedarf, ob sich ein nachhaltig bewirtschafteter Teich aus Sicht des Grundwasserschutzes wie ein Landschaftsteich ohne anthropogene Einflüsse verhält.

2.4 Überblick über den Einfluss von Aquakulturen auf die Gewässerökologie

Mit dem Ansatz der Ökosystemleistungen werden jene externen Leistungen betrachtet, die durch Aquakulturanlagen neben der Produktion von Fisch entstehen können und auch einen Beitrag zur Wohlfahrt liefern können. Aquakulturproduktion kann allgemein jedoch auch negative Effekte aufweisen.

mögliche negative Effekte von Aquakulturen

Aquakulturen stellen abhängig von den verschiedenen Aquakulturtypen, der Nutzung von Naturteichen oder von künstlichen Teichen sowie der Art der Bewirtschaftung der Anlagen eine Vielzahl von potenziellen Ökosystemleistungen zur Verfügung. Nichtdestotrotz stellt die Aquakultur ein Produktionssystem dar, dass sich zwischen einem sozialen und ökologischen System positioniert, sowie Platz und Ressourcen beansprucht, die einen negativen Effekt auf die Umwelt haben können (FROEHLICH et al. 2018, POORE & NEMECEK 2018).

Ökosystem-leistungen beeinflussen sich gegenseitig

In vielen Fällen kommt es zu einer gegenseitigen Beeinflussung unterschiedlicher Ökosystemfunktionen oder sogar innerhalb derselben Funktion. So kann einerseits bei der Anlage künstlicher Teiche (z. B. im Mittelalter) zwar ein Kulturräum mit hohem natürlichem und kulturellem Nutzen geschaffen worden sein, andererseits wurde dafür möglicherweise ein Feuchtgebiet oder eine Feuchtwiese geopfert. Die Teiche sind heute Teil einer Kulturlandschaft und Ausdruck einer landwirtschaftlichen Bewirtschaftung. Da häufig weder Informationen darüber vorliegen, wie wertvoll das ursprüngliche Gebiet im Sinne des Naturkapitals war, noch, wie sich dieser Raum ohne die Umwandlung in eine Teichanlage entwickelt hätte, ist eine klare Aussage zu einer Ökosystemfunktion bezüglich des Naturraumes oft kaum möglich. In vielen Fällen ist damit zu rechnen, dass an ihrer Stelle eine andere landwirtschaftliche Bewirtschaftung, wie beispielsweise eine Ackerfläche oder eine forstwirtschaftliche Bewirtschaftung mit Waldflächen etabliert worden wäre. In diesen Fällen z. B. bildet sich bei Teichanlagen z. B. im Fall der Ökosystemleistung „Biodiversität“, in Bezug auf Insekten eine positive Biodiversitätsleistung aus.

Eine genaue Abgrenzung von positiven und negativen Effekten von Aquakulturen erscheint daher nur bei einer detaillierten Einzelbetrachtung der Entstehungsgeschichte und des Betriebes möglich.

Überbegriffe potenzieller negativer ökologischer Auswirkungen	Nichtsdestotrotz gibt es eine Vielzahl potenzieller negativer ökologischer Auswirkungen von Aquakulturen. Diese lassen sich unter folgenden Überbegriffen zusammenfassen: <ul style="list-style-type: none">● Stoffliche Belastungen● Hygienische Belastungen● Auswirkungen auf Wildpopulationen● Nutzung von natürlichen Ressourcen
--	---

2.4.1 Stoffliche Belastungen

Belastungen kaum zu vermeiden Stoffliche Belastungen in der herkömmlichen Aquakultur sind kaum zu vermeiden. Die Stoffliche Belastung ist abhängig von der Bewirtschaftungsintensität, welche in Österreich hauptsächlich extensiv ist. Während es bei Durchflussanlagen zu einer permanenten Belastung des unterliegenden Gewässers durch das genutzte und mit Stoffen angereicherte, wieder eingespeiste Wasser kommt, können Teichanlagen insbesondere bei der Abfischung zu Belastungen der unterliegenden Gewässer führen. Diese fällt jedoch nur zeitlich begrenzt aus und ist nicht ausschließlich auf die Bewirtschaftung zurückzuführen, sondern spiegelt auch mögliche Einträge aus dem oberhalb gelegenen Einzugsgebiet wieder. Zudem konnten die Stoffausträge durch strengere gesetzliche Vorgaben in den letzten zwanzig Jahren weiter reduziert werden.

In der Gesamtbilanz zeigen extensive Haltungen jedoch häufig eine positive Nährstoffbilanz, da es über die Jahre auch zu Nährstoffrückhalten zwischen Einnahmen und Ausgaben kommt. Intensivierte Karpfenhaltungen mit intensiver Zufütterung hingegen weisen eine negative Nährstoffbilanz auf. Selbst bei Kreislaufanlagen mit ausgeklügelten Filtersystemen fallen stofflich angereicherte Rückstände (Schlämme) an, die in der Folge weiterbehandelt werden müssen, hierzu laufen Untersuchungen am Bundesamt für Wasserwirtschaft.

organische Verbindungen, Stickstoff und Phosphor Wesentliche Belastungen in Form von organischen Verbindungen sowie den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor (in unterschiedlichen Fraktionen) gelangen vorwiegend über die Ausscheidungen der Tiere in die Sedimente und das Freiwasser. Neben den Ausscheidungen bilden nicht verwertete Futtermittel eine Quelle für oben genannte Stoffe. Während es in der Karpfenhaltung – wenn überhaupt – nur periodisch (Mai bis September) und nach Bedarf zur Zufütterung von pflanzlichen Substanzen in den Teichen kommt, wird der Nahrungsbedarf der Salmoniden in den Durchflussanlagen fast ausschließlich durch permanente Fütterung gedeckt.

Nährstoffbelastung durch Salmonidenproduktion Die aus der Salmonidenproduktion resultierende Höhe der Nährstoffbelastung ist von einer Vielzahl an Faktoren abhängig. Dazu gehört die Art und Menge des Futters, Futterquotienten, Futterverluste, Fischgröße und technologische Abwascherbehandlung. Grundsätzlich fallen in Abhängigkeit von Futterart, -verarbeitung und -zusammensetzung Futterverluste zwischen 2–10 % an (SCHULZ & RENNERT 2003). Die ausgetragenen Nährstoffe fallen in gelöster Form, oder partikulär mit dem Kot und den Futterresten an. Bei Salmoniden wird etwa 67 % der Gesamtstickstoffexkretion als Ammoniumstickstoff, vornehmlich über die Kiemen und 10 % als Harnstoffstickstoff über den Urin ausgeschieden (FIVELSTADT et al. 1990). Dementsprechend wurde im Ablauf 68 %–93 % des Gesamtstickstoffs (TN) als gelöster und der verbleibende Stickstoff in Feststoffen gebunden ausgewiesen (BERGHEIM et al. 1993). Bilanzierungen von ACKEFORS und ENELL (1990)

bestätigen diese Ergebnisse. Sie kommen auf einen gelösten Anteil der emittierten Stickstoffverbindungen von 78 %. Dagegen liegen die Phosphorverbindung aus Aquakulturen zur Salmonidenaufzucht meist in partikulärer Form vor. Hier geht man davon aus, dass etwa 75 % der im Ablauf befindlichen Phosphorverbindungen in den Feststoffen und lediglich 25 % in gelöster Form – als Orthophosphat – emittiert werden. Beim BSB₅ variieren die Aussagen in der Literatur bezüglich der partikulären Anteile stark. Dieser wird zwischen 30 % und 64 % angegeben (ZIEMANN 1988 und BUTZ & VENS-CAPELL 1981). Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass sich der BSB₅-Gehalt von Forellenkot nach einstündiger Verweildauer im Wasser bereits um 36 % verringert (BUTZ & VENS-CAPELL 1981), was das große Potenzial der Ausscheidungen für die Sauerstoffzehrung verdeutlicht.

Nach EINEN et al. (1995) können die gelösten oder partikulär emittierten Nährstoffmengen über folgenden, einfachen Ansatz bilanziert werden:

- Nährstoffmenge Stickstoff, Phosphor (N, P) = Fischzuwachs (kg)* Futterquotient (FQ)*Nährstoffgehalt Futter (kg/kg Futter)-Nährstoffgehalt (N,P) im Fisch (kg/kg Fisch)

Erhöhte Fettzugaben im Futtermittel bei gleichzeitiger Reduzierung des Protein gehaltes führen bei Forellen (und Karpfen) zu einer deutlichen Verbesserung der Proteinverwertung und verringelter Nährstoffausscheidung (SCHULZ & RENNERT 2003). Der Einsatz solcher extrudierten Hochenergiefuttermittel bedingt eine deutliche Reduktion des Futterquotienten und konnte im Vergleich zu pelletierten Futtermitteln die ausgetragenen Stickstoffverbindungen um 53 % reduzieren (RENNERT 1994). Darüber hinaus konnte durch den vermindernden Einsatz von phosphorangereichertem Fischmehl der Phosphorgehalt von ursprünglich 2 % auf 0,8–1,2 % verringert werden. Dies führte zu einer Reduktion der Phospho remissionen um ca. 42 % (RENNERT 1994).

Nichtsdestotrotz führen Forellenproduktionseinrichtungen zu Belastungen der Vorfluter. Die Nährstoffemissionen sind dabei jedoch nicht konstant, sondern zeigen eine durch das Futter- und Betriebsmanagement bestimmte Belastungsschwankung auf. Neben den fütterungsbedingten Nährstoff- und BSB₅-Schwankungen kann es auch zur Entstehung von angereicherten Schlämmen kommen, die sich zunächst vornehmlich in extra eingerichteten Strömungsträumen am Rinnenabfluss ablagern und im Falle von fehlender Abwasserbehandlung durch Spülungen mit dem sogenannten „Rinnenspülwasser“ in den Unterlieger gelangen können. Letztere werden in österreichischen Anlagen durch gesetzliche Vorgaben minimiert. Für Durchflussanlagen werden Emissionsbegrenzungen gemäß § 1 Abs. 3 für Einleitungen in ein Fließgewässer schlagend. Für absetzbare Stoffe beläuft sich der verordnete Wirkungsgrad der Entfernung auf größer als 90 %. Der Wirkungsgrad der Entfernung bezieht sich dabei auf die der Abwasserreinigungsanlage zufließende Fracht an Abwasserinhaltsstoffen und auf die entsprechende nach der rechnerischen Aufenthaltszeit des Abwassers aus der Abwasserreinigungsanlage abfließende Fracht an Inhaltsstoffen.

Bei Teichanlagen wird, wie bereits erwähnt, zwischen extensiven Karpfenzuchten <1.500 kg/ha und intensivierten Aufzuchten >1.500 kg/ha unterschieden. Kommt es in extensiven Betrieben zu einem Rückhalt, der sich in einem Delta zwischen Einlassfracht und Auslassfracht äußert und der im Fall von Phosphor auf Sedimentationsprozesse und im Fall von Stickstoff auf Denitrifikationspro

Bilanzierung der Nährstoffmengen

Entstehung von angereicherten Schlämmen

Nährstoffbelastung durch Karpfenzuchten

zesse zurückzuführen ist, zeigen intensivierte Teichhaltungen mit Futtermittelzugeben erhöhte Stoffausträge. Diese werden im Wesentlichen durch die Höhe der Futtermittelzugabe bestimmt. In der Studie „Untersuchung der Wasser-, Futter- und Fischqualität in Freigewässern und Aquakulturen des NÖ Alpenvorlandes“ wurden in fünf Bächen in der oberen Forellenregion (Flußordnungszahl 2 bis 4) Auswirkungen von Fischzuchtanlagen der Intensitätsstufe I der AEV (Verordnung über die Emissionen aus Fischzuchtanlagen) auf den ökologischen Zustand gem. EU-Wasserrahmenrichtlinie untersucht. In diesen Systemen wurde kein wissenschaftlich belegter Befund für einen negativen Einfluss der Aquakulturen auf die Fischqualität in den Vorflutern ermittelt (Kainz, 2011).

Direkte Folgen für die aquatische Umwelt durch Emissionen organischer Verbindungen und Nährstoffemissionen sind Zehrungsprozesse von Sauerstoff und die Eutrophierung von unterliegenden Gewässern oder Gewässerabschnitten. Sind die gelösten Anteile z. B. in Form von Orthophosphat direkt für Pflanzen verfügbar, können die partikulären Anteile großteils durch biogeochemische Prozesse mobilisiert werden. Zudem kann es zu Belastungen des Grundwassers über die Infiltration aus Oberflächengewässern kommen.

negative Einflüsse verringern	Möglichkeiten, die Einflüsse von Nährstoffen und Schmutzstoffen auf die unterliegenden aquatischen Systeme weiter zu verringern, sind integrierte Aquakulturen und die Aquaponik-Technik.
integrierte Aquakulturen	Bei integrierten Aquakulturen werden mehrere verschiedene Arten wie Fische, Garnelen, Muscheln und Algen zusammengehalten. Ziel ist es, das eingesetzte Futter optimal auszunutzen. Dabei dient der Fischkot als Nahrung für die anderen Organismen. So wird Futter eingespart und gleichzeitig lassen sich weitere Produkte verkaufen oder wiederum als Fischfutter nutzen. Da jedoch alle Lebewesen mit ihren unterschiedlichen Bedürfnissen und Lebenszyklen aufeinander abgestimmt werden müssen, ist die Umsetzung komplex.
Aquaponik-Technik	Bei der Aquaponik-Technik dagegen werden Fischhaltung und Gemüseanbau kombiniert. Das nährstoffreiche Abwasser aus den Fischtanks dient als Dünger für die Gemüsepflanzen. Ihre Wurzeln nehmen die Nährstoffe aus dem Wasser auf und reinigen es dadurch. Danach kann es wieder zu den Fischen geleitet werden. Beide Techniken sind jedoch nur dann nachhaltig, wenn dabei die Besatzdichten den Bedürfnissen der gehaltenen Arten entsprechen und für das Futter kein Wildfisch verwendet wird. Zudem muss der Einsatz anderer Mittel weitgehend verhindert werden. Moderne Kreislaufanlagen funktionieren prinzipiell wie ein Aquarium. Das Wasser wird in verschiedenen Filterstufen aufwendig gereinigt und erneut in die Becken eingeleitet. Das spart Wasser und Energie und sorgt dafür, dass die Umwelt kaum belastet wird, da nur noch ein kleiner Anteil des Wassers ausgewechselt werden muss. Da diese Anlagen investitionsintensiv sind, spielen sie in der Aquakultur bisher eine untergeordnete Rolle. Dies könnte sich jedoch bei einer Kombination aus Fischzucht mit Gemüseanbau in Gewächshäusern, der Aquaponik-Technik, künftig ändern (https://www.bund.net/fileadmin/user_upload/bund/publikationen/meere/131204_bund_meeresschutz_aquakultur_faltblatt.pdf)

Exkurs Futtermittel

Das Fischfutter für beliebte karnivore Speisefische besteht u. a. aus Fischmehl und -öl, wobei die genannten Anteile in Österreich abnehmen und auch vielfach bei der Herstellung von Fischmehl Schlachtabfälle verwendet werden; dennoch handelt es sich bei den genannten Produkten um Futtermittel für die unter anderem auch Wildfische gefangen werden können. Durchführungsvorschriften für die Produktion von Tieren und Meeresalgen in ökologischer/biologischer Aquakultur auf europäischer Ebene sind in der VERORDNUNG (EG) Nr. 710/2009 DER KOMMISSION geregelt. Auf der Internetseite vom Bund für Umwelt- und Naturschutz Deutschland – BUN e.V. findet sich folgendes Zitat, die die globale Problematik aufzeigt: „Dafür werden ganze Schwärme sogenannter „Industriefische“ wie Hering, Anchovis, Sardellen und Sandaale abgefischt. Doch inzwischen reichen die Bestände der „Industriefische“ nicht mehr aus, um den steigenden Bedarf an Fischmehl und -öl zu decken. Deshalb wird immer mehr Fischmehl durch Pflanzenproteine, beispielsweise aus Soja oder Raps, ersetzt. Diese jedoch stammen oft aus Monokulturen, die durch den Einsatz von Pestiziden und häufig auch durch Gentechnik ebenfalls negative Auswirkungen auf die Umwelt haben.“

<https://www.bund.net/meere/belastungen/fischerei/aquakultur/>

**Fischmehl und -öl;
immer öfter aus
Pflanzenproteinen**

2.4.2 Hygienische Belastungen

Durch eine erhöhte Exkretion und den Rückstand von Nahrungsresten kann es in intensiven Fischzuchten zu einem erhöhten Austrag von Keimen und Krankheitserregern kommen. So können sich zum einen die hygienischen Bedingungen in den unterliegenden aquatischen Systemen durch die Einträge aus Aquakulturen verschlechtern (Belastungen mit E. Coli, Enterokokken etc.), zum anderen können Krankheitserreger und Parasiten in den Wildbestand eingetragen werden. PEELER et al. (2011) weisen darauf hin, dass Krankheitsübertragungen zwischen Wildtierpopulationen und Zuchttieren aus Aquakulturen nachgewiesen werden konnten. Die meisten neuen Krankheiten, die europäische Bestände heimsuchen, wurden durch nicht-native Aquakulturrarten verbreitet. Ein Beispiel dafür ist der Parasit *Anguillicoloides crassus*, der durch asiatische Aale aus Japan nach Deutschland gelangte und mittlerweile den europäischen Wildbestand in vielen Ländern befallen hat.

Darüber hinaus stellen Aquakulturen ein hohes Potenzial für die bereits ange- sprochene Verbreitung von multiresistenten Keimen dar.

**Keime und
Krankheitserreger**

Exkurs AEV Aquakultur

In der österreichischen Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AEV Aquakultur) werden für wässrige Emissionen aus Aquakulturanlagen Emissionsbegrenzungen verordnet. Dies wird entsprechend des Aquakulturtyps (§ 1 Abs. 2) für Kreislaufanlagen, (§ 1 Abs. 3) für Durchflussanlagen und (§ 1 Abs. 4) für Teichanlagen durchgeführt.

Dabei werden für alle Aquakulturtypen Emissionen zu stofflichen Parametern begrenzt. Diese umfassen Gesamt-Stickstoff, Gesamt-Phosphor, BSB5 und CSB. Für Kreislaufanlagen und Durchflussanlagen wird ein produktionsspezifischer Emissionswert in g/(t*d) verordnet. Für Teichanlagen wird ein Wirkungsgrad vorgeschrieben.

**multiresistente
Keime**

**Emissions-
obergrenzen**

toxische Parameter	Für Kreislaufanlagen und Durchflussanlagen werden über die Regelung der stofflichen Parameter hinaus auch toxische Parameter wie Toxizität (kommt nur zur Anwendung in Fall der Bekämpfung von Seuchen), Algrentoxizität, Bakterientoxizität und Daphnientoxizität erhoben.
---------------------------	---

2.4.3 Auswirkungen auf Wildpopulationen

Flucht von Tieren aus Aquakulturen Weitere, bisher nicht genannte Auswirkungen auf Wildpopulationen kann die Flucht von Tieren aus Aquakulturen haben. Zum einen können die Wildbestände durch invasive Arten bedroht werden, zum anderen kann der genetische Code von Wildbeständen durch Mischung mit Aquakultur Beständen verändert werden, was im dramatischsten Fall zu einem Verlust der Wildtierart führen kann. Darüber hinaus kann eine abnehmende Reproduktionsfähigkeit verursacht werden. Das EU-Projekt GENIMPACT schlägt vor, Fische aus Aquakulturfarmen zu sterilisieren, oder ihre Fertilität zu verringern, um den Einfluss auf Wildpopulationen zu reduzieren (EC 2015a).

Einen weiteren indirekten Einfluss auf Wildtierbestände hat die bereits angesprochene intensive Nutzung von Wildtierbeständen zur Futtermittelproduktion von Aquakulturen.

2.4.4 Nutzung von natürlichen Ressourcen

Eingriff in Naturraum Aquakulturen haben einen Einfluss auf die Ressource Natur. Zudem wird die Ressource Wasser genutzt und belastet. Sind hier extensiv bewirtschaftete Fischteiche kaum relevant, können die Aufwendungen und Belastungen bei Durchlaufanlagen größer sein, sind aber in der österreichischen Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AEV Aquakultur) für wässrige Emissionen aus Aquakulturanlagen klar geregelt und werden regelmäßig überwacht. Bauliche Maßnahmen wie Beckenabgrenzungen, Pumpen oder Futterdosierungsanlagen stellen ebenso eine Veränderung der Umwelt dar und können energieintensiv sein.

2.5 Indikatoren – Messbarkeit der Ökosystemleistungen der Aquakulturanlagen (Operationalisierung)

Aufnahme in volkswirtschaftliche Berichterstattung Mit Hilfe von Indikatoren kann der Beitrag von Ökosystemen zur nationalen Wohlfahrt in die volkswirtschaftliche Berichterstattung aufgenommen werden. Der Ausgangspunkt der Formulierung einer finalen Ökosystemleistung ist immer die durch den Menschen genutzte Menge eines Produkts oder einer Leistung der Natur (BOYD & BANZHAF 2007).

Quantifizierung der Indikatoren Im Inventar, das im Zuge dieser Studie erstellt wurde, sind sämtliche finale Ökosystemleistungen erfasst, für die ein Anhaltspunkt im Zuge der Recherchen gefunden werden konnte. Ziel ist die bereitgestellten Ökosystemleistungen durch entsprechende Indikatoren zu quantifizieren. In einem ersten Schritt werden die einzelnen finalen Leistungen zunächst spezifiziert (siehe Kapitel 2.3) und in einem zweiten Schritt durch die Operationalisierungzählbar gemacht.

Die Wahl des Indikators spielt eine entscheidende Rolle bei der Erfassung finaler Ökosystemleistungen. Der Indikator muss die Quantifizierung der vom Menschen genutzten Menge eines Produkts oder einer Leistung ermöglichen. Er muss so formuliert sein, dass eine Zunahme (Abnahme) der Leistungen zu einer Zunahme (Abnahme) des Nutzens für die Bevölkerung führt und damit auch positiv zur Wohlfahrt beiträgt (STAUB & OTT 2010). Dabei sollen die Indikatoren eindeutig interpretierbar sein und dem Grundsatz „mehr ist besser“ folgen, was besagt, dass ein höherer Indikatorwert eine höhere Leistung und damit auch eine höhere Wohlfahrt anzeigt.

Wahl des Indikators entscheidend

Grundsätzlich kann nur dann von einer Ökosystemleistung gesprochen werden, wenn es auch eine Nutzung durch den Menschen gibt, z. B. hat eine Teichanlage nur einen Erholungswert durch aktives Erleben (Baden, Bootfahren, Spazieren etc.) der Teichanlage, wenn diese auch zugänglich ist und die Aktivitäten nicht untersagt sind.

Sammlung möglicher Indikatoren

Im Rahmen der Pilotstudie erfolgte eine Sammlung möglicher Indikatoren zur Beschreibung einzelner Ökosystemleistungen und zusätzlicher Leistungen. Die zuvor dargestellten potenziellen Ökosystemleistungen sowie zusätzlichen Leistungen sollen dabei – wenn möglich – durch Indikatoren beschreibbar gemacht werden, um sie erheben und quantifizieren zu können.

Dafür wurden, wenn vorhanden passende Indikatoren, wie beispielsweise für die versorgenden Leistungen, aus der Literatur entnommen oder aus vorangegangenen Studien zu Ökosystemleistungen abgeleitet. Dabei können verschiedene Indikatoren zutreffen, um eine Leistung zu beschreiben und zu messen. Dargestellt (Tabelle 10 bis Tabelle 13) werden daher die zu diesem Zeitpunkt erhobenen Indikatorvorschläge.

Doch wie die regulierenden Leistungen, kulturellen Leistungen und Biodiversitätsleistungen zeigen, erfordern diese Ökosystemleistungen und zusätzliche Leistungen die Erstellung eines Modells, das die Beschreibung dieser Leistungen erlaubt. Als konkretes Beispiel soll die klimaregulierende Wirkung einer Teichanlage genannt werden. Diese klimaregulierende Wirkung ergibt sich aus verschiedenen Faktoren, die zusammen spielen müssen, um die Leistung zur Verfügung zu stellen. Um die zusammenhängenden Faktoren in ihrer Abhängigkeit voneinander darstellen zu können, ist eine Modellrechnung erforderlich. In diesem konkreten Fall gibt es derzeit noch kein publiziertes Modell, auf das zurückgegriffen werden könnte. Hier ist weiterer Forschungsbedarf erforderlich, der aber nicht im Rahmen der vorliegenden Pilotstudie geleistet werden kann.

Die Indikatoren zur Beschreibung von kulturellen Leistungen wiederum greifen auf Beobachtungen (z. B. im Rahmen der Erholungsleistung „Anzahl der nutzenden Gäste“) oder auch auf individuellen Wahrnehmung zurück (z. B. Erhebung der Einschätzung der durch aquakulturgeprägten Landschaftsästhetik mittels Befragungen der Bevölkerung).

Die Relevanz von Teichanlagen für die Biodiversität kann über die Lage von Naturschutzgebieten abgeschätzt werden. Die Höhe der Leistung kann dabei über Kartierungen und Zählungen abgeschätzt werden.

Tabelle 10 bis Tabelle 13 zeigen auch den möglichen Nutzen, den eine Ökosystemleistung beitragen kann. Der Indikator soll die Messung der Nutzung selbst ermöglichen. Die Nutzung leistet einen Beitrag zum Nutzen, ist aber in vielen Fällen nur ein Faktor aus denen sich der Nutzen ergibt (z. B. trägt die Produktion

von Fisch zum Nutzen der Bereitstellung von Nahrungsmitteln bei, die Bereitstellung von Nahrungsmitteln beruht jedoch nicht zur Gänze auf der Produktion von Fisch).

Tabelle 10: Mögliche Indikatoren für die Beschreibung von versorgenden Ökosystemleistungen und zusätzlichen Leistungen von Anlagentypen.

Benennung der Ökosystemleistung/zusätzlichen Leistung	CICES Class	Nutzen	Indikatorvorschlag
Versorgungsleistung durch das Angebot an Tieren aus Aquakultur als Lebensmittel	Reared aquatic animals for nutrition, materials or energy	Versorgung mit Nahrungsmitteln	I1: Produktion von Speisefisch [kg/a]
Versorgungsleistung durch das Angebot an auf natürliche Weise angesiedelten Tieren in der Aquakultur als Lebensmittel	Wild animals (terrestrial and aquatic) for nutrition, materials or energy	Versorgung mit Nahrungsmitteln	I1: Angebot an natürlich eingebrachten Tieren, die zur Nutzung als Nahrungsmittel verkauft werden [kg/a]
Versorgungsleistung durch das Angebot an gezüchteten Pflanzen als Nahrungsmittel	Cultivated aquatic plants for nutrition, materials or energy	Versorgung mit Nahrungsmitteln	I1: Angebot an gezüchteten Pflanzen, die als Lebensmittel verwendet werden [kg/a]
Versorgungsleistung durch das Angebot an auf natürliche Weise eingebrachten Pflanzen als Lebensmittel	Wild plants (terrestrial and aquatic) for nutrition, materials or energy	Versorgung mit Nahrungsmitteln	I1: Angebot an natürlich eingebrachten Pflanzen, die als Lebensmittel verwendet werden [kg/a]
Versorgungsleistung durch die Nutzung von Produktionsrückständen, Ablaufwasser und Schlamm aus Aquakulturanlagen als Energielieferant	Surface water was used as material (abiotic)	Beitrag zur Energiewirtschaft	I1: Menge an Produktionsrückständen, Ablaufwasser und Schlamm, die für einen Beitrag zur Energiewirtschaft eingesetzt werden [kg/a oder l/a] I2: Beitrag zur Leistung [W/a]
Versorgungsleistung durch die Nutzung von Pflanzen aus Aquakultur als Energielieferant	Wild plants (terrestrial and aquatic) for nutrition, materials or energy	Beitrag zur Energiewirtschaft	I1: Menge an Pflanzen, die als Energielieferant dienen [kg/a] I2: Beitrag zur Energieerzeugung [W/a]
Versorgende Leistung durch Angebot an Biomasse und Schlamm als Dünger	Wild plants (terrestrial and aquatic) for nutrition, materials or energy	Versorgung mit Düngemitteln	I1: Menge an Biomasse, die als Dünger ausgebracht wird [kg/a]
Versorgungsleistung durch Angebot an Biomasse (z. B. Schilf) als Dämmmaterial	Wild plants (terrestrial and aquatic) for nutrition, materials or energy	Versorgung mit Dämmmaterial	I1: Menge an Biomasse, die als Dämmmaterial verwendet wird [kg/a]
Versorgungsleistung durch Angebot an nutzbarem Wasser für Bewässerungszwecke	Surface water was used as material (abiotic)	Beitrag zur Bewässerung in Trockenperioden	I1: Menge an Wasser aus der Aquakulturanlage, die zur Bewässerung verwendet wurden [l/a]
Versorgende Leistung durch Angebot an Löschwasser	Surface water was used as material (abiotic)	Beitrag zum Löschwasserpool	I1: Menge an Wasser aus der Aquakulturanlage, die zu Löschzwecken verwendet wurden [l/a]
Versorgungsleistung durch Angebot an Accessoires als Nebenprodukt der Verarbeitung in der Aquakultur	Reared aquatic animals for nutrition, materials or energy	Versorgung mit Accessoires	bereits mit der Kategorie Versorgungsleistung der Ökosystemleistung <i>Angebot an Tieren aus Aquakultur als Lebensmittel</i> miterfasst, da alle Speisefische gezählt werden.

mögliche Indikatoren zur Messung von regulierenden Leistungen Die Beschreibung von versorgenden Leistungen erfolgt über Indikatoren, die die nutzbare Menge (Angebot) bzw. die genutzte Menge (tatsächlich genutzte Menge) messen können, wobei im Idealfall zur Beschreibung der Endleistung die Nutzung (Anzahl an NutzerInnen oder genutzte Menge) gemessen werden soll.

Tabelle 11: Mögliche Indikatoren für die Beschreibung von regulierenden Ökosystemleistungen und zusätzlichen Leistungen von Anlagentypen.

Benennung der Ökosystemleistung/zusätzlichen Leistung	CICES Class	Nutzen	Indikatorvorschlag
Regulierende Leistung durch die lokale Mikroklimaregulation durch die Aquakultur	Regulation of temperature and humidity, including ventilation and transpiration	Wohlbefinden	<i>Modellansatz:</i> Der Wasserrückhalt durch Teichanlagen kann zu einer Verbesserung des Mikroklimas führen und lokal eine Beeinflussung des Grundwassers bewirken, ist aber durch das Abfischen zumindest temporär unterbrochen. Zudem muss berücksichtigt werden, dass es über die Schaffung einer größeren Wasserfläche auch zu Verdunstungseffekten (also „Wasserverlusten“ an die Luft) kommt. Bisher gibt es keinen Indikator, der die Messung der lokalen Klimaregulation durch Landschaftsnutzung erlaubt (UMWELTBUNDESAMT 2011).
Schutzleistung als Niederschlagsauffang- und Rückhaltebecken	Regulation of chemical composition of atmosphere and oceans Regulation of temperature and humidity, including ventilation and transpiration	Beitrag zum Auffangen von Niederschlag und Rückhalt von Wasser	<i>Modellansatz:</i> Eine Quantifizierung des in der Landschaft zurückgehaltenen Wasservolumens einer Aquakulturanlage ist von den Abmessungen der jeweiligen Anlage abhängig und kann durch die Quantifizierung der Wassermengen im Zulauf und Ablauf sowie über eine Wasserstandsabhängige Speicherkurve ermittelt werden. Ob das Wasser bei der Abfischung zu anderen Zwecken verwendet wird und somit z. B. andere Wasserressourcen schonen, hängt von den jeweiligen Nutzungskonzepten der Unterlieger ab.
Regulierende Leistung durch das Fungieren als Nährstoffsenke	Regulation of the chemical condition of freshwaters by living processes	Zurückhalten von Nährstoffen und damit Verhinderung eines zu hohen Nährstoffeintrags in Fließgewässer	<i>Modellansatz:</i> Ob eine Teichanlage zum (Nähr-)Stoffrückhalt beitragen kann und somit eine Ökosystemleistung erfüllt, hängt von einer Vielzahl von Faktoren ab.

Tabelle 11 zeigt deutlich, dass bezüglich der regulierenden Leistungen noch weiterer Forschungsbedarf herrscht. Denn vor allem diese Leistungen setzen ein Zusammenspiel aus verschiedener Faktoren voraus. Dabei ist jedoch die Gesamtheit der Faktoren, die die Leistungen ergeben, derzeit nicht bekannt. Für die Beschreibung und Messung der Leistungen kann damit auf keinen Indikator aus der Literatur zurückgegriffen werden.

**weiterer
Forschungsbedarf
erforderlich**

Um beispielsweise belastbare Aussagen zur Ökosystemleistung (Nähr-)Stoffrückhalt durch Teichanlagen treffen zu können, wäre eine Bilanzierung der Nährstofffrachten über Zu- und Ablauf sowie eine Bilanzierung der Nährstoffpools in der Wassersäule und im Sediment ratsam. Dies könnte durch Stichproben geschehen, die im Optimalfall mit kontinuierlichen Aufzeichnungen der Trübung im Ablauf einhergehen.

In der Literatur finden sich zum Nährstoffrückhalt durch Teichanlagen nur wenig konkrete Zahlen, die auch teilweise sehr große Schwankungsbereiche aufweisen.

**Nährstoffrückhalt
durch Teichanlagen**

Grundsätzlich sind bei der Betrachtung eines möglichen Nährstoffrückhaltes für Stickstoff und Phosphor unterschiedliche Prozesse zu betrachten. Während beim Phosphor die Festlegung im Sediment (über Biomassebildung oder Adsorp-

tion und darauffolgendem Absinken) als wesentlicher Retentionsprozess angesehen wird, kommt es beim Stickstoff zu einer Elimination durch die Denitrifikation (KNÖSCHE et al. 2000).

bei extensiver Bewirtschaftung

Bei extensiver Bewirtschaftung wurden in einer Studie an 38 Karpfenteichen mit 0,25–122 ha unabhängig vom Produktionsniveau (bis maximal 1.500 kg/ha*a) während der Produktionsphase aus der Differenz der Zulauf- und Ablauffracht ein mittlerer Rückhalt von 0,51 kg P/ha*a und 96,5–559,8 kg N/ha*a ermittelt. Das angeführte Rückhaltevolumen übersteigt die bei der Abfischung in gelöster und partikulärer Form ausgetragene Nährstofffracht bei weitem (KNÖSCHE et al. 2000).

bei intensiver Bewirtschaftung

Gegenüber den extensiven Karpfenproduktionsverfahren weisen allerdings intensive Verfahren unter Einsatz von proteinreichen Trockenfuttermitteln erhöhte Nährstoffausträge auf. Die durch die Zugabe der Futtermittel ins Produktionsystem eingetragenen Nährstoffe führen sowohl im Teichüberlaufwasser als auch in den bei der Abfischung ausgetragenen Schlammablagerungen zu erhöhten Konzentrationen (SCHULZ & RENNERT 2003).

betriebliche Praxis ist Schlüsselindikator

Aus diesen Untersuchungen kann der Schluss gezogen werden, dass die betriebliche Praxis den Schlüsselindikator für einen Nährstoffrückhalt oder eine Nährstofffreisetzung darstellt. Wird eine zusätzliche Nährstoffquelle durch Futtermittelzugabe initiiert, sinkt das Potenzial der Teichanlagen, als Nährstoffsenke wirken zu können. Je höher die Zugabe an Futtermitteln, desto höher ist das Risiko, dass Teichanlagen über das Teichüberlaufwasser und über den Austrag an partikulärem Material bei der Abfischung zu Nährstoffquellen werden. Hier wäre dementsprechend – neben ökonomischen und ökologischen Gesichtspunkten – zumindest eine Optimierung der Futtermittelzugabe zu fordern. Neben der Minimierung einer potenziellen Nährstoffquelle durch Futtermittelzugabe wären darüber hinaus hydrologische und sedimenttypologische Gesichtspunkte zu berücksichtigen. Zum einen wäre die Sedimentbeschaffenheit so zu gestalten, dass es durch wind- und strömungsbedingte Durchmischung und Turbulenz zu einer möglichst geringen Mobilisierung des Schlamms in die Wassersäule kommt und damit Schlammbetrieb über den Auslass vermieden wird. Zum anderen wäre beim Abfischen so vorzugehen, dass es auch hier zu einer möglichst geringen Mobilisierung des Schlamms kommt. Zudem spielt hier das (landwirtschaftliche) Einzugsgebiet u. U. eine nicht zu vernachlässigende Rolle.

Tabelle 12: Mögliche Indikatoren für die Beschreibung von kulturellen Ökosystemleistungen und zusätzlichen Leistungen von Anlagentypen

Benennung der Ökosystemleistung/zusätzlichen Leistung	CICES Class	Nutzen	Indikatorvorschlag
Kulturelle Leistung durch das Erleben von Tieren und Pflanzen und von durch die Aquakulturanlage geprägten Landschaften	Characteristics of living systems that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through active or immersive interactions	Erholung	<p>Modellansatz: I1: Anzahl der Menschen, die an der Aquakulturanlage Vögel/Tiere/Pflanzen beobachten</p>
Kulturelle Leistung durch die Nutzung von Aquakultur geprägten Landschaften zum physischen Erlebnis	Characteristics of living systems that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through passive or observational interactions	Erholung	<p>Modellansatz: I1: Anzahl frei zugänglicher Aquakulturanlagen in einer Distanz von 4 km zu Siedlungsgebieten. I2: Länge Wanderwege (km) entlang der Aquakulturanlagen I3: Anzahl aquakultureller Tourismusangebote (Abfischfeste etc.) I4: Fläche der Aquakulturanlagen, die für Freizeitaktivitäten (schwimmen, angeln, rudern, Tretbootfahren, eislaufen etc.) genutzt werden kann. I5: Ruhe der Landschaft + vielfältige Möglichkeiten die Natur zu erleben = Erholungswert (MATZINGER 2014) I6: Erhebung der Nutzungszahlen für verschiedene Möglichkeiten der Betätigung</p>
Kulturelle Leistung durch Wissensgewinn und -weitergabe und Bildung	Characteristics of living systems that enable education and training	Weitergabe von Wissen	<p>Modellansatz: I1: Anzahl der Aquakulturanlagen, die als Ausstellungsgegenstand verwendet werden I2: Einsatz des Teiches im Unterricht I3: Wissensvermittlung der traditionellen Bewirtschaftungsmethoden</p> <p>Nachfrageseite: I4: Besucheranzahl von Ausstellungen an der Aquakultur und Betriebsführungen I5: Anzahl wissenschaftlicher Arbeiten zum Thema Teich I6: Anzahl der BetreiberInnen, die auf traditionelle Weise wirtschaften</p>
Kulturelle Leistung durch eine ästhetische mit Aquakultur geprägte Landschaft	Characteristics of living systems that enable aesthetic experiences	Wohlbefinden	<p>Modellansatz: I1: Teichfläche in Kulturdenkmalregionen I2: Identifikation mit der Natur- und Kulturlandschaft kann durch eine Befragung der Bevölkerung ermittelt werden.</p>

Die kulturellen Leistungen zeigen, dass es bereits Vorschläge zur Messung und Beschreibung der Leistungen in der Literatur gibt, die abgeleitet oder auf die zurückgegriffen werden kann (siehe Tabelle 12). Neben der Verwendung von Modellen können kulturelle Leistungen, die einen Beitrag zur Erholung leisten, sowie die versorgenden Leistungen, über das Angebot bzw. über die tatsächliche Nutzung abgeschätzt werden. Für das Bestehen eines Angebots an einzelnen Leistungen, wie z. B. der Erholungsleistung durch Baden oder Tretbootfahren etc., müssen jedoch bestimmte Voraussetzungen, wie Zugänglichkeit oder Erreichbarkeit der Teichanlage gegeben sein. Denn um eine Inanspruchnahme und schließlich vor allem die Nutzung messen zu können, muss das Dargebot vorliegen und die menschlichen Inputs in Form von Infrastruktur und Erreichbarkeit sowie das abgestimmte tatsächliche Verhalten klar sein. Zudem können das tatsächliche Verhalten und auch die ästhetische Wahrnehmung über Befragungen oder Choice-Experimente erhoben werden.

Tabelle 13: Mögliche Indikatoren zur Beschreibung von Biodiversitätsleistungen von Aquakulturanlagen und zusätzliche Leistungen

Benennung der Ökosystemleistung/ zusätzlichen Leistung	CICES Class	Nutzen	Indikatorvorschlag
Existenz natürlicher Vielfalt auf der Ebene der Arten, Ökosysteme und Landschaft	Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection	Existenz- und Vermächtniswert, Beitrag an Land- und Forstwirtschaft/ Nahrungsmittelindustrie	Modellansatz: I1: Lage in einem Natura 2000 Gebiet I2: Biodiversitätsindikatoren zur Beschreibung des Ökosystems: wie z. B. das Angebot an vielfältigen durch Teichlandschaften beeinflussten Arten oder Anzahl endemischer oder bedrohter Tierarten, Wildnis.
Biodiversitätsleistung durch den Erhalt des genetischen Reservoirs von seltenen und gefährdeten Arten	Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection	Beitrag zum Existenzwert	Modellansatz: I1: Anzahl seltener Fischarten in der Aquakulturanlage I2: Flächenanteil ⁹ der Laich- und Aufzuchtbecken, der von FFH-Arten genutzt wird [ha/Produktion der Laichfische von FFH-Arten bzw. m ³ /Stück]

Tabelle 13 zeigt, dass die Biodiversitätsleistungen vor allem über Kartierungen und Zählungen von Tier- und Pflanzenarten bzw. über die Beobachtung des Ökosystems abgeschätzt werden können. Dabei müsste für die Biodiversitätsleistung „Existenz natürlicher Vielfalt auf der Ebene der Arten, Ökosysteme und Landschaft“ vorab definiert werden, welchen Wert der Indikator (z. B. Anzahl an im Ökosystem Teich lebenden Vogelarten/Vögel einer Art) überschreiten muss, damit die Leistung als erfüllt gilt. Dabei gibt jedoch auch die Lage einer Teichanlage in einem Naturschutzgebiet Hinweis auf eine vorhandene Biodiversitätsleistung. Die Aquakulturanlage hat neben der Produktion von Fisch auch den Schutzgedanken zu erfüllen. In einem Modellansatz können die unterschiedlichen Faktoren, die eine Biodiversitätsleistung darstellen, miteinander verbunden werden.

2.6 Synergien und Trade Offs von Ökosystemleistungen

Ökosystemleistungen können nicht isoliert betrachtet werden

Ein wichtiger Aspekt bei der Betrachtung von Ökosystemleistungen ist der Umstand, dass die von Ökosystemen erbrachten Leistungen nicht für sich alleine stehen und isoliert betrachtet werden können. Vielmehr beeinflussen sich die Leistungen gegenseitig – sie können sich gegenseitig verstärken, aber im Fall von sogenannten Trade Offs auch vermindern oder sogar ausschließen.

Synergien

Synergien treten auf, wenn die Förderung oder Erhöhung einer Ökosystemleistung ebenso zur Erhöhung einer oder mehrerer anderer Leistungen führt. Ein Beispiel hierfür stellt die Bestäubungsleistung dar – steigt diese an, so hat das auch eine potenzielle Steigerung der Produktionsfunktion bei bestäubungsabhängigen Pflanzen zur Folge (EC 2015a, TURKELBOOM et al. 2016), natürlich nur sofern kurzfristige klimatische Ereignisse sich nicht gegenteilig auswirken. Verbessert sich die Selbstreinigungsfunktion von Gewässern, so hat dies auch einen potenziell positiven Effekt auf die Biomasseproduktion bei Fischen.

⁹ Die Aussagekraft dieses Indikators wird jedoch kritisch gesehen, da jedes Alter des Fisches einen unterschiedlichen Platzanspruch fordert. In jüngeren Stadien herrscht in den meisten Fällen eine höhere Besatzdichte in der Aquakultur.

Von Trade Offs wird hingegen gesprochen, wenn die Steigerung einer Ökosystemleistung zu einer Reduzierung einer anderen Leistung führt (EC 2015a, OUTEIRO & VILLASANTE 2013, TURKELBOOM et al. 2016). Beispielsweise führt die Rodung von Waldflächen zur Gewinnung von Acker- oder Weideflächen zwar zu einer Steigerung der Produktion innerhalb der landwirtschaftlichen Nutzung, jedoch hat die Rodung auch eine Abnahme der CO₂-Speicherung, Luftfilterung oder des Wasserrückhalts etc. zur Folge. Bedeutsam ist dabei, dass diese Abnahme einerseits am gleichen Ort beobachtet werden kann, sich potenziell aber auch an einem anderen Orten manifestieren kann. Neben der räumlichen Komponente können Trade Offs mitunter aber auch erst über den zeitlichen Verlauf beobachtet werden. Die Maximierung der Produktionsleistung in der Landwirtschaft kann beispielsweise hier zu einem kurzfristigen Anstieg der Produktion führen, gleichzeitig besteht aber auch die Gefahr, dass dieses erhöhte Niveau der Leistungserbringung langfristig durch Bodenveränderung oder Erosion etc. nicht aufrechterhalten werden kann. Ebenso ist die Überfischung von Gewässern ein Beispiel für zeitlich verzögerte Trade Offs.

Trade Offs

stellt schematisch den Zusammenhang von Biodiversität sowie Synergien und Trade Offs von Ökosystemleistungen dar.

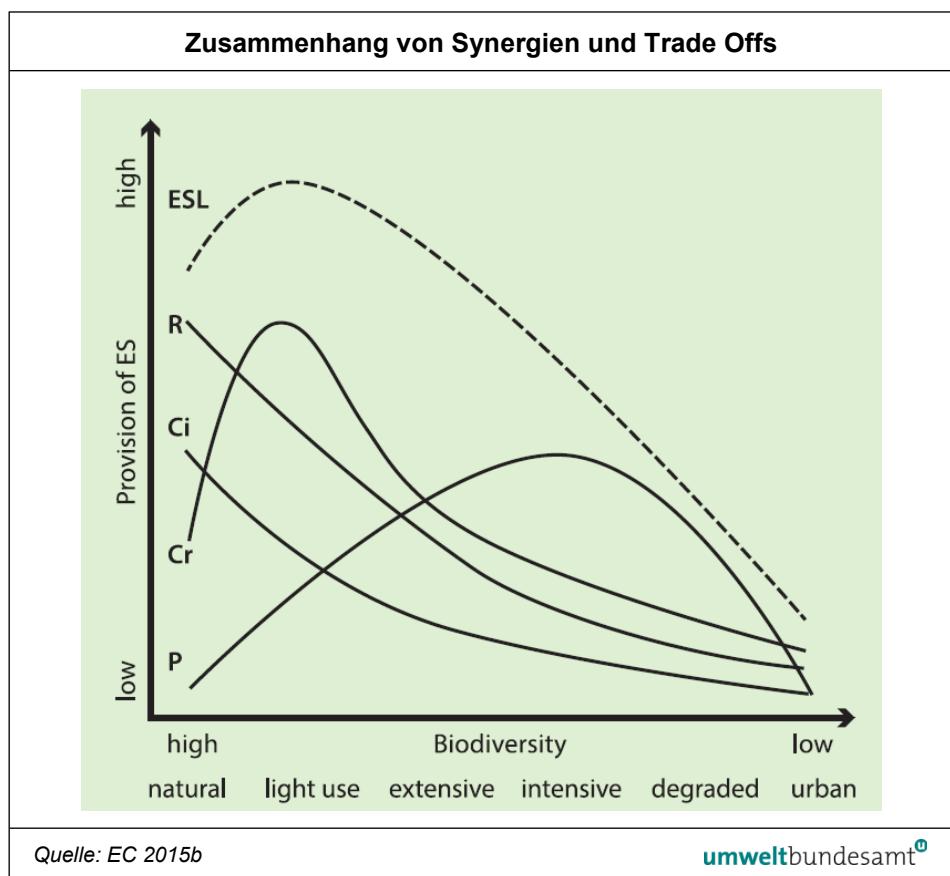


Abbildung 4:
Schematischer
Zusammenhang
von Synergien und
Trade Offs bei
Ökosystemleistungen.

R: Summe regulierender Leistungen,
P: Summe von Versorgungsleistungen,
Cr: Summe von Erholungsleistungen,
Ci: Summe kultureller Leistungen (inklusive Aspekte wie Naturerbe, Bildung etc.),
ESL: Summe aller Ökosystemleistungen

Die horizontale X-Achse im oben dargestellten Diagramm beschreibt dabei die Ausprägung der Biodiversität von hoch bis gering, auf der vertikalen Y-Achse wird die Erbringung von Ökosystemleistungen bewertet. Interpretiert werden kann das Diagramm so, dass in Bereichen mit sehr hoher Biodiversität zu erwarten ist,

Einfluss Biodiversität

dass hier regulierende Leistungen sowie kulturelle Leistungen (Ci – im Zusammenhang mit Naturerbe, Forschung/Bildung etc.) am stärksten ausgeprägt sind. Dies geht jedoch zu Lasten der Versorgungsleistung (z. B. Forst- oder Landwirtschaft), aber möglicherweise auch der Erholungsleistung, da es sich dabei oft um Flächen handelt, die unter sehr strengem Schutz (z. B. Betretungsverbot) stehen und daher auch für die Erholungsleistung (Cr) nicht zur Verfügung stehen.

Das Maximum der Leistungserbringung erfolgt dort, wo die Biodiversität nicht mehr am stärksten ausgeprägt ist. Dafür können diese Räume aber auch für die Erfüllung der Erholungs- oder Versorgungsleistung stärker in Anspruch genommen werden, was insgesamt also zu einer maximalen Ausschöpfung des Potenzials von Ökosystemleistungen jeglichen Spektrums führt. Eine Forcierung der Versorgungsleistungen (Steigerung der land- oder forstwirtschaftlichen Nutzung, Inanspruchnahme von Flächen für Siedlungswesen etc.) führt in weiterer Folge insgesamt aber zu einer Reduktion der Erbringung der übrigen Ökosystemleistungen.

Konflikte in der Landnutzung

Trade Offs stehen somit für Konflikte, die z. B. in der Landnutzung auftreten können. Ziel einer nachhaltigen und vorausschauenden Planung ist daher einerseits diese Konflikte zu erkennen, zu beschreiben und zu erfassen, sowie andererseits im Rahmen von Programmen, Strategien oder Managementplänen Festlegungen zu treffen, welche die Interessen aller relevanten Stakeholder berücksichtigt und dabei die Biodiversität und Erfüllung von Ökosystemleistungen maximal unterstützt.

2.7 Fallbeispiele

Ökosystemleistungen in der Praxis

Im Rahmen von fünf Fallbeispielen wird dargestellt, welche Ökosystemleistungen in der Praxis vorhanden sind und welche Maßnahmen getroffen werden, um einzelne zusätzliche Leistungen/Ökosystemleistungen zu erhöhen.

Die fünf Fallbeispiele umfassen zwei Teichanlagen (biologisch und konventionell), zwei Durchflussanlagen (biologisch und konventionell) und eine Kreislaufanlage.

Darstellung von Synergien und Trade Offs

Mittels der Fallbeispiele konnten auch Synergien und Trade Offs der Ökosystemleistungen beschrieben und dargestellt werden. Zudem zeigen die Fallbeispiele, dass zwischen biologischer und konventioneller Produktionsweise hinsichtlich der Bereitstellung der Menge an Ökosystemleistungen kein Unterschied festzustellen war. Die Anzahl an Ökosystemleistungen wird vor allem durch die Art der Bewirtschaftung beeinflusst. So kann aus einer nachhaltigen Bewirtschaftung einer Teichanlage, wie in den folgenden Beispielen dargestellt, geschlossen werden, dass ein extensiver Besatz sich maßgeblich auf die Biodiversitätsleistung auswirkt.

Die Datenbasis für die Fallbeispiele wurde mittels Telefoninterviews mit den BetreiberInnen erhoben.

2.7.1 Fallbeispiel Teichanlage, konventioneller Betrieb

Die gegenständliche Teichanlage befindet sich im Waldviertel (Niederösterreich) und produziert überwiegend Karpfen. Als Nebenfische werden auch Schleien, Zander, Hechte und Rotaugen gezüchtet. Für die Karpfenzucht unter der Marke „Waldviertler Karpfen“ gibt es eine Reihe ökologischer Auflagen, weswegen die Teiche sehr naturnah belassen und bewirtschaftet werden.

**Waldviertel,
vorwiegend Karpfen**

Biodiversitätsleistung

Gemäß dem Betriebsleiter wird durch die an die Natur angepasste Bewirtschaftung der Teiche besonders die Biodiversitätsleistung unterstützt, in dem durch die Teichwirtschaft die Pflanzen- und Vogelwelt erhalten bleibt. In folgendem Beispielteich von ca. 40 ha konnten über Beobachtungen und Kartierungen folgende Arten festgestellt werden:

- 50–60 Enten in einem Sommer (darunter Stockenten, Reiherenten, Tafelenten, Krickenten, Schnatterenten)
- Der Teich ist das Hauptbrutgebiet der Haubentaucher (20–40 Haubentaucher/Sommer)
- Rohrweihen (2 Brutpaare)
- 50–60 Blässhühner in einem Sommer
- Grünfüßige Teichhühner
- Wasserrallen
- Wasserläufer (darunter Flussuferläufer ca. 15 Stück/Sommer, Sand- Flussregenpfeifer)
- Drosselrohrsänger
- Teich- und Schilfrohrsänger
- 50 Kiebitze/Sommer
- Bis zu 70 Graugänse/Sommer
- 3–4 Seeadler/Sommer
- Bis zu 35 Graureiher, 10 Silberreiher und Seidenreiher
- Purpureiher und Nachtreiher als Gäste
- 18 Zwergtaucher
- Bis zu 40 Kormorane
- Auch 3 Fischotterfamilien leben das ganze Jahr vom Teich

festgestellte Arten

Kulturelle Leistungen

Aufgrund der, für das Waldviertel typischen Landnutzung und der daraus entstandenen Kulturlandschaft, die gekennzeichnet ist von abwechselnden landwirtschaftlichen Flurstücken und Teichflächen, wird beabsichtigt um die Auszeichnung als landwirtschaftliches Kulturerbe (GIAHS - Globally Important Agricultural Heritage System) bei der FAO anzusuchen (BALASCHKA et al. 2019).

**um GIAHS
angesucht**

Damit in Verbindung steht auch die besondere touristische Bedeutung der Teichanlagen, die als Naherholungsgebiet und im Rahmen verschiedener Veranstaltungen viele Naherholungssuchende anlocken. Die Teiche der Teichanlage selbst sind nicht öffentlich zugänglich und auch nicht öffentlich nutzbar. Die Teichanlage

**touristische
Bedeutung**

befindet sich zu Teilen in Naturschutzgebieten, was eine solche Nutzung ausschließt und zudem könnte eine Öffnung für die Bevölkerung zu einer Störung der Bewirtschaftung beitragen.

landschaftsprägende Eigenschaft Die Teichanlage ist jedoch zum „Anschauen“ da und besitzt somit eine landschaftsprägende Eigenschaft. Im Waldviertel gibt es aber auch Teiche, die als Erholungsgebiet genutzt werden. Diese werden jedoch nicht profitorientiert bewirtschaftet und befinden sich meist im Besitz von Gemeinden oder Vereinen. Der Fischbesatz erfolgt einerseits zum Angeln und andererseits auch, um das Wasser rein zu halten. Denn ohne Fische würden diese Teiche über die Zeit mit diversen Pflanzen zuwachsen.

Das Bewirtschaftungsformat hat schon seit hunderten von Jahren Tradition und diese Tradition, mit der Natur zu arbeiten, wird weitergetragen.

Regulierende Leistungen

Beitrag zur Klimaverbesserung Teichanlagen wie jene im gegenständlichen Betrieb tragen zur Klimaverbesserung bei, indem Wasser im Teich zurückgehalten wird und davon pro Jahr bis zu 30 cm verdunsten, was zu einem kühlenden Effekt führt und zur Kompensation von Trockenheit beitragen kann.

Zudem können Teiche bei Hochwasser, wie während des Hochwassers 2002 in Niederösterreich, mit zusätzlich bis zu 0,5 m Wasser aufgestaut werden, und tragen so unentgeltlich als Retentionsbecken zum Hochwasserschutz bei.

Versorgende Leistungen

Karpfenhaltung in Polykultur Die Marke „Waldviertler Karpfen“ hat Polykultur aufgrund der langjährigen Tradition verankert, da hier üblicherweise in den Teichen Raubfische mitproduziert werden, die einen Weißfischbestand als Futterfisch voraussetzen. Daher befinden sich in dem betrachteten Teich zudem noch Schleien, Reinanken, Forellen, Zander, Armur, Silberkarpfen, Hechte, Weißfische und Welse. Zusätzlich sind keine Zukäufe von außerhalb des Waldviertels erlaubt und die Einhaltung von Obergrenzen wird vorausgesetzt.

Erhalt von Verlandungszonen Das Schilf an den Verlandungszonen darf nur mit Erlaubnis zurückgeschnitten werden, zudem dürfen die Verlandungszonen nicht ausgebaggert werden. Das Schnittgut wird dem Teich als Biomasse zugefügt. Da das Schnittgut aber ein gewisses Ausmaß nicht überschreiten sollte, werden nur Teilflächen zurückgeschnitten.

Schlamm als Dünger Der Schlamm der Teiche, der aus der Abfischgrube aus den tiefen Stellen des Teiches geholt wird, stellt einen wertvollen Dünger in der Landwirtschaft dar. Früher wurde der Schlamm an die Landwirtschaft als Dünger weitergegeben. Heute muss dieser vor einer Verwendung in der Landwirtschaft gemäß Bodenschutzgesetz untersucht werden (siehe), was zu höheren Kosten führt.

Die Teiche werden nicht zur Bewässerung verwendet.

Generelle Informationen über die Waldviertler Teiche

Der Interviewpartner berichtete auch über die Situation der Waldviertler Teiche im Generellen.

Es wurde berichtet, dass es sich bei den Waldviertler Karpfenteichen größtenteils um vom Menschen gemachte Naturteiche handelt, die bereits seit 500 bis 600 Jahren bestehen. Diese Teiche sind ausgestattet mit Verlandungs- und Naturzonen. Im Durchschnitt werden in den meisten Teichen pro ha 500 kg Fisch gezüchtet. Der Fischbesatz der Teiche ergibt sich aufgrund der natürlichen Bedingungen. Da Zooplankton die wichtigste Nahrungsquelle des Karpfens darstellt, ergibt sich die Höhe des Fischbesatzes aus der Menge des vorhandenen Zooplanktons. Ein Teich mit wenig Zooplankton wird als „armer Teich“ bezeichnet. Die Natur setzt daher die Grenze des Besatzes nach oben und auch nach unten fest und die Teichwirtschaft erfolgt angepasst an die Bodenbonität der Umgebung.

**vom Menschen
gemachte
Naturteiche**

Die Hälfte der Teiche im Waldviertel befinden sich in Naturschutzgebieten. Die Verlandungszonen sind bewachsen mit Moosen und Schilf, was aus ökologischen Gesichtspunkten ein sehr besonderes Gebiet darstellt. Die Waldviertler Teiche kommen hinsichtlich ihres Bestandes in den Bereichen Vogelfauna, Libellen und Amphibien, Heuschrecken, Tagfalter, Fischotter und Botanik ziemlich nah an den Bestand am Neusiedlersee heran.

**Lage in
Naturschutzgebieten**

2.7.2 Fallbeispiel Teichanlage, biologischer Betrieb

Der gegenständliche Betrieb liegt in Niederösterreich und bewirtschaftet 10 bis 15 Fischarten, wobei die Hauptfischart Karpfen darstellt. Als Nebenfische befinden sich Schleie, Wels, Zander, Barsch, Hecht, Rotaugen, Rotfedern, Brachse, Karausche, Giebel, Laube, Kaulbarsch etc. in der Teichanlage. Es gibt auch viele Teichmuscheln, diverse Schneckenarten und auch Krebse, darunter jedoch den Signalkrebs. Bewirtschaftet wird die Teichanlage auf biologische Weise. Die Menge des Fischbesatzes orientiert sich an den natürlichen Ertragsbedingungen und die Bewirtschaftung ist extensiv.

**NÖ, Hauptfischart
Karpfen**

Die Teichanlage ist ein seit mehr als 500 Jahren bestehender Naturteich, der sich im Natura-2000-Gebiet befindet und bereits 1527 auf einer Karte das erste Mal erwähnt wurde.

Natura-2000-Gebiet

Versorgende Leistungen

Am Betrieb werden zehn bis 15 Fischarten produziert, die alle in den Verkauf gelangen. Die Fische werden zwar wie in einem See mit Zufütterung aufgezogen, sind aber per Definition kein Wildfang, sondern in Bio-Aquakultur erzeugt.

**in „Bio-Aquakultur“
erzeugt**

Der produzierte Fisch wird vorwiegend zu Speisezwecken vermarktet. Besonderes Augenmerk wird auf eine möglichst vollständige Verwertung des ganzen Fischs gelegt. Die Haut des Fisches wird beim Speisefisch mitverkauft und steht nicht der Karpfenlederproduktion zur Verfügung. Nur Magen und Darm werden aus hygienischen Gründen nicht verwertet.

Auch einige Pflanzen der Uferländer finden eine weitere Verwendung, z. B. werden die Bäume der Uferländer als Brennholz verwendet. Zudem werden Wasserpflanzen und Schilf als Dekorationsmaterial, als Nahrungs- oder Genussmittel (Tee, Kräuter zum Würzen etc.) und als Energielieferant (Brennholz, Weiterverwendung in einer Biogasanlage) verwertet. Die Pflanzen der Teichanlage sind nur zu einem geringen Teil für diesen Zweck angesetzt und gezüchtet.

Die Verwendung von Schlamm stellt eine rechtliche Frage dar. Am Betrieb selbst werden mit dem Schlamm Dämme repariert bzw. verbreitert und erhöht sowie auch Inseln im Teich aufgeschüttet.

Das Wasser aus diesem Teich wird nicht für Bewässerungszwecke verwendet, kann aber als Löschwasser eingesetzt werden.

Regulierende Leistung

Die Teichanlage beeinflusst durch Verdunstung von Wasser das Mikro- wie Makroklima günstig.

Retentionfläche für Hochwasserschutz

Zudem können Teiche bei Hochwasser, wie während des Hochwassers 2002 und 2006 in Niederösterreich, zusätzlich Wasser aufstauen und tragen so (unentgeltlich) als Retentionsfläche zum Hochwasserschutz bei.

Kulturelle Leistungen

um GIAHS angesucht

Die Teichfläche selbst ist von einer vorbeilaufenden Straße aus sichtbar und trägt damit zur Abwechslung im Landschaftsbild bei. Die Bewirtschaftung erfolgt im Grunde nach wie vor so wie vor der Industrialisierung und immer noch vorwiegend in Handarbeit mit vielen Helfern und Schaulustigen aus den umliegenden Siedlungen. Die Teichfläche befindet sich daher auch unter den Einreichenden um die Auszeichnung als landwirtschaftliches Kulturerbe durch das GIAHS.

keine öffentliche Nutzung

Die Teichanlage selbst ist nicht für einen öffentlichen Zugang vorgesehen, da dies dem ökologischen Schutzgedanken entgegenlaufen würde. Allein wegen der ökologischen Funktion des Teiches aufgrund seiner Lage in einem Natura-2000-Gebiet und der Produktion von Fisch, würde eine öffentliche Nutzung der Teichanlage für Erholungszwecke eine Störung darstellen und mit diesen Funktionen im Konflikt stehen. Ruhezonen sollen als solche erhalten und geschützt werden.

In der Sommerzeit werden beim Wohnhaus Seminare unter dem Titel „Picknick am Teich“ angeboten.

Biodiversität

Der Teich selbst liegt in einem Natura-2000-Gebiet, womit der Teich neben der Produktion auch einen ökologischen Beitrag zu erfüllen hat.

Vogelarten

Am Betrieb wurden vom Betreibenden folgende (Vogel-)Arten festgestellt:

- Enten (darunter Stockenten, Reiherenten, Tafelenten, Krickenten, Schnatterenten)
- Haubentaucher
- Rohrweihen
- Blässhühner
- Grünfußige Teichhühner
- Drosselrohrsänger
- Teich- und Schilfrohrsänger
- Graugänse
- Seeadler
- Graureiher, Silberreiher und Seidenreiher
- Purpureiher und Nachtreiher als Gäste

- Zwergtäucher
- Kormorane
- Fischotterfamilien leben das ganze Jahr auch vom Teich

Die Teichanlage zeichnet sich vor allem durch (teilweise sehr breite) Verlandungszonen aus, die in einen moorigen Uferbereich übergehen und von Waldbeständen umgeben sind. Für die Biodiversität stellen diese Flächen, die nicht öffentlich betretbar sind, besondere Habitate und Rückzugsflächen dar.

**breite
Verlandungszone**

Im Rahmen der Produktion wird durch die Bewirtschaftung mit unterschiedlichen Fischarten, Muscheln, Schnecken etc. Maßnahmen gesetzt, um die Biodiversität im Teich hoch zu halten. Neben Fischen sind auch Krebse, Muscheln, verschiedene Schneckenarten etc. vorhanden sowie auch viele an Feuchtgebiete und strukturierte (Ufer-)Zonen angepasste Arten von z. B. Insekten, Kleinsäuger, etc. Auch wenn keine direkten Ansiedlungsmaßnahmen gesetzt werden – durch die Bereitstellung des natürlichen Lebensraumes gibt es für geeignete Arten Anreiz genug, sich dort anzusiedeln. Durch die Existenz der Teichanlage wird damit vielen Arten eine (Über-)Lebensgrundlage geboten, besonders vor dem Hintergrund, dass solche wasserdominierten Flächen in der heutigen Kulturlandschaft immer seltener werden.

**Maßnahmen für eine
hohe Biodiversität**

2.7.3 Fallbeispiel Forellenproduktion in Erdteichanlagen, konventioneller Betrieb

Die gegenständliche Durchflussanlage umfasst 20 Teiche mit einem Gesamtvolumen von 750 m³ und ist auf die Produktion von 17 t Speisefisch pro Jahr ausgelegt. Ziel ist das Beliefern der Region als Direktvermarkter. Transparenz auch dem Kunden gegenüber wird als besonders wichtig angesehen. Eine Vergrößerung der Produktion ist nicht gewünscht.

**20 Teiche, 750 m³,
17 t Speisefisch,
Direktvermarkter**

Versorgungsleistungen

Produziert werden Regenbogen- und Seeforelle sowie Saibling. Eine Produktion weiterer Arten ist nicht angedacht, da eine solche aufgrund der rechtlichen Vorgaben und Hygienemaßnahmen in einem separaten Teich erfolgen müsste.

**Regenbogen- und
Seeforelle, Saibling**

Produktionsreste werden der Tierkörperverwertung zugeführt, für eine etwaige Weiterverarbeitung sind die anfallenden Mengen im Betrieb sowie die Strukturen im Bundesland zu klein. Zudem müsste die Weiterverarbeitung durch einen anderen Betrieb erfolgen.

In der Durchflussanlage anfallendes Sediment stammt aus dem Zulauf. Das Material wird entfernt, gelagert und im Betrieb weiterverwendet. Die anfallenden Mengen sind gering und wirtschaftlich nicht relevant. Biomasse fällt im Teich nicht an, die Teiche werden durch die Tiere und den Durchfluss sehr sauber gehalten. Zudem müssen Ein- und Ausfluss auch dieselbe Güteklafe aufweisen.

Das Wasser wird nicht zur Bewässerung verwendet, hier bräuchte es auch einen entsprechenden wasserrechtlichen Bescheid. Bei Gefahr in Verzug kann es aber zu Löschzwecken eingesetzt werden.

Kulturelle Leistungen

Fachexkursionen

Geführte Gruppen (mind. 20 Personen) haben die Möglichkeit die Anlage zu besichtigen. Das Angebot für diese Fachexkursionen wird von interessierten KonsumentInnen (z. B. von Vereinen organisiert) sowie von Schulen (z. B. landwirtschaftliche Fachschulen) angenommen.

Biodiversitätsleistungen

Grünschnitt zum Mulchen

Die Durchflussanlage ist in Grünland eingebettet, welches im Rahmen der üblichen Nutzung regelmäßig gemäht wird. Das Schnittmaterial wird zum Mulchen verwendet, es findet keine besondere Weiterverwendung statt. In der Anlage selbst werden die gesetzlichen Vorgaben zur Tierhaltung eingehalten.

Es ist nicht angedacht, geschützte Arten zu halten, da dies nicht nur eine Frage der notwendigen Platz- und Haltungsbedingungen, sondern auch eine Frage der Wirtschaftlichkeit ist.

2.7.4 Fallbeispiel Forellenproduktion in Erdteichanlage, biologischer Betrieb

Forellenartige

In diesem Betrieb werden Forellenartige gemäß den Vorgaben für eine biologische Produktion produziert. Ein Fokus der Betriebsleitung ist die schonende Produktion.

Aus Sicht der Betriebsleitung besteht der Vorteil der biologischen Produktion in der Vermeidung von Krankheiten durch geringe Besatzdichte, wobei auch beim Kauf von Setzlingen aufgepasst werden muss, um das Einschleppen von Krankheiten zu verhindern.

Es wird darauf geachtet, dass so wenig Schlamm wie möglich anfällt. Um dieses Ziel zu erreichen, wird die Durchflussanlage regelmäßig gereinigt und Pflanzenreste oder Ähnliches, die in die Durchflussanlage fallen, sofort entfernt. Besonders unmittelbar nach Unwettern besteht erhöhter Reinigungsbedarf. Das Ausbringen von Schlamm auf landwirtschaftliche Flächen als Dünger wurde vor vier Jahren getestet, gestaltete sich aber extrem aufwendig. Aus diesem Grund wurde davon wieder abgesehen.

Auf regelmäßige und gründliche Reinigung ist auch aus wasserrechtlichen Gründen zu achten, denn der Abfluss aus der Durchflussanlage muss die gleiche Wasserqualität (inkl. Nährstoffhaushalt) aufweisen wie das entnommene Wasser aus dem entsprechenden Fließgewässer.

In der beschriebenen Fallstudie befinden sich auch Teichanlagen zur Produktion von Lachsartigen. Diese Teichanlagen sind für BesucherInnen zur Nutzung durch Angeln und zum Verweilen geöffnet, weshalb diese einen Beitrag zur Erholungsleistung liefern können. Im Rahmen der Systemgrenze, die im vorliegenden Bericht für die Erfassung von Ökosystemleistungen der Aquakultur gezogen wurde, wird diese Leistung nicht einer klassischen Durchflussanlage zugerechnet, sondern den Ökosystemleistungen einer Teichanlage.

2.7.5 Kreislaufanlage

Betrieb: Waldland, Niederösterreich

Die Kapazität der Kreislaufanlage ist ausgelegt auf die jährliche Produktion von 50 t Lebendfisch. Produziert wird Wels. Die Produktionshalle hat eine Größe von 12 x 17 m und es handelt sich dabei um eine gänzliche Indoor-Produktion von Speisefisch.

Wels

Versorgungsleistung

Schlamm fällt in der Kreislaufanlage nur in einem minimalen Ausmaß an, sodass eine weitere Verwertung nicht relevant ist. Auch die Nährstoffbelastung ist in dieser Kreislaufanlage nur minimal, da die produzierten Fische das Futter sehr gut verwerten. In einem Forschungsprojekt wird jedoch die Nutzung des Abwassers zur Wasserlinsenproduktion als Proteinquelle für Fisch- und Vogelfutter untersucht.

Nutzung des Abwassers zur Wasserlinsenproduktion

Kulturelle Leistung durch Wissensgewinn und –weitergabe und Bildung

Neben der Produktion von Speisefisch ermöglicht der Betrieb einen Einblick in die Produktion von Fisch für ProduzentInnen. Es werden regelmäßige Führungen für vorangemeldete Gruppen angeboten. Bis jetzt wurde der Betrieb von über 1.000 Personen besichtigt.

regelmäßige Führungen

Zudem gibt es eine Zusammenarbeit mit Forschungszentren und Universitäten, die an der Fischhaltung interessiert sind. Auch eine Zusammenarbeit mit Fachschulen und dem Bundesamt für Wasserwirtschaft ist gegeben.

Zur weiteren Verwendung der Reststoffe der verarbeiteten Speisefische gibt es Überlegungen, eine weitere Verarbeitung dieser wird angedacht. Im Moment rentiert sich diese Verwertung von Fischresten aus wirtschaftlichen Gründen nicht.

Biodiversitätsleistung

Eine große Chance für Kreislaufanlagen im Allgemeinen wird in der Erhaltung von seltenen oder gefährdeten Arten, die in aquatischen Kulturen in einer Kreislaufanlage leben können, gesehen. Es ist z. B möglich, in Kreislaufanlagen eine gute Population zu erhalten. Auch wenn hier noch viel Forschungsarbeit notwendig ist, liegt der Vorteil doch darin, dass keine Fremdkulturen in einer Kreislaufanlage kommen können. Das wäre eine Aufgabe, die für Kreislaufanlagen eine große Chance bedeutet, die aber derzeit noch nicht gesehen wird und im gegenständlichen Betrieb derzeit auch nicht angedacht wird.

Eine Kreislaufanlage, die zum Erhalt von Arten beitragen kann und einen nachhaltigen Umgang mit Wasser und Energie hat, wäre ein Wunsch an eine zukünftige nachhaltige Produktion in Kreislaufanlagen. Um diese Ziele zu erreichen, besteht jedoch noch ein großer Forschungsbedarf.

2.8 Erhebung bestehender Datenquellen

Zusätzlich wurden bestehende Datenquellen ermittelt, die für die Abschätzung des Zusammenhangs der ÖSL und der Aquakultur in Österreich zur Verfügung stehen. Dabei wurde ein Überblick über die in Österreich erhobenen Daten zur Aquakultur gegeben. Außerdem wurde untersucht, inwieweit die dargestellten Daten imstande sind, die Ökosystemleistungen zu beschreiben und zu messen.

2.8.1 Datenquellen

Eruierung bestehender Datenquellen	Zur Eruierung bestehender Datenquellen wurde wie folgt vorgegangen:
	<ul style="list-style-type: none"> ● Klärung, welche Stellen/Institutionen diese Daten erheben ● Klärung, welche Parameter in Österreich im Bereich der Aquakultur erhoben werden ● Klärung der Zugänglichkeit der Daten: öffentlich verfügbar, verfügbar über Antrag, nicht verfügbar ● Klärung der AnsprechpartnerInnen für die jeweiligen Datensätze
	Welche Parameter in digitalisierter Form vorlagen und ob diese öffentlich zugänglich sind (siehe Tabelle 14), konnte über Durchsicht der öffentlich zugänglichen Fragebögen und besonders in einzelnen Gesprächen mit verschiedenen Institutionen in Erfahrung gebracht werden.

Tabelle 14: Überblick über Verfügbarkeit der Datensätze im Rahmen der Pilotstudie

Datensatz	Quelle	Verfügbarkeit
Erhebung der Aquakulturproduktion	BMLRT, Statistik Austria	steht zur weiteren Bearbeitung zur Verfügung
Förderung der naturnahen, extensiven Bewirtschaftung von Teichen	BMLRT, AMA, Bundesländer	steht zur weiteren Bearbeitung zur Verfügung
Förderdaten des Europäischen Meeres- und Fischereifonds (EMFF) 2014–2020	AMA	steht zur weiteren Bearbeitung zur Verfügung
Aquakultur-Seuchenverordnung im Veterinärinformationssystem (VIS)	BMASGK	partiell zur Bearbeitung vorliegend
Digitale Wasserbuchauszüge für Österreich	BMLRT	partiell zur Bearbeitung vorliegend

2.8.2 Datenanfrage und Datennutzungsvereinbarung

Da neben der vorliegenden Pilotstudie im Rahmen der EMFF-Förderung zwei weitere Pilotstudien (*Pilotstudie 3a Erhebungsmöglichkeiten sozio-ökonomischer Daten in der österreichischen Fischerei und Aquakultur/-Joanneum Research*, sowie die Studie *aquaNovum – Forschungsprojekt zur Abschätzung des Produktionspotenzials von Aquakulturbetrieben in Österreich/Universität für Bodenkultur*) dieselben Daten benötigten, wurde auf Wunsch des Auftraggebers eine gemeinsame Datenanfrage ausgearbeitet und übermittelt.

Für die Übermittlung und weitere Verwendung der im BMLRT verfügbaren Daten musste eine entsprechende Datennutzungsvereinbarung abgeschlossen werden, deren gemeinsame Erarbeitung einen erheblichen zeitlichen Aufwand erforderte.

Zudem war, insbesondere nach Einführung der Datenschutzgrundverordnung (DGSVO, für die rechtlich korrekte Ausarbeitung der Datenschutzvereinbarung), eine verstärkte Einbindung der JuristInnen der beteiligten Institutionen erforderlich.

2.8.3 Erhebung von Daten zur Aquakulturproduktion

Die Erhebung der Aquakulturproduktion wird von der Statistik Austria durchgeführt (Aquakultur-Statistikverordnung 2012, BMLRT 2017). Diese Daten werden an das BMLRT übermittelt und in das Land- und forstwirtschaftlichen Betriebsinformationssystem (LFBIS) aufgenommen.

Die Datenübermittlung aus dem LFBIS erfolgte über einen FTP-Server (File Transfer Protocol). Das Netzwerkprotokoll nutzt für die Steuerung und Datenübertragung jeweils separate Verbindungen und ermöglicht eine sichere Datenübermittlung. Über einen FTP-Client (WinSCP) konnte nach der Authentifizierung die Verbindung hergestellt werden. Die Login-Daten zur nötigen Authentifizierung wurden, um die Sicherheit weiter zu erhöhen, telefonisch übermittelt.

Die erste LFBIS Datenlieferung umfasste die gesamte Erhebung der Aquakulturproduktion aus dem Jahr 2016, später wurden die Jahre 2011, 2013–2015 in Excel-Dateien sowie historische Daten (1996–2010) in einer MS Access Datenbank geliefert. Die Datensätze enthalten die in Tabelle 15 angeführten Parameter.

Parameter der Aquakulturproduktion

Kategorie	Parameter [Einheit]
Unternehmen	KUR
	Jahr
	Name
	Adresse
	PLZ
	Ort
	Anmerkungen
Erhebungsjahr	Jahr
Produktion Speisefische	Jahr
	Fischnummer
	Speisefischproduktion [kg]
	Preis [€]
Produktion Jungfische	Jahr
	Fischnummer
	Jungfischproduktion Stück
Produktion Laich	Jahr
	Fischnummer
	Laichproduktion in Stück
Fischarten	Fischnummer
	Fischart
	Bezeichnung
	Alphacode
Anlagen & Anzahl	Teiche
	Becken

Tabelle 15:
Metadatenumfang
Erhebung der
Aquakulturproduktion
(LFBIS 2016)

Kategorie	Parameter [Einheit]
Gehege	
Käfige	
Kreislauf	
Aufzucht	
Hälter	
Größe der Anlagen	Teiche [ha] Becken [m^3] Gehege [ha] Käfige [m^3] Kreislauf [ha] Aufzucht [m^3] Hälter [m^3]

2.8.4 Daten der Förderung der naturnahen, extensiven Bewirtschaftung von Teichen

Sonderrichtlinie für die Teichförderung

Im Jahr 2015 wurde die Sonderrichtlinie des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft zur Förderung der naturnahen, extensiven Bewirtschaftung von Teichen (im Folgenden als Teichförderung bezeichnet) veröffentlicht (GZ. BMLFUW-LE.2.1.7/0061-II/6/2015). Damit können Karpfenteiche mit einer besonders extensiven und naturnahen Bewirtschaftung im Zeitraum 2016 bis 2020 gefördert werden (Verpflichtungsperiode fünf Jahre, Bewirtschaftung in diesem Zeitraum gemäß den Förderungsverpflichtungen). Die förderfähige Teichfläche setzt sich gemäß der Sonderrichtlinie aus Teichfläche und Verlandungszone zusammen. Der naturschutzfachliche Wert der Techanlage ist für die Förderung von der zuständigen Naturschutzbörde zu bestätigen.

Datensatz der AMA

Zur Teichförderung liegt im gegenständlichen Projekt ein Datensatz der Agrarmarkt Austria (AMA) vor. Zudem wurde eine Bearbeitung des Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (BMLRT) zur Verfügung gestellt.

Der Datensatz der AMA enthält jeweils einen Eintrag pro Teich(anlage), für die eine Förderung bewilligt wurde, sowie mehr als 60 Parameter. Neben Informationen pro Teich(anlage) sind in den Einträgen aber auch Informationen enthalten, die sich auf den Förderungswerber beziehen (z. B. Anzahl der insgesamt beantragten Techanlagen). Diese Betriebsinformationen sind im Datensatz entsprechend mehrfach enthalten.

In Tabelle 16 wird ein Überblick über die für das gegenständliche Projekt wichtigsten Parameter gegeben.

Tabelle 16:
Ausgewählte Metadaten
Teichförderung
(AMA 2016)

Kategorie	Parameter [Einheit]
Förderungswerber	Betriebsnummer
	Betriebsadresse, Hausnummer
	Postleitzahl
	Ortsname

Kategorie	Parameter [Einheit]
ÖPUL 2007 Informationen per Förderungswerber	Teilnahme Maßnahme 28 ¹⁰ für Teiche, ÖPUL 2007 (ja/nein)
	Fördermittel 2013 [EUR]
	Fördermittel 2014 [EUR]
	Geförderte Teichfläche 2013 [ha]
	Geförderte Teichfläche 2014 [ha]
Biologische Fischproduktion per Förderungswerber	Gemäß VO (EG) Nr. 834/2007 im Gesamtbetrieb (ja/nein)
	Gemäß VO (EG) Nr. 834/2007 im Teilbetrieb (ja/nein)
	Nach den Richtlinien von Bio Austria (ja/nein)
Teilnahme Markenprogramm per Förderungswerber	Markenprogramm „Waldviertler Karpfen“ (ja/nein)
	Markenprogramm „Steirerfisch“ (ja/nein)
	GenussRegion „Waldviertler Karpfen“ (ja/nein)
	GenussRegion „Steirisches Teichland“ (ja/nein)
Teichinformationen	Teichname
	Teichfläche [ha]
	Verlandungszone [ha]
	Förderfähige Teichfläche [ha]
Naturschutzinformation per Teich	Teichfläche liegt in Natura 2000 Gebiet (ja/nein)

Der Datensatz des BMLRT enthält jeweils einen Eintrag pro Förderwerber und die in Tabelle 17 angegebenen Parameter.

Kategorie	Parameter [Einheit]
Verortung	Bundesland
Förderungswerber	Betriebs-/Klienten Nummer
	Nachname
	Vorname
	Straße & Hausnummer
	Postleitzahl
	Ortsname
	Politischer Bezirk
	Telefonnummer
	E-Mail-Adresse
Überweisungsbetrag per Förderungswerber	Gesamtbetrag [EUR]
	Überweisungsbetrag Bund [EUR]
	Überweisungsbetrag Land [EUR]
Teichinformationen per Förderungswerber	Förderfähige Teichfläche [ha]
	Anzahl der Teichanlagen

Tabelle 17:
Metadatenumfang
Teichförderung
(BMLRT 2016)

Zusätzlich wurde vom BMLRT eine Übersicht über die Anzahl der AntragstellerInnen, die förderfähige Teichfläche (ha) und die Überweisungssumme 2016 (EUR) pro Bundesland übermittelt.

¹⁰ Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller oder gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen

2.8.5 Daten der Förderung im Rahmen des Operationellen Programms Österreich – Europäischer Meeres- und Fischereifonds (EMFF) 2014–2020

8 geförderte Maßnahmen

Basierend auf der Verordnung (EU) Nr. 508/2014 und des Nationalen Strategieplans Österreich wurde das Operationelle Programm Europäischer Meeres- und Fischereifonds 2014–2020 erarbeitet. Acht Maßnahmen werden im Rahmen dieses Programms gefördert.

Für das gegenständliche Projekt liegen Datensätze der Agrarmarkt Austria (AMA) für die folgenden Maßnahmen vor:

- F 2.1.1 Investitionen in der Binnenfischerei (Maßnahme 1)
- F 2.2.1 Innovation in der Aquakultur (Maßnahme 2)
- F 2.2.2 Produktive Investitionen in der Aquakultur (Maßnahme 3)
- F 2.3.1 Vermarktungsmaßnahmen (Maßnahme 5)
- F 2.3.2 Verarbeitung von Fischerei und Aquakulturerzeugnissen (Maßnahme 6)

Die Datensätze der AMA (Agrarmarkt Austria) enthalten jeweils einen Eintrag pro Antrag. Es sind sowohl bewilligte als auch nicht bewilligte Anträge mit Stand Dezember 2018 enthalten. Die Datensätze geben Informationen zu ca. 50–110 Parametern. Im Folgenden wird deshalb ein Überblick über die Datensätze gegeben. Wo besonders relevant, wurde ein tabellarischer Überblick über jene Parameter erstellt, die für das gegenständliche Projekt besonders wichtig erscheinen.

Es ist zu beachten, dass z. T. pro Unternehmen mehrere Anträge enthalten sind. Informationen, die sich auf den Förderwerber beziehen (z. B. Anzahl der Arbeitskräfte), sind entsprechend mehrfach enthalten.

Zudem liegen die kumulierten Daten gemäß Durchführungsverordnung (EU) Nr. 1242/2014, Anhang I vor. Hier ist auch der Name des Vorhabens enthalten.

Investitionen in der Binnenfischerei

Unter der Maßnahme „Investitionen in der Binnenfischerei“ werden Maßnahmen gemäß der Maßnahmencodes I.6, I.8 und I.20 (siehe Durchführungsverordnung (EU) Nr. 1243/2014) gefördert.

Maßnahmencode I.6 umfasst Investitionen, welche zur Diversifizierung des Einkommens der Fischer beitragen. Dazu gehören Investitionen an Bord, Angeltourismus, Restaurants, Umweltleistungen im Zusammenhang mit der Fischerei und Schulungsmaßnahmen über die Fischerei (Verordnung (EU) NR. 508/2014, Art. 30). Maßnahmencode I.8 umfasst Investitionen zur Verbesserung der Hygiene-, Gesundheits-, Sicherheits-, und Arbeitsbedingungen (Verordnung (EU) Nr. 508/2014, Art. 32). Maßnahmencode I.20 umfasst Investitionen (Verordnung (EU) Nr. 508/2014, Art. 41) zur Energieeffizienz und Eindämmung des Klimawandels.

Der entsprechende Datensatz der AMA enthält vor allem Informationen zum Förderwerber und zu den beruflichen Qualifikationen der Arbeitskräfte sowie zur Anzahl der von jeder der drei Maßnahmen betroffenen Fischer. Außerdem sind Angaben zum Ergebnisindikator enthalten (z. B. Anzahl der erhaltenen Arbeitsplätze). Der entsprechende Antrag auf Fördermittel umfasst zwar auch die genaue Art des Vorhabens (den Förderungsgegenstand) unter jedem Maßnahmen-

code, z. B. „Förderung der Diversifizierung von Binnenfischern durch Umweltleistungen“, diese Informationen sind im vorliegenden Datensatz allerdings nicht enthalten.

Innovation in der Aquakultur

Unter der Maßnahme „Innovation in der Aquakultur“ werden Maßnahmen gemäß Maßnahmencode II.1 gefördert (siehe Durchführungsverordnung (EU) Nr. 1243/2014).

Innovation in der Aquakultur

Diese umfassen Investitionen gemäß Verordnung (EU) Nr. 508/2014, Art. 47. Dazu zählen Entwicklungen zur Verringerung von Umweltauswirkungen sowie der Abhängigkeit von Fischmehl und Fischöl. Auch Entwicklungen zur nachhaltigen Ressourcenverwendung, Verbesserungen im Tierschutz und neuen nachhaltigen Produktionsmethoden können gefördert werden. Außerdem kann u. a. die Entwicklung oder Markteinführung von neuen Zuchttarten und die Prüfung der technischen Durchführbarkeit von Innovationen unterstützt werden.

Der entsprechende Datensatz der AMA enthält neben Informationen zum Fördererwerber und den beruflichen Qualifikationen der Arbeitskräfte auch die beteiligte Forschungseinrichtung. Auch sind die Angaben zum Ergebnisindikator (Anzahl der Projekte) enthalten. Der entsprechende Antrag auf Fördermittel umfasst zwar auch die genaue Art des Vorhabens (den Förderungsgegenstand) unter jedem Maßnahmencode, diese Informationen sind im vorliegenden Datensatz allerdings nicht enthalten.

Produktive Investitionen in der Aquakultur

Unter der Maßnahme „Produktive Investitionen in der Aquakultur“ werden Maßnahmen gemäß der Maßnahmencodes II.2, II.3 und II.4 (siehe Durchführungsverordnung (EU) Nr. 1243/2014) gefördert.

Produktive Investitionen in der Aquakultur

Maßnahmencode II.2 umfasst Investitionen gemäß Verordnung (EU) Nr. 508/2014, Art. 48. Dazu zählen u. a. Diversifizierung der gezüchteten Arten, Verbesserungen in Bezug auf Tiergesundheit oder die Sanierung bestehender Fischteiche durch Entschlammung. Maßnahmencode II.3 umfasst weiter Investitionen gemäß Verordnung (EU) Nr. 508/2014, Art. 48, wie z. B. Investitionen zur Verringerung der negativen Auswirkungen auf die Umwelt oder solche, die Auswirkungen auf Wasserverbrauch und Wasserqualität deutlich reduzieren. Investitionen gemäß Maßnahmencode II.4. umfassen Energieeffizienz und Umstellung auf erneuerbare Energiequellen (auch diese sind in Art. 48 der Verordnung (EU) Nr. 508/2014 angeführt).

In Tabelle 18 wird ein Überblick über die für das gegenständliche Projekt wichtigsten Parameter gegeben.

Wie auch bei den anderen Datensätzen sind zusätzlich Informationen zu den beruflichen Qualifikationen der Arbeitskräfte und Angaben zu den Ergebnisindikatoren enthalten. Die Ergebnisindikatoren sind z. B. Veränderung des Volumens der Aquakulturproduktion in Tonnen oder die Veränderung der Fläche der Anlagen in Hektar. Wie auch bei den anderen Datensätzen sind die Informationen zur genauen Art des Vorhabens (des Förderungsgegenstandes) nicht enthalten.

Tabelle 18: Ausgewählte Metadaten Produktive Investitionen in der Aquakultur, EMFF (AMA 2018)	Kategorie	Parameter [Einheit]
Förderungswerber	Betriebsnummer	
	Betriebsadresse, Hausnummer	
	Postleitzahl	
	Ortsname	
Produktionsform	Karpfenproduktion (ja/nein)	
	Salmonidenproduktion (ja/nein)	
	Krebsproduktion (ja/nein)	
	Sonstige (ja/nein)	
Jahresproduktionsmenge Karpfen	Bei Antragstellung [t]	
	Bei Projektabschluss [t]	
Jahresproduktionsmenge Salmoniden	Bei Antragstellung [t]	
	Bei Projektabschluss [t]	
Jahresproduktionsmenge Krebse	Bei Antragstellung [t]	
	Bei Projektabschluss [t]	
Jahresproduktionsmenge Sonstige	Bei Antragstellung [t]	
	Bei Projektabschluss [t]	

Vermarktungsmaßnahmen

Vermarktungsmaßnahmen

Unter den Vermarktungsmaßnahmen werden Maßnahmen gemäß Maßnahmencode IV.3 gefördert (siehe Durchführungsverordnung (EU) Nr. 1243/2014).

Dieser umfasst die Organisation von Kommunikations- und Absatzförderungskampagnen zur Sensibilisierung der Öffentlichkeit hinsichtlich nachhaltiger Fischerei- und Aquakulturerzeugnisse (Verordnung (EU) Nr. 508/2014, Art. 68, g).

Der entsprechende Datensatz der AMA enthält Informationen zum Förderwerber und zur beruflichen Qualifikationen der Arbeitskräfte sowie zur Anzahl der vom Vorhaben profitierenden Unternehmen. Auch sind die Angaben zum Ergebnisdikator (Erhöhung des durchschnittlichen Pro-Kopf-Verbrauchs in Österreich durch das Vorhaben in Kilogramm) enthalten.

Verarbeitung von Fischerei- und Aquakulturerzeugnissen

Verarbeitung von Fischerei- und Aquakulturerzeugnissen

Unter der Maßnahme „Verarbeitung von Fischerei- und Aquakulturerzeugnissen“ werden Maßnahmen gemäß des Maßnahmenkodes IV.4 gefördert (siehe Durchführungsverordnung (EU) Nr. 1243/2014).

Dieser umfasst u. a. Investitionen zur Energieeinsparung oder Verringerung der Umweltbelastung oder zur Verarbeitung von ökologischen/biologischen Aquakulturerzeugnissen (siehe Verordnung (EU) Nr. 508/2014, Art. 69).

Der entsprechende Datensatz der AMA enthält Informationen zum Förderwerber und zur beruflichen Qualifikationen der Arbeitskräfte sowie zur Anzahl der im Vorhaben geförderten Unternehmen. Auch sind die Angaben zu den Ergebnisdiktoren (Beschäftigte in Verarbeitung und Vermarktung sowie Veränderung Erstverkäufe an Nichterzeugerorganisation in Tausend-Euro) enthalten. Der entsprechende Antrag auf Fördermittel umfasst zwar auch die genaue Art des Vorhabens (den Förderungsgegenstand), diese Informationen sind im vorliegenden Datensatz allerdings auch hier nicht enthalten.

**Kumulierte Daten gemäß Durchführungsverordnung
(EU) Nr. 1242/2014, Anhang I**

Der Datensatz enthält jeweils einen Eintrag pro Vorhaben und die in Tabelle 19 angegebenen Parameter.

Parameter	
CCI-Nr.	
Eindeutige Kennung (ID)	
Name des Vorhabens	
NUTS-Code	
Begünstigter	
Geschlecht des Begünstigten	
Unternehmensgröße	
Stand des Vorhabens	
Förderfähige Gesamtkosten	
Förderfähige öffentliche Gesamtkosten	
EMFF-Unterstützung	
Datum der Genehmigung	
Förderfähige Gesamtausgaben	
Förderfähige öffentliche Gesamtausgaben	
Im Rahmen des EMFF förderfähige Ausgaben	
Datum der Abschlusszahlung an den Begünstigten	
Betroffene Maßnahme	
Outputindikator	

Tabelle 19:
Kumulierte Daten
gemäß Durchführungs-
verordnung (EU)
Nr. 1242/2014, Anhang I

2.8.6 Daten aus dem Aquakultur-Register

Gemäß Richtlinie 2006/88/EG werden im Aquakultur-Register alle genehmigten Fischzuchtbetriebe angeführt (AGES 2018). Das Register wird vom Bundesministerium für Arbeit, Soziales, Gesundheit und Konsumentenschutz (BMASGK) geführt, die Daten sind online verfügbar¹¹.

**Register aller
genehmigter
Fischzuchtbetriebe**

Das Register enthält einen Datensatz pro Anlage und Tierart (Fische, Krebse, Weichtiere). Tabelle 20 gibt einen Überblick über die im Aquakultur-Register enthaltenen Parameter.

Kategorie	Parameter [Einheit]
Verortung	Standort-Latitude (WGS 84)
	Standort-Longitude (WGS 84)
Unternehmen	Name
	Anschrift (Vulgename)
	Registrierungsnummer
Anlagen & Produktion	Art des Zuchtbetriebs
	Erzeugung des Zuchtbetriebs

Tabelle 20:
Metadatenumfang
Aquakultur-Register
(BMASGK 2019)

¹¹ <http://aquakultur.ehealth.gv.at/>

Kategorie	Parameter [Einheit]
Gesundheitsinformationen	Virale hämorrhagische Septikämie (VHS)
	Infektiöse hämatopoetische Nekrose (IHN)
	Koi-Herpes-Viruserkrankung (KHV)
	Infektiöse Anämie d. Salmoniden (ISA)
	Anerkannter Gesundheitsstatus VHS
	Anerkannter Gesundheitsstatus IHN
	Anerkannter Gesundheitsstatus KHV
	Anerkannter Gesundheitsstatus ISA

Die Gesundheitsinformationen enthalten für alle vier Krankheiten sowohl Angaben, ob Überträgerarten oder empfängliche Arten vorhanden sind, als auch die Kategorie des Gesundheitsstatus gemäß der Richtlinie 2006/88/EG.

2.9 Gegenüberstellung von potenziellen Ökosystemleistungen und vorhandenen Daten

Register aller genehmigter Fischzuchtbetriebe Abschließend werden die potenziellen Ökosystemleistungen der verschiedenen Anlagentypen im Generellen (siehe Kapitel 2.3) bzw. die entsprechenden Indikatorvorschläge im Speziellen (siehe Kapitel 2.5) den für die gegenständliche Studie zur Verfügung stehenden Datenquellen (siehe Kapitel 2.8) gegenübergestellt. Ziel ist die Darstellung jener Daten, welche für die Quantifizierung von Ökosystemleistungen herangezogen werden können, sowie das Aufzeigen jener Aspekte, die einer weiteren Bearbeitung bedürfen.

Potenzielle Versorgungsleistungen

11 potenzielle Versorgungsleistungen Im Rahmen des gegenständlichen Projekts wurden elf potenzielle Versorgungsleistungen identifiziert, sieben davon ausschließlich für Teichanlagen (siehe Tabelle 6), eine ausschließlich für Kreislaufanlagen (siehe Tabelle 6). In Tabelle 10 sind entsprechende Indikatorvorschläge enthalten.

Versorgungsleistungen umfassen zum einen das Angebot an Tieren bzw. gezüchteten Pflanzen als Nahrungsmittel, wobei zwischen jenen, die vom Mensch aktiv und jenen die sich auf natürliche Weise angesiedelt haben, unterschieden wird, z. B. „Versorgungsleistung durch das Angebot an Tieren aus Aquakultur als Nahrungsmittel“ (siehe Tabelle 6). Entsprechende Indikatoren zur Quantifizierung sind in Tabelle 10 angeführt. Die Produktion von Speisefischen (kg), Jungfischen (Stück) und Laich (Stück) ist im Datensatz der Erhebung der Aquakulturproduktion (siehe Tabelle 15) enthalten, womit die versorgenden Leistung „Angebot an Tieren als Lebensmittel“ beschrieben werden kann. Zudem umfasst auch der Datensatz der Förderung im Rahmen des operationellen Programms Österreich – Europäischer Meeres- und Fischereifonds (EMFF), Maßnahme „Produktive Investitionen in der Aquakultur“ Jahresproduktionsmengen in Tonnen (Karpfen, Salmoniden, Krebse bzw. Sonstige; siehe Tabelle 18). Daten zu einer etwaigen pflanzlichen Produktion bzw. zu auf natürliche Weise angesiedelten Tieren und Pflanzen liegen dagegen nicht vor.

Weitere potenzielle Versorgungsleistungen betreffen die Biomasse und umfassen „Versorgungsleistung durch die Nutzung von Produktionsrückständen, Ablaufwasser und Schlamm aus Aquakulturanlagen als Energielieferant“, „Versorgungsleistung durch die Nutzung von Pflanzen aus Aquakultur als Energielieferant“, „Versorgungsleistung durch Angebot an Biomasse und Schlamm als Dünger“, und „Versorgungsleistung durch Angebot an Biomasse als Dämmmaterial“. Die in Tabelle 10 vorgeschlagenen Indikatoren zur Beschreibung der Leistungen umfassen v. a. die Menge an Pflanzen bzw. Biomasse welche diesen Leistungen zugeführt wird. Diese Parameter sind allerdings von den in diesem Projekt vorliegenden Datensätzen nicht umfasst. Wie aus den Befragungen in den Fallbeispielen (siehe Kapitel 2.7) ersichtlich, experimentierten zumindest einzelne Betriebe mit der Weiterverwendung als Dünger. Entsprechende Daten wurden aber nicht systematisch erfasst.

Zudem wurden versorgende Leistungen das Wasser der Aquakulturanlage direkt betreffend definiert, nämlich „Versorgungsleistung durch Angebot an nutzbarem Wasser für Bewässerungszwecke“ und „Versorgungsleistung durch Angebot an Löschwasser“. Die vorgeschlagenen Indikatoren in Tabelle 10 beziehen sich auf die Wassermenge, welche für diese Leistungen zur Verfügung gestellt wird. Diese Angaben werden in den vorhandenen Datenquellen nicht erfasst, wobei hier auch die derzeitige Rechtslage für diese beiden potenziellen versorgenden Leistungen zu beachten ist.

Zuletzt wurde auch die Leistung „Versorgungsleistung durch das Angebot an Accessoires als Nebenprodukt der Verarbeitung in der Aquakultur“ vorgeschlagen. Derzeit ist nicht bekannt, ob österreichische Aquakulturbetriebe z. B. Fischhäute für die Weiterverarbeitung zu Fischleder zur Verfügung stellen.

Potenzielle regulierende Leistungen

Das in Kapitel 2.2 enthaltende Inventar an potenziellen regulierenden Leistungen umfasst „Regulierende Leistung durch die lokale Mikroklimaregulation im Bereich der Aquakultur“, „Regulierende Leistung durch das fungieren als Nährstoffsenke“ und „Schutzleistung als Niederschlagsauffang- und Rückhaltebecken“ (siehe auch Tabelle 7). Erstere ist nur im Inventar für Teichanlagen angeführt.

potenzielle regulierende Leistungen

In Tabelle 11 ist eine Beschreibung entsprechender Indikatorparameter enthalten. Vorschläge für konkrete Indikatoren konnten für diese Gruppe an Ökosystemleistungen nicht erstellt werden, da noch nicht alle Faktoren bekannt sind, welche auf die Bereitstellung der entsprechenden Leistung einwirken (siehe Kapitel 2.5). Wie aus dieser Beschreibung ersichtlich, werden aber für konkrete Berechnungen u. a. Daten zum Wasserkörper benötigt werden. Daten zur Teichfläche bzw. zum Beckenvolumen sind in der Erhebung der Aquakulturproduktion umfasst (siehe Tabelle 15). Auch die Daten der Förderung der naturnahen, extensiven Bewirtschaftung von Teichen enthalten Angaben zur Teichfläche. Dieser Datensatz umfasst aber nur ein Subset an Teichen. Mit den vorhandenen Datensätzen kann damit ein Teil der Faktoren, aus denen sich die Leistung ergibt, quantifiziert werden. Um die Leistung für alle Teichanlagen darstellen zu können, bedarf es jedoch weiterer Forschung zur Erhebung der Gesamtheit der Faktoren, aus denen sich die Leistung zusammensetzt und ebenso zum Grenzwert, welcher erfüllt sein muss, damit eine Leistung besteht und gezählt werden kann.

Daten zu anderen, in der Beschreibung der Indikatorparameter angeführten, Aspekten, sind in den vorliegenden Datenquellen nicht enthalten. Dies betrifft z. B. die Quantifizierung der Wassermengen im Zulauf und Ablauf oder Daten zur Berechnung einer wasserstandsabhängigen Speicherkurve (siehe Tabelle 11). Die Erhebung der Daten zur Wasserversorgung und der Wasserableitung von Aquakulturbetrieben liegt in Form der Wasserbücher den Behörden vor, die jedoch, abhängig vom Bundesland, vorrangig nur in den Behörden aufliegen und nicht in digitalisierter Form verfügbar sind.

Potenzielle kulturelle Leistungen

potenzielle kulturelle Leistungen

Potenzielle kulturelle Leistungen umfassen „Kulturelle Leistung durch das Erleben von Tieren und Pflanzen und von durch die Aquakulturanlage geprägte Landschaften“, „Kulturelle Leistung durch das Erleben von Landschaften, die durch Aquakultur geprägt sind“, „Kulturelle Leistungen durch Wissensgewinn, -weitergabe und Bildung“ sowie „Kulturelle Leistung durch die ästhetische von Aquakulturen geprägte Landschaften“. Die ersten beiden potenziellen Ökosystemleistungen sind nur im Inventar für Teichanlagen angeführt (siehe Tabelle 8).

Zur Beschreibung der angeführten Ökosystemleistungen wurden jeweils Indikatoren vorgeschlagen (siehe Tabelle 12). Da für die Quantifizierung der kulturellen Leistungen die betrachteten Parameter weit über die Fischproduktion hinausgehen, werden die Parameter nicht von jenen Datenquellen erfasst, die für das gegenständliche Projekt zur Verfügung stehen, denn diese fokussieren sehr stark auf die Produktion. Aus Diskussionen in der Steuerungsgruppensitzung (siehe Kapitel 2.5) ist aber bekannt, dass fallweise an einzelnen Anlagen z. B. Besucherzahlen von den AnlagenbetreiberInnen erhoben werden. Diese werden allerdings nicht systematisch erfasst.

Zur Beschreibung der Ökosystemleistung „Kulturelle Leistungen durch Wissensgewinn, -weitergabe und Bildung“ wurde als Indikator auch die Anzahl wissenschaftlicher Arbeiten vorgeschlagen. In Teilbereichen könnten hier möglicherweise Daten aus der Förderung im Rahmen des Operationellen Programms Österreich – Europäischer Meeres- und Fischereifonds (EMFF) bereitgestellt werden. Im Zuge der Maßnahme „Innovation in der Aquakultur“ (siehe Kapitel 2.8.5) werden nämlich Informationen zur beteiligten Forschungseinrichtung und die Anzahl der Projekte erhoben.

Potenzielle Biodiversitätsleistungen

potenzielle Biodiversitätsleistungen

Zwei potenzielle Biodiversitätsleistungen wurden im gegenständlichen Projekt definiert: „Existenz natürlicher Vielfalt auf der Ebene der Arten, Ökosysteme und Landschaften“ sowie „Biodiversitätsleistung durch den Erhalt des genetischen Reservoirs von seltenen und gefährdeten Arten“ (siehe Tabelle 9).

Für die Ökosystemleistung „Existenz natürlicher Vielfalt auf der Ebene der Arten, Ökosysteme und Landschaften“ wurden einige Indikatoren vorgeschlagen, die sowohl auf die Artenvielfalt und Biodiversitätsindices abzielen, als auch auf die Verortung der Anlage in einem Natura-2000-Gebiet (siehe Tabelle 13). Biodiversitätsdaten sind in den für das gegenständliche Projekt verfügbaren Datensätzen nicht enthalten. Nach derzeitigem Wissensstand erfolgt auch keine systematische Erhebung dieser. Die Verortung in einem Natura-2000-Gebiet wird allerdings im Rahmen der Förderung der naturnahen, extensiven Bewirtschaftung von Teichen erhoben (siehe Kapitel 2.5 bzw. Tabelle 16) und steht somit für ausgewählte Teiche zur Verfügung.

Aquakulturanlagen zur Produktion seltener oder geschützter Fischarten tragen somit die Ökosystemleistung „Biodiversitätsleistung durch den Erhalt des genetischen Reservoirs von seltenen und gefährdeten Arten“ bei. Diese Daten könnten die Erhebung der Aquakulturproduktion einfließen (siehe Kapitel 2.5). Diese fokussiert zwar auf die Erhebung der Speisefischproduktion, es werden aber auch die Parameter „Produktion Jungfische“ und „Fischart“ erhoben (siehe Tabelle 15). Nach derzeitigem Wissensstand produzieren vereinzelt Aquakulturanlagen lokale Bachforellenstämme, wie beispielsweise Huchen, Äschen, Wildkarpfen (an der March) und Störe (LIFE Sterlet auf der Donauinsel in Wien).

3 MODUL 2: Dokumentation und Bewertung von Mortalität und Produktionsausfällen

3.1 AquaOtter – Fallstudie zur Prädation mit Schwerpunkt auf dem Eurasischen Fischotter

Die Fallstudie AquaOtter wurde am Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement sowie am Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft Universität für Bodenkultur durchgeführt.



Universität für Bodenkultur Wien
Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt
Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement
&
Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung
Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft

Projekt „Aqua-Otter“

**Dokumentation und Bewertung von Produktionsausfällen,
verursacht durch Prädatoren,
mit Schwerpunkt auf den Eurasischen Fischotter**

Modul 2 im Rahmen der Pilotstudie 4: Environmental data on aquaculture



Böhm, J., Auer, S. & Unfer, G.

Wien, Oktober 2019

Mit Unterstützung von Bund, Ländern und Europäischer Union

 Bundesministerium
Landwirtschaft, Regionen
und Tourismus

EMFF
2014 – 2020

Europäischer Meeres- und Fischereifonds:
Hier investiert Europa in eine nachhaltige Fischerei.



Auftraggeber

Umweltbundesamt GmbH

Spittelauer Lände 5
1090 Wien

Projektleitung

Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Günther Unfer

Universität für Bodenkultur Wien (BOKU)
Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt (WAU)
Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement (IHG)
Gregor-Mendel-Straße 33, 1180 Wien
guenther.unfer@boku.ac.at
Tel: +43 1 47654-81213



Projektbearbeitung

Josephin Böhm, MSc

Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung (DIBB)
Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft (IWJ)
Gregor-Mendel-Straße 33, 1180 Wien
josephin.boehm@boku.ac.at
Tel: +43 1 47654-83231

Dipl.-Ing. Stefan Auer

Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt (WAU)
Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement (IHG)
Gregor-Mendel-Straße 33, 1180 Wien
stefan.auer@boku.ac.at
Tel: +43 1 47654-81250

Zitievorschlag:

Böhm, J., Auer, S. & Unfer, G. (2019): Dokumentation und Bewertung von Produktionsausfällen, verursacht durch Prädatoren, mit Schwerpunkt auf den Eurasischen Fischotter. Projekt „AquaOtter“, Modul 2 im Rahmen der Pilotstudie 4: Environmental data on aquaculture. Endbericht im Auftrag der Umweltbundesamt GmbH.

Copyright:

Das Copyright für alle Abbildungen, Karten, Tabellen und Diagramme des vorliegenden Berichts verbleibt bei den Autoren bzw. den jeweils angegebenen Urhebern sowie dem Projektauftraggeber. Für jede Form der Vervielfältigung oder Verwendung in analoger und / oder digitaler Form ist die Zustimmung des / der jeweiligen Autor/in, Urheber/in sowie des Projektauftraggebers erforderlich.

ZUSAMMENFASSUNG	1
1. Einleitung	3
Ziele des Projekts	3
2. Untersuchungsgebiet	1
3. Material & Methode	7
3.1. Vorbereitungen und Kontrollbegehungen an den Versuchsteichen	7
3.2. Untersuchungen des Fischbesatzes	9
3.2.1 Initialbesatz	9
3.2.2 Ermittlung der individuellen Körperlängen und Gewichte	9
3.3. Erhebungen zum Fraßdruck durch Fischotter	11
3.3.1 Anwesenheit von Fischottern am Versuchsteich sowie der näheren Umgebung	12
3.3.2 Genetische Analyse von Losung für die Bestimmung der Fischotter-Anzahl	16
3.3.3 Nahrungsspektrum der Fischotter anhand morphologischer Analyse der Losung	18
3.4. Erhebungen zum Fraßdruck durch weitere fischfressende Prädatoren	21
4. Ergebnisse und Diskussion	24
4.1 Untersuchungen des Fischbesatzes	24
4.1.1 Bestandsentwicklung Fischotter-Teich	24
4.1.2 Bestandentwicklung Referenzteich	27
4.1.3 Besatzfische	30
4.1.4 Produktivitätsunterschiede	34
4.2. Erhebungen zum Fraßdruck durch Fischotter	36
4.2.1 Anwesenheit von Fischottern am Versuchsteich und der näheren Umgebung	36
4.2.2 Genetische Analyse von Losung für die Bestimmung der Fischotter-Anzahl	43
4.2.3 Untersuchung des Nahrungsspektrums anhand morphologischer Losungsanalyse	49
4.3. Erhebungen zum Fraßdruck durch weitere fischfressende Prädatoren	55
4.3.1 Zeitraffer-Kameras für die Erfassung weiterer Fischprädatoren	55
4.3.2 Dokumentation weiterer Fischprädatoren an den Zaun-Durchlässen	59
4.3.3 Schlussfolgerungen zum Fraßdruck durch weitere Fischprädatoren	61
5. Abschließende Diskussion und Ausblick	63
Literatur	66

Anhang

"Generelle Einschätzung der Problematik von Fischkrankheiten in Zusammenhang mit Aquakulturproduktion in Karpfenteichwirtschaften" - Gutachten

ZUSAMMENFASSUNG

Wiedererstarkende Bestände des Eurasischen Fischotters (*Lutra lutra*) führen zunehmend zu Konflikten im Bereich der Aquakultur. Die an Fischteichen verursachten Produktionsausfälle zu quantifizieren ist jedoch eine komplexe und methodisch schwierige Herausforderung, da auch weitere Fischprädatoren Teichanlagen zur Nahrungsaufnahme aufsuchen können. Andererseits können Fischverluste beispielsweise durch Krankheiten, Parasiten sowie durch Wechsel- und Folgewirkungen verschiedener fischschädigender Einflüsse (z. B. Krankheitsanfälligkeit aufgrund von Stress) ausgelöst werden. Ziel des Projektes war es, eine Pilotstudie durchzuführen, um Grundlagen zur methodischen Vorgehensweise für zukünftig durchzuführende Studien zu schaffen.

Hierfür wurde in einem experimentellen Ansatz die Entwicklung eines definierten Fischbesatzes, bestehend aus Karpfen (*Cyprinus carpio*) und Weißfischen, nämlich Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*), in zwei Waldviertler Teichen mit unterschiedlichem Prädationsdruck durch Fischotter für die Dauer eines Jahres untersucht.

An einem der beiden gezäunten Versuchsteiche wurde Fischottern das Betreten durch Öffnungen, überwacht durch Wildkameras, ermöglicht („Fischotter-Teich“). Des Weiteren wurden an beiden Versuchsteichen je zwei tagaktive Zeitrafferkameras für die Kontrolle der Abwesenheit anderer Fischprädatoren eingesetzt. Am Ende des Versuchs wies der Fischotter-Teich einen um 30 Individuen (17,1 %) reduzierten Karpfenbestand auf. Davon wurden fünf tot und ohne Fraßspuren aufgefunden, sodass Prädation als direkte Mortalitätsursache auszuschließen ist. Der Verbleib der übrigen 14,3 % konnte nicht eindeutig geklärt werden und kann weder allein auf Fischotter noch generell auf Prädation zweifelsfrei zurückgeführt werden. Zum einen lösten die Kameras an den Zaun-Öffnungen unzuverlässig aus und zum anderen wurden auch am zweiten, voll gezäunten Versuchsteich („Referenzteich“) nur zwei der fünf bei Versuchsende fehlenden Karpfen tot entdeckt. Der Rückgang dieses Karpfen-Bestands um 2,8 % liegt jedenfalls unter der für Karpfenteiche zu erwartenden, „natürlichen“ Mortalität.

Des Weiteren wurde die Anwesenheit von Seeadlern (*Haliaeetus albicilla*) sowie die Prädation von Weißfischen durch Graureiher (*Ardea cinerea*) und wohl möglich Mink (*Neovison vison*) am Fischotter-Teich nachgewiesen. Dennoch vergrößerte sich der Weißfischbestand, vermutlich durch Einmischung artengleicher Individuen, weshalb eine eventuell selektive Nahrungswahl von Besatzfischen durch Fischotter nicht geklärt werden konnte. Am Referenzteich wurde, abgesehen zweier dokumentierter Prädationsversuche durch einen Seeadler, kein relevanter Fraßdruck dokumentiert. Aus unbekannten Gründen kam es dort zu einer Abnahme des Weißfischbestandes, die nicht auf eine „natürliche“ Sterblichkeit zurückgeführt werden kann. Auch die zeitlich und räumlich zum Teil aufgetretenen Sichtbehinderungen der Zeitraffer-Kameras, durch welche Prädatoren eventuell vereinzelt übersehen wurden, würden den Bestandsrückgang nicht ausreichend erklären.

Andere potenzielle Mortalitätsursachen, wie Fischkrankheiten und -parasiten, wurden an keinem der beiden Versuchsteiche festgestellt. Ein Gutachten zur generellen Einschätzung dieser Problematik für die österreichische Karpfenteichwirtschaft wurde von der Klinischen Abteilung für Fischmedizin der Veterinärmedizinischen Universität in Wien erstellt und ist diesem Bericht anhängig. Darin wird verdeutlicht, dass das Auftreten und die Auswirkungen in Österreich nur sehr ungenau erfasst sind, da Mortalitätsursachen nur in seltenen Fällen diagnostisch abgeklärt werden. Von einer weiten Verbreitung der darin genannten Krankheiten ist auszugehen. Aufgrund der extensiven Haltung und einer umsichtigen Bewirtschaftung dürften verlustreiche Krankheitsgeschehen aber die Ausnahme darstellen. Außerdem wurde auf die Vorteile eines anonymisierten Registers zur österreichweiten Erfassung von Fischkrankheiten hingewiesen.

Aufnahmen der Wildkameras an den Zaunöffnungen sowie Funde von Losung innerhalb des überwachten Bereichs am Fischotter-Teich lassen auf nur wenige Fischotter-Besuche schließen. Zeitlich sind diese auf Mitte Dezember bis Anfang März einzugrenzen. Es konnte außerdem durch einen Methodenvergleich gezeigt werden, dass jeweils beide Ansätze die Anwesenheitshäufigkeit von Fischotttern unterschätzten. Für zukünftige Untersuchungen wird eine Anpassung der Überwachungs-

methodik, sowohl hinsichtlich der Besuchsfrequenz des Fischotters als auch des Prädationserfolgs anderer potenzieller Fischprädatoren, als sinnvoll erachtet.

Anhand genetischer Analysen von Fischotter-Losung, die am Institut für Biologie der Karl-Franzens Universität Graz durchgeführt wurden, wurden ab Herbst regelmäßig ein Männchen und ein Weibchen im Umfeld des Fischotter-Teichs nachgewiesen, sowie einmalig ein männlicher Durchzügler. Im gezäunten Bereich gelang im Winter außerdem der Nachweis des Weibchens. Durch die Pilotstudie wurde zudem das Potenzial der Analyse weniger Tage alter Losungen aufgezeigt und ihre Verwendung für zukünftigen Studien diskutiert.

Fischotter weisen eine große Raumnutzung auf und markieren innerhalb ihres Streifgebietes regelmäßig. Die Analysen von unverdauten Beutetierresten erlauben daher Aussagen, die sich auf räumlicher Ebene weit über den Fundort der Losung hinaus erstrecken. Die morphologische Analyse zeigte erwartungsgemäß, ein von Fischen dominiertes Nahrungsspektrum mit saisonal schwankender Nutzungsintensität alternativer Beutetiere. Hierzu zählen im Frühjahr insbesondere Amphibien. Am häufigsten wurden Flussbarsche (*Perca fluviatilis*) und teichwirtschaftlich nicht relevante Cypriniden nachgewiesen. Unter den teichwirtschaftlich bedeutsamen Fischarten dominierten kleine Rotfedern und Rotaugen bis maximal 130 mm Körperlänge. Überreste von Karpfen, Brachsen (*Abramis brama*) und Hechten (*Esox lucius*) wurden nur selten vorgefunden. Ihre Bedeutung als Nahrungsressource ist somit für die im Untersuchungsgebiet von Herbst bis Frühling aktiven Individuen als eher gering zu bewerten. Bei nicht genauer bestimmbaren Cypriniden bzw. Fischen handelte es sich augenscheinlich um größere Exemplare, welche wohlmöglich für die Teichwirtschaft sowie für die Nahrungsökologie des Fischotters relevant sind. Hierbei könnten zukünftig molekulare Methoden für die Artbestimmung der Beutetiere ergänzend eingesetzt werden.

Die seltene und hauptsächlich auf die Wintermonate beschränkte Anwesenheit von Fischottern am Fischotter-Teich wurde diskutiert und kann auf eine im Vergleich zur Nahrungsverfügbarkeit im übrigen Streifgebiet geringe Attraktivität des Versuchsteichs zurückzuführen sein. Um diesbezüglich belastbare Aussagen treffen zu können, sollten weiterführende Studien das quantitative und qualitative Nahrungsangebot, idealerweise großräumig, erheben sowie Fischotter bedingte Fischverluste in mehreren unterschiedlich besetzten Teichen berücksichtigen.

Anhand der Pilotstudie wurde die Prädation durch Fischbeutegreifer, insbesondere des Fischotters, nicht zweifelsfrei quantifiziert. Dennoch konnten einige wichtige Erkenntnisse für zukünftig zu beantwortende und vergleichbare Fragestellungen abgeleitet und diskutiert werden.

1. EINLEITUNG

Die Bestandszunahmen des Eurasischen Fischotters (*Lutra lutra*) in vielen europäischen Ländern, wie auch in Österreich, führt zu einem klassischen Nutzungskonflikt in Zusammenhang mit der Aquakultur. Für diesen semiaquatisch lebenden Vertreter der Marderartigen (Fam. *Mustelidae*) stellen Fische eine wichtige Nahrungsressource dar (Mason & Macdonald 1986; Clavero et al. 2003; Kruuk 2008). Des Weiteren wird davon ausgegangen, dass sich bereits die Anwesenheit des Fischotters im Wasser auf die dadurch beunruhigten Fische negativ auswirken kann (Adámek et al. 2003). Während vor allem Salmoniden-Zuchten durch Zaunanlagen effizient gegen Fischotter geschützt werden können, ist die Problematik an den meist großflächigen Teichanlagen der Karpfenzuchtbetriebe besonders aktuell.

Die Ökologie der an Fließgewässern lebenden Fischotter wurde in Österreich in den vergangenen Jahren zunehmend untersucht (z.B. Sittenthaler et al. 2015a, 2016, 2019; Pinter et al. 2016a, b). Das Wissen aus dem Lebensraum „Teichgebiet“ ist hingegen vergleichsweise gering (Sittenthaler et al. 2015b). Das Besondere an dieser Kulturlandschaft aus Sicht fischfressender Wildtiere ist, dass das Nahrungsangebot saisonal stark anthropogen bestimmt ist, da es infolge des Besetzens und Abfischens der Teiche, meist im Frühjahr und / oder Herbst, räumlich und zeitlich zu starken Schwankungen kommen kann. Außerdem existieren regionale Unterschiede in der Teichbewirtschaftung (z. B. hinsichtlich Besatzdichten, Kombination unterschiedlicher Fischarten in einem Teich, etc.) und es scheint, als könnten bereits bestimmte Landschaftsfaktoren eine höhere Schadensanfälligkeit von Fischteichen erklären (Klenke et al. 2005; Sales-Luís et al. 2009).

Die in jüngster Zeit in Österreich einzige umfassendere Studie zum Einfluss des Fischotters auf Teichanlagen (Sittenthaler et al., 2015b) ließ weitgehend offen, welcher Anteil der festgestellten Fischverluste (Qualität und Quantität) im Gebiet des Romaubachs (Waldviertel) tatsächlich dem Fischotter zuzuschreiben ist. Denn auch andere Prädatoren, primär fischfressende Vögel, wie Kormorane (*Phalacrocorax carbo*) und Graureiher (*Ardea cinerea*), sowie verschiedenste Fischkrankheiten und -parasiten können in der Aquakultur zu Produktionsausfällen führen. Diese Mortalitätsursachen zu unterscheiden und zu quantifizieren ist eine komplexe und methodisch schwierige Herausforderung.

Ziele des Projekts

Mithilfe vorliegender Pilotstudie wird an zwei miteinander vergleichbaren Teichen versucht, den Fraßdruck des Fischotters (Fischotteranzahl, Besuchsfrequenz, Qualität und Quantität der Produktionsausfälle) an einem typischen Teich im Waldviertel über den Zeitraum eines Jahres zu ermitteln.

Die wesentlichsten zu klärenden Fragen hierbei sind:

- (1) Wie viele Fischotter leben und fressen in einem bestimmten Areal?
- (2) Wann und wie viele Fischotter-Besuche finden am Teich statt?
- (3) Wie viele und welche Fischarten und -größen werden gefressen?

Dazu wurde die Entwicklung des Fischbesatzes an zwei gezäunten Teichen miteinander verglichen, wobei ein Teich überwachte Zaunöffnungen aufwies, die es dem Fischotter ermöglichten, den Teich zu besuchen. Überdies erfolgte die Erhebung von Fischotter-Lösung sowie deren genetische und nahrungsökologische Untersuchung.

Aus teichwirtschaftlicher Sicht liegt der Fokus dieser Studie auf der Quantifizierung des unmittelbaren Fraßdrucks auf Zuchtkarpfen (*Cyprinus carpio*). Darüber hinaus soll ein zusätzlicher Besatz mit Weißfischen der Arten Rotauge (*Rutilus rutilus*) und Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) Aufschlüsse über eventuelle Nahrungspräferenzen des Fischotters geben.

Ferner zielt die Studie darauf ab, möglichst alle weiteren Ursachen für Produktionsausfälle (z.B.: andere Prädatoren, Fischkrankheiten und -parasiten, natürliche Sterberate) an den zwei Versuchsteichen möglichst genau zu erfassen. Zudem wird durch ein Gutachten der Klinischen Abteilung für Fischmedizin an der Veterinärmedizinischen Universität eine generelle Einschätzung krankheitsbedingter Fischverluste in der Karpfenproduktion Österreichs vorgenommen.

Im Vordergrund des Projektes steht, anhand der Ergebnisse aufzuzeigen, wie zukünftige, fundierte Quantifizierungen des Prädationsdrucks sowie der entstehenden Schäden erfolgen können und welcher darüberhinausgehende Forschungsbedarf besteht. Es werden somit wichtige Grundlagen zur methodischen Vorgehensweise für zukünftig großräumig durchzuführende Studien zu Schadensbewertungen geschaffen. Dies kann in weiterer Folge als Grundlage für Maßnahmen dienen, die eine Verminderung der Prädation von Besatzfischen durch Fischotter und andere Mortalitätsursachen zum Ziel haben. Die durch diese Pilotstudie geschaffenen Erkenntnisse hinsichtlich des Prädationsdrucks und sonstiger Mortalitätsursachen erheben keinen Anspruch auf Allgemeingültigkeit (Fallstudien) und stellen aufgrund der Stichprobengröße von nur zwei Versuchsteichen keine statistisch absicherbaren Resultate dar.

2. UNTERSUCHUNGSGEBIET

Die beiden für die Pilotstudie ausgewählten Teiche liegen im Nordwesten des niederösterreichischen Waldviertels (Abbildung 1), einem der zwei regionalen Schwerpunkte für die Karpfen-Produktion in Österreich. Die ersten für die Fischzucht angelegten Teiche entstanden hier bereits Ende des 13. Jahrhunderts und prägen noch heute weite Teile des Landschaftsbilds (Matzinger 2014).

Kriterien für die Auswahl der Versuchsteiche waren vorrangig: die Vergleichbarkeit der beiden Anlagen sowie deren Repräsentativität für die Teichwirtschaft im Waldviertel. Im Detail sollten idealerweise die Größe, die zu erwartende Wasserchemie, der Temperaturgang und die Produktivität im Jahresverlauf ähnlich sein.

Bei den beiden ausgewählten Teichen handelt es sich um sogenannte Nebenschlussanlagen (Gratzl, pers. Mitt.), deren Wasserversorgung primär über den Zufluss aus einem Bach erfolgt. Wie typisch für diese Kulturlandschaft, bilden die verschiedenen Fließgewässer und die zum Teil als Ketten angelegten Teiche ein komplex verzahntes Gewässersystem. Vergleichsweise dünn besiedelt und reich an verschiedenen Strukturen bietet die Region günstige Lebensbedingungen für Wildtiere, wie auch den Fischotter und verschiedene fischfressende Vögel.

Während der Referenzteich seit geraumer Zeit Fischotter-dicht gezäunt ist und vor allem als Brutteich verwendet wurde, hatte man den Fischotter-Teich aufgrund zu hoher Fischverluste vor einigen Jahren aus der Nutzung genommen (Information des Bewirtschafers). Die jeweilige Lage der Versuchsteiche kann als abgeschieden bezeichnet werden und die Anwesenheit von Menschen (Bewirtschafter, Wanderer etc.) als sporadisch. Aus Sicht von piscivoren Wildtieren bieten beide Teiche von menschlicher Aktivität äußert ungestörte Nahrungshabitate.

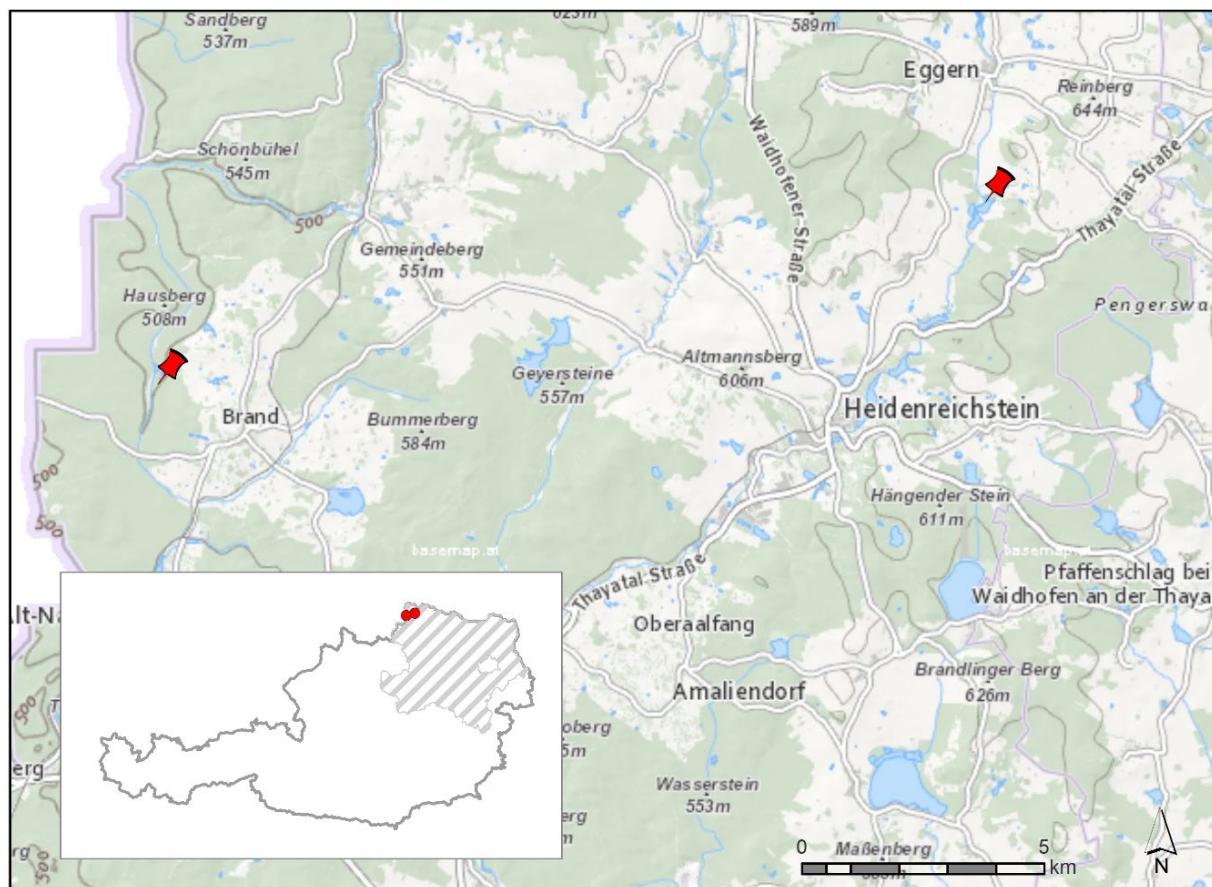


Abbildung 1: Lage der beiden Versuchsteiche im nordwestlichen Waldviertel, Niederösterreich. Grundkarte: basemap.at

Referenzteich

Dieser vollständig Fischotter-dicht gezäunte Versuchsteich befindet sich nordöstlich von Heidenreichstein (Abbildung 1) nahe dreier größerer Fischteiche, die vom Romaubach gesäumt bzw. gespeist werden. Des Weiteren grenzen unmittelbar Grünland und ein kleiner, naturnaher Wald an den Referenzteich (Abbildung 2). Die Wasserfläche beträgt ca. 0,33 ha.



Abbildung 2: Lage und Umgebung des Prädatoren-freien Versuchsteichs („Referenzteich“). Grundkarte: (a) basemap.at, (b) Esri, DigitalGlobe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, IGN, and the GIS User Community.

Fischotter-Teich

Der für Fischotter gezielt zugängige Versuchsteich liegt in der Gemeinde Brand-Nagelberg am Rande eines Nadelwaldes, unweit der Grenze zur Tschechischen Republik (Abbildung 1 + 3). Im Osten grenzt extensiv bewirtschaftetes Grünland an. Einem Umlleitergraben wird das Wasser sowohl entnommen als auch eingeleitet., welcher den benachbarten Fischteich sowie den Lunkowitzbach speist. Der Fischotter-Teich ist rund 0,35 ha groß und in Ost-West-Ausrichtung von langgestreckter Form.



Abbildung 3: Lage und Umgebung des Fischotter zugänglichen Versuchsteichs ("Fischotter-Teich"). Grundkarte: (a) basemap.at, (b) Esri, DigitalGlobe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, IGN, and the GIS User Community.

3. MATERIAL & METHODE

3.1 Vorbereitungen und Kontrollbegehungen an den Versuchsteichen

Während der Referenzteich zu Projektbeginn bereits mehrere Jahre erfolgreich Fischotter-dicht gezäunt war, musste die Zäunung des Fischotter-Teichs erst erfolgen. Am 24.04.2018 konnte mit dem Bau des Zauns am Fischotter-Teich begonnen und im Wesentlichen mit 27.04.2018 abgeschlossen werden. Dabei handelt es sich, identisch zu jenem am Referenzteich, um einen Maschendrahtzaun mit ca. 120 cm Höhe und im Boden vergrabener Unterkante, wodurch ein Untergraben durch den Fischotter verhindert wird.

Um das Ein- und Auswechseln des Fischotters räumlich und zeitlich kontrollieren zu können, wurden gezielt Durchlässe im Zaun in einer Größe von etwa 150 x 80 cm eingerichtet. Die Position der Zaunöffnungen wurde durch die Lokalisation erkennbarer Wechsel und Markierungsplätze bestimmt. An insgesamt vier Stellen wurden potentielle Zugangsmöglichkeiten für den Fischotter geschaffen (Abbildung 4).



Abbildung 4: Skizze zur Lage der vier Durchlässe im Zaun (gelb) am Fischotter-Teich. Grundkarte: Esri, DigitalGlobe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, IGN, and the GIS User Community.

Da sich Graureiher während der Nahrungssuche meist am Ufer oder in der Flachwasserzone aufhalten (Creutz 1983; Steiner 1991) wurden diese Bereiche präventiv mit Überspannungen versehen. Hierzu wurden handelsübliche Absperrbänder eingesetzt, die an in den Boden bzw. am Grund des Teiches eingeschlagenen Metallstangen befestigt wurden.

Besonders zu Beginn der Versuchslaufzeit galt es, die Funktionstüchtigkeit des Versuchsaufbaus sowie das Geschehen am Teich regelmäßig zu kontrollieren, um die effektive Durchführung des Projektes gewährleisten und eventuelle Gegenmaßnahmen zeitnah einleiten zu können. Neben der Kontrolle des sichtbaren Verhaltens des Fischbestands oder aufgetretener Mortalität wurden die Überspannungen beider Versuchsteiche überprüft, die Daten aller Wildkameras (Kap. 3.3.1.2 + 3.4) ausgelesen, ggf. Batterien ausgetauscht und besonders im Sommer die Vegetation im Umfeld bzw. Sichtbereich der Kameras entfernt.

Die ersten Begehungen zielten außerdem darauf ab, nach Fertigstellung des Versuchsaufbaus die Fortsetzung der Fischotter-Aktivität feststellen zu können. Neben der Sichtung der an den Zaundurchlässen entstanden Bilder wurde das Ufer am Fischotter-Teich sowie die Gewässer in der näheren Umgebung intensiv nach Fischotter-Losung abgesucht (Kap. 3.1.1.1). Abhängig von der Wiederkehr des Fischotters galt es außerdem, einen adäquaten Zeitpunkt für den Beginn der ersten DNA-Sammelperiode (Kap. 3.3.2) festzulegen. Mit Fortschreiten des Projektes wurden die Kontrollbegehungen am Fischotter-Teich mit der Durchführung der übrigen Erhebungen kombiniert (Tabelle 1).

Tabelle 1: Übersicht über die zeitliche Durchführung der Erhebungen während der Versuchslaufzeit April 2018 - April 2019.

	2018												2019				
	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Jan.	Feb.	März	April				
1.																	
2.																	
3.																	
4.																	
5.																	
6.																	
7.																	
8.																	
9.																	
10.																	
11.																	
12.																	
13.																	
14.																	
15.																	
16.																	
17.																	
18.																	
19.																	
20.																	
21.																	
22.																	
23.																	
24.																	
25.																	
26.																	
27.																	
28.																	
29.																	
30.																	
31.																	
	Kontrollbegehungen einschl. Lösungssuche																
	Fischbesatz																
	Wasserprobe																
	Zwischenbefischung																
	Lösungssammlung für DNA-Analyse																
	Kartierung frischer und alter Lösung																
	Abfischung																

3.2 Untersuchungen des Fischbesatzes

An den beiden Versuchsteichen fand zur selben Zeit ein definierter Initialbesatz mit zweisömmrigen Karpfen („K₂ auf K₃“) und Weißfischen (Rotaugen und Rotfedern) unterschiedlichen Alters statt. Über die Zeitdauer eines Jahres wurden diese beiden Teiche in identer Weise bewirtschaftet. Mitte Juli wurden Zwischenbefischungen durchgeführt, um den Zustand und das Wachstum der Fische des Besatzes zu überprüfen. Am Ende der einjährigen Versuchsdauer wurden die Teiche abgefischt und die Entwicklung des Initialbesatzes analysiert.

3.2.1 Initialbesatz

Sämtliche Fische des Initialbesatzes stammten aus der Fischzucht des Kinsky'schen Forstamtes in Heidenreichstein. Am 26.4.2018 wurden beide Versuchsteiche besetzt. Dieser Initialbesatz ist hinsichtlich der Artenzusammensetzung und der Besatzdichte repräsentativ für die Waldviertler Bio-Aquakultur. Der Transport der Fische erfolgte für beide Teiche gemeinsam, wobei Karpfen und Weißfische in zwei separaten Fischtransportbehältern gehältert wurden. Das Messen und Wiegen der Einzelindividuen erfolgte vor Ort, unmittelbar nach der Entnahme aus den Transportbehältern. Sowohl vermessene als auch klassierte Fische wurden umgehend in die Teiche besetzt.

Fütterung

Die Fütterung der Fische erfolgte durch die jeweiligen Teichbewirtschafter, wobei Menge, Fütterungsperioden sowie Futterart untereinander abgestimmt wurden. Zuerst wurde vom Zeitpunkt des Besatzes bis Ende Mai 2018 ein Mix aus Getreide und Mischfutterpellets (im Verhältnis 1:1) verabreicht, in Summe etwa 50 kg. Danach erfolgte die Fütterung eines Getreidemixes aus Triticale und Gerste (im Verhältnis 2:1), in Summe etwa 200 kg, die bis zum Herbst andauerte. Winterliche Fütterungspausen wurden ebenfalls zwischen den beiden Bewirtschaftern abgesprochen. Im Jahr 2019 wurde am 1. April wieder mit der Fütterung begonnen.

Zwischenbefischung

Um einen zwischenzeitlichen Eindruck vom Zustand und Zuwachs der besetzten Fische zu bekommen, wurde am 10.7.2018 eine Zwischenbefischung vorgenommen. Dies erfolgte mittels Elektro-befischung, welche mit einem dafür geeigneten Boot und einem Standstromaggregat (5 kW, 400 V) durchgeführt wurde. Bei den dabei gefangenen Fischen wurden Körperlänge und Gewicht individuell ermittelt. Die Fische wurden äußerlich auf Anzeichen etwaiger Krankheiten oder mögliche Verletzungen untersucht und unmittelbar danach schonend in den Teich rückgesetzt. Sowohl niedrige Wasser- als auch Lufttemperaturen über einen längeren Zeitraum förderten die Eisbildung auf den beiden Teichen, somit wurde eine zweite Zwischenbeprobung am 28.11.2019, die jedoch aufgrund der widrigen Wetterbedingungen abgebrochen werden musste.

Abschlussbefischung

Der Versuch endete am 26.4.2019 mit der Vermessung der verbliebenen Fische. Zu diesem Zwecke wurden die Teiche abgelassen, der verbliebene Bestand abgefischt, nach Art getrennt und in zwei belüfteten Behältern zwischengehältert.

3.2.2 Ermittlung der individuellen Körperlängen und Gewichte

Die Erhebung der Individuenlängen und -gewichte erfolgte mit Hilfe von Messlatten (5 mm Teilstriche) sowie zweier Digitalwaagen (Genaugkeit: 1 g). Auf diese Weise wurden sämtliche Karpfen sowie repräsentative Mengen aller Größenklassen der Weißfische vermessen). Die restlichen Weißfische, welche nicht einzeln vermessen wurden, wurden in drei Größenklassen (Körperlänge: 1: < 100 mm / 2: 100 -180 mm / 3: > 180 mm) eingeteilt und im Zuge der späteren Dateneingabe

innerhalb der jeweiligen Klasse, entsprechend der ermittelten Verteilung anhand der vermessenen Individuen, aliquot aufgeteilt. Die Berechnung der Individualgewichte der klassierten Individuen erfolgte mittels artspezifischer Regressionsformeln, anhand des Rotauges als Beispiel, wie folgt:

Formel 1: Formel zur Berechnung des Individualgewichts der Rotaugen anhand der ermittelten Körperlänge.

$$\log(d) = -5.893021$$

$$\text{Gewicht [g]} = 10^{\log(d)} * \text{Körperlänge [mm]}^k * f_k$$

$$k = 3.390603$$

$$f_k = 0.96$$

Die Konstanten „log (d)“ sowie „k“ sind artspezifisch, die Formel variiert je nach Gewässer und Zeitpunkt der Probennahme. Aus diesem Grund wurde ein Korrekturfaktor „ f_k “ beigefügt, der die, anhand der gemessenen Individuen, ermittelte, mittlere Abweichung zwischen Messung und Berechnung minimiert. Für die Datenerhebung der Zwischenbefischung wurden sämtliche Längen und Gewichte gemessen, lediglich artfremde Individuen oder solche, die aufgrund der Größe eindeutig nicht dem Initialbesatz zuordenbar sind, wurden lediglich stichprobenartig vermessen. Im Zuge der Teichabfischung am Ende des Versuches wurden bei sämtlichen Individuen die Körperlängen gemessen, sowie eine repräsentative Stichprobe gewogen. Bei nicht-gewogenen Fischen wurde das Gewicht ebenfalls anhand der beschriebenen Methode errechnet.

Die Gesamtbiomasse der Karpfen entspricht somit der Summe aller gemessenen Individualgewichte. Bei beiden Weißfischarten errechnet sich die Biomasse, je nach Datenlage, ebenfalls aus der Summe der Einzelmessungen bzw. aus einer Kombination aus gemessenen und berechneten Werten. Sowohl vor als auch nach jeglicher Manipulation der Fische wurden diese äußerlich hinsichtlich ihres Gesundheitszustandes begutachtet.

Abiotik

Um eventuelle Abwachsunterschiede der Fische besser diskutieren zu können, wurden über bestimmte Zeiträume Wassertemperatur und Beleuchtungsstärke gemessen. Außerdem wurde das Wasser zweimal hinsichtlich des Stickstoff- und Phosphorgehalts untersucht. Beginnend mit dem Initialbesatz und einer Dauer bis 13.10.2018 wurden in beiden Teichen die Wassertemperaturen mittels ACR Smart Button-Datalogger stündlich gemessen und aufgezeichnet. Dabei wurde eine Stelle nahe des Teichablasses gewählt und die Sonde am Gewässergrund an einer eingeschlagenen Eisenstange befestigt. Die solare Beleuchtungsstärke wurde während des Versuchszeitraumes in beiden Teichen mittels HOBO Pendant-Logger stündlich gemessen und aufgezeichnet. Dabei wurde jeweils eine Sonde knapp unter der Wasseroberfläche sowie eine weitere in circa 90 cm Tiefe an einer Stahlstange befestigt.

3.3. Erhebungen zum Fraßdruck durch Fischotter

Aufgrund ihrer in Mitteleuropa überwiegend heimlichen und nachtaktiven Lebensweise (Mason & McDonald 1986; Kruuk 2008) stellen Europäische Fischotter wissenschaftliche Studien vor methodische Herausforderungen. Direkte Beobachtungen sind äußerst schwierig und aussagekräftige Ergebnisse so kaum zu erreichen. Jedoch markieren Fischotter für die innerartliche Kommunikation innerhalb ihres Streifgebietes regelmäßig mit Losung. Dafür werden meist prominente Stellen aufgesucht, wie Steine und andere Erhebungen in Wassernähe (Mason & McDonald 1986; Kruuk 2008; Almeida et al. 2012; Remonti et al. 2011). Manche werden besonders häufig und über Jahre hinweg von verschiedenen Individuen genutzt, sodass mit der Zeit sichtbare Markierungsplätze entstehen (Mason & McDonald 1986; Kruuk 2008). Sich das Markierungsverhalten von Fischottern als indirekte Nachweis-Methode zunutze zu machen, ist ein weitverbreiteter Ansatz für diverse Fragestellungen (z.B. Mason & McDonald 1986; Remonti et al. 2011; Krawczyk et al. 2016). Grundsätzlich sind zwei Formen von Fischotter-Losung zu unterscheiden: Fäzes (Kot), die meist noch unverdaute Überreste der Beutetiere enthält, und das sog. „Jelly“, eine schleimig-gallertige Ausscheidung des Darms (Mason & McDonald 1986; Kruuk 2008).

Der Fund einer Fischotter-Losung belegt eindeutig die Anwesenheit dieser Wildtierart. Allerdings ist mit dem Markieren nicht unbedingt die Nahrungsaufnahme im Umfeld verbunden (Kruuk 2008; Sales-Luís et al. 2009; Sittenthaler et al. 2015b). Umgekehrt bedeutet die Absenz von Fischotter-Losung nicht zwangsläufig, dass kein Individuum anwesend war (Guter et al. 2008). Day et al. (2016) konnten diesbezüglich für den Nordamerikanischen Fischotter (*Lontra canadensis*) zeigen, dass die Nachweisrate mithilfe von Wildkameras signifikant höher liegt als Nachweise anhand von Losungsfunden.

Für den Europäischen Fischotter wurden in der Vergangenheit zum Teil sehr widersprüchliche Studien publiziert, die beispielsweise Zusammenhänge zwischen der Markierungsintensität und Individuenträgerdichte oder eine Korrelation mit Nutzungshäufigkeiten von Gewässern untersuchten (Guter et al. 2008; Kruuk 2008; Sales-Luís et al. 2009; Sittenthaler et al. 2015b; Lampa 2015; Kofler et al. 2018). Unterschiede in der Losungsanzahl können jedoch durch individuelles Verhalten entstehen und unterliegen saisonalen Schwankungen (Mason & Macdonald 1986; Kruuk 2008). Solang die genaue Funktion der Losung innerhalb der intraspezifischen Kommunikation nicht eindeutig geklärt ist (z.B. Kruuk 2008; Remonti et al. 2005), sollten eventuelle Zusammenhänge mit Vorsicht behandelt werden.

Anhand der Präsenz und Absenz von Losungsfunden können aber zumindest näherungsweise statistische Schätzwerte für Besuchsfrequenzen (Anwesenheit pro Zeiteinheit) berechnet werden (Gruber et al. 2008). Im Vergleich dazu sollte es mithilfe von Wildkameras möglich sein, sowohl präzise Besuchszeitpunkte als auch die Aufenthaltsdauer zu ermitteln. Dies wiederum kann die Basis dafür bilden, Rückschlüsse auf die Nutzungsintensität von Teichen zu ziehen. Unseres Wissens kommt dieser Ansatz in der vorliegenden Pilotstudie erstmals zum Einsatz (Kap. 3.3.1).

Genaue Erhebungen mittels Wildkameras sind jedoch nur zielführend, wenn alle von Fischottern genutzten Wechsel in den Teich erfasst werden können. Besonders für größere Teichanlagen mit entsprechend langen Ufern würde dies den Einsatz zahlreicher Kameras voraussetzen, was in vielerlei Hinsicht (z.B. Material- und Personalkosten) kaum realisierbar scheint. Durch einen Methoden-Vergleich zielt die Pilotstudie darauf ab, das Potenzial abzuschätzen, anhand einer weniger aufwendigen, standardisierten Losungskartierung ähnlich genaue Besuchsfrequenzen zu ermitteln, wie mithilfe von Wildkameras (Kap. 3.3.1.3).

Des Weiteren ist für die Erhebung des Fraßdrucks durch Fischotter an einem Teich von Relevanz, wie viele Individuen diesen zur Nahrungsaufnahme nutzen. Abgesehen von Mutter-Jungtier-Verbänden leben Fischotter einzeln. Die Größe ihrer Streifgebiete sowie innerartliche Überlappungen variieren je nach Nahrungsverfügbarkeit, dem Lebensraum und dem Geschlecht (Mason & Macdonald 1986; Kruuk 2008; Ruiz-Olmo et al. 2011; Quaglietta et al. 2014). In Teichgebieten umfassen sie einige

Quadratkilometer, innerhalb derer sich meist mehrere Teiche befinden (Dulfer et al. 1998; Poledník 2005; Lampa 2015; Sittenthaler et al. 2015b). Der im Rahmen dieser Pilotstudie zu untersuchende Fischotter-Teich deckt somit nur einen kleinen Ausschnitt eines Streifgebietes ab. Dennoch könnte der Versuchsteich von mehreren Individuen genutzt werden: während das Revier eines Rüdens oftmals mit jenen mehrerer Weibchen überlappt, ist dies unter adulten Artgenossen des gleichen Geschlechts seltener (Kruuk 2008; Lampa 2015; Sittenthaler et al. 2015b; 2016; Quaglietta et al. 2014). Überlappungen in der Raumnutzung sind dann überwiegend auf ein nahes Verwandtschaftsverhältnis zurückzuführen (Dulfer et al. 1998; Kruuk 2008; Lampa 2015). Im Fall einer Jungtier-führenden Fähe oder durchziehender Individuen kann es temporär zu erhöhtem Fraßdruck kommen. Um die Anzahl am Versuchsteich aktiver Fischotter zu bestimmen, wird im Rahmen der Pilotstudie systematisch gesammelte Losung genetisch analysiert (Kap. 3.3.2).

Im Nahrungsspektrum von Fischotttern dominieren meist Fische, wenngleich diese nicht die einzigen Beutetiere darstellen. Hinsichtlich ihrer Nahrungswahl gelten Fischotter als Opportunisten, die ihre Beute entsprechend ihrer Verfügbarkeit auswählen (Mason & Macdonald 1986). Alternativ können saisonal auch Amphibien oder Krustentiere von Bedeutung sein (z.B. Lanszki et al. 2016; Clavero et al. 2003; Kruuk 2008; Krawczyk et al. 2016; Sittenthaler et al. 2019). Um einen Einblick in das Beutespektrum der am Versuchsteich vorkommenden Individuen zu bekommen, wird die gefundene Fischotter-Losung morphologisch hinsichtlich der Beute-Überreste analysiert (Kap. 3.3.3). Dadurch kann die Bedeutung von teichwirtschaftlich relevanten Fischarten im Nahrungsspektrum beurteilt werden. Aufgrund der großen Raumnutzung von Fischotttern und zum Teil bis zu mehreren Tagen andauernder Verdauung einer Beute (Carrs & Parkinson 1996), eignen sich diese Ergebnisse jedoch nicht, um mit den Fischverlusten im Fischotter-Teich unmittelbar in Verbindung gebracht zu werden.

3.3.1 Anwesenheit von Fischotttern am Versuchsteich sowie der näheren Umgebung

3.3.1.1 Allgemeines zur Losungssuche im Erweiterten Untersuchungsgebiet

Während der gesamten Versuchslaufzeit wurde bei jeder Losungssuche sowohl das Ufer am Fischotter-Teich, innerhalb und außerhalb des Zauns, sowie die Gewässer in der näheren Umgebung („Erweitertes Untersuchungsgebiet“) begangen und intensiv abgesucht (Abbildung 5). Die Ausdehnung des Untersuchungsgebietes zielte einerseits darauf ab, einen besseren Einblick in das räumlich-zeitliche Verhalten der vorkommenden Fischotter zu erhalten. Andererseits ermöglicht die zusätzliche Losungssammlung eine höhere Stichprobengröße für die weiterführenden Analysen.



Abbildung 5: Skizze des Linientranseks (blau) für die Suche nach Fischotter-Losung im Erweiterten Untersuchungsgebiet am Fischotter-Teich. Grundkarte: Esri, DigitalGlobe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, IGN, and the GIS User Community.

aufbauend erfolgte die systematische Durchführung der mehrtägigen DNA-Sammelperioden (Kap. 3.2.1) und der Losungskartierung (Kap. 3.3.1.3).

3.3.1.2 Wildkameras zur Erfassung der Fischotter-Besuche am Versuchsteich

Um das Ein- und Auswechseln des Fischotters am Versuchsteich dokumentieren zu können, wurde an jedem der vier Zaun-Durchlässe je eine Wildkamera des Modells HC600 (Fima Reconyx) positioniert. Kameras dieses Herstellers bzw. dieses Modells zählen laut einiger vergleichender Studien zu den leistungsfähigsten (z.B. Hughson et al. 2010; Trolliet et al. 2014; Meek et al. 2015). Speziell ist die besonders kurze Auslöseverzögerung von nur 0,2 s. Zudem kann die HC600 in weniger als einer Sekunde bis zu 10 Bilder in Serie aufnehmen (Reconyx 2015) und ist anschließend innerhalb von 0,5 s erneut bereit, ein Objekt zu detektieren (Lange et al. 2011). Des Weiteren soll mit der „No Glow“-Funktion das Infrarotlicht durch einen zusätzlichen Filter für Mensch und Wildtier unsichtbar sein (Reconyx 2015). Dies kann einer Störwirkung durch Kameras bei sensiblen Wildtieren entgegenwirken (Lange et al. 2011), wenngleich bislang kein Kameramodell völlig unentdeckt zu bleiben scheint (Rovero et al. 2013; Trolliet et al. 2014).

Jede Kamera wurde an der Zaun-Innenseite, parallel zum Wechsel, mit einer leichten Drehung nach außen aufgestellt (Abbildung 6), um das Verhalten des Fischotters bereits beim Annähern an den Zaun beobachten zu können. Wie die meisten Wildkameras basiert auch die HC600 auf dem Erkennen von Objekten, die sich in einem Detektionsbereich mit einer im Vergleich zur Umgebung unterschiedlichen Temperatur bewegen (Reconyx 2015). Gemessen wird dies in der Regel von einem passiven Infrarot-Sensor (Meek & Pittet 2012). Um unnötige Datenmengen zu vermeiden, ist der Detektionsbereich der HC600 als zwei horizontale Bänder konstruiert, die wiederum in zwölf Zonen unterteilt sind (Abbildung 7a - c). Ausgelöst wird die Kamera, wenn sich das Objekt zwischen zwei dieser Zonen bewegt (Reconyx 2015). Damit der vergleichsweise schmale Körper eines Fischotters nicht unentdeckt zwischen den Detektionsbändern hindurchschlüpfen kann, wurde bei der Ausrichtung vor allem auf den Verlauf des oberen Wahrnehmungsbereichs geachtet. Es wurde ferner auf eine möglichst kurze Distanz (etwa drei Meter) zwischen Kamera und Mitte des Zaun-Durchlasses Wert gelegt, damit ein Fischotter im Detektionsbereich möglichst groß erscheint und somit die Wahrscheinlichkeit, erfasst zu werden, erhöht wird. Die an Holzpfosten montierten Kameras wurden in einer Höhe von ca. 40 cm über dem Boden angebracht. Mit einer zusätzlichen leichten Neigung nach vorn sollte außerdem vermieden werden, dass Feuchtigkeit oder Schnee an der Kamera anhaftet und so den Infrarot-Sensor oder die Linse verdeckt werden.



Abbildung 6: Blick vom Ufer des Fischotter-Teichs auf einen der vier Zaun-Durchlässe sowie einer seitlich positionierten Wildkamera für die Erfassung des Ein- und Auswechseln des Fischotters.

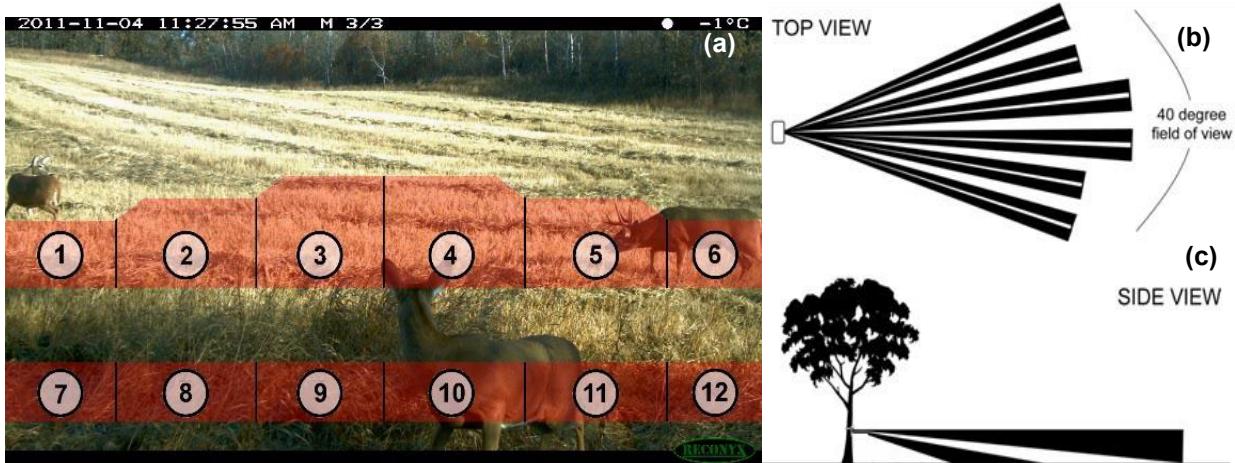


Abbildung 7: Detektionsbereich der Reconyx HC600: (a) Beispelfoto mit rot skizzierten Detektionsbändern, (b) Skizze des Detektionsbereiches als Aufsicht und (c) in Seitenansicht. Aus Reconyx (2015), leicht verändert.

Im Weiteren wurden folgende wesentliche Kamera-Einstellungen gewählt: hohe Sensor-Sensibilität, 10 Bilder pro Auslösung, ohne anschließende Ruhepause. Für die Nachtaufnahmen wurde der ausbalancierte Modus eingestellt, der die Bildqualität, die Aufnahmegereschwindigkeit und die Ausleuchtung gleich gewichtet. Zwischen April und Mitte Oktober kamen aufladbare NiMH-Batterien zum Einsatz, anschließend die weniger temperatursensiblen Lithium-Batterien.

Bei der Sichtung des Bildmaterials wurde neben dem Nachweis von Fischottern auch auf andere potenziell fischfressende Prädatoren (z.B. Graureiher, Mink) geachtet. Erhoben wurde - abgesehen von Datum, der Kamera- bzw. Durchlass-Nr. und der Wildtierart - der Zeitpunkt des jeweils ersten Bildes, auf dem das Individuum bestimmbar war. Anhand der Bildserie wurde beobachtet, ob das Individuum den Zaun-Innenbereich tatsächlich betritt bzw. verlässt. Traf keines von beidem zu, so wurde das erkennbare Verhalten als Anmerkung notiert. Basierend auf dem Zeitpunkt des Ein- und Auswechsels wurde die Aufenthaltsdauer im Versuchsteich berechnet.

3.3.1.3 Lösungskartierung zur Ermittlung der Besuchsfrequenz von Fischottern

Nach einer von Gruber et al. (2008) verfeinerten Methode, bei der nicht nur die Präsenz und Absenz indirekter Anwesenheitszeichen (z.B. Trittsiegel, Losung) berücksichtigt wird, sondern auch das Alter der Spuren (frisch oder älter), kann die Besuchsfrequenz von Wildtieren in einem Gebiet berechnet werden. Dies basiert auf einer *maximum likelihood*-Schätzung, bei der die statistisch wahrscheinlichsten Werte ermittelt werden. Die von Gruber et al. (2008) entwickelte Formel kann außerdem unterschiedliche Erhebungsintervalle berücksichtigen. Tendenziell gilt: je häufiger und länger die Erhebungen stattfinden, desto genauer kann die Besuchsfrequenz berechnet werden. Und je häufiger die Anwesenheit des Wildtieres, desto kürzer sollten die Abstände zwischen den Erhebungen sein. Des Weiteren sind die Zeitintervalle so zu wählen, dass nicht immer nur alte Losungen aufgefunden werden (Gruber et al. 2008).

In Erwartung häufiger Fischotter-Besuche und damit kurzen Zeitintervallen zwischen den geplanten Kartierungen, wurden für den Methoden-Vergleich 12 Erhebungen der jeweils frischen und alten Losungen vorgesehen. Die zeitlichen Abstände wurden entsprechend der Wetterbedingungen und den Erfahrungen aus den vorherigen Durchgängen angepasst. Da frische Fischotter-Losung (< 24 Stunden alt, Abbildung 8a) vor allem an ihrer noch feucht-glänzenden Oberfläche zu erkennen ist, wurden die Erhebungen nur durchgeführt, wenn seit dem Vortag kein Niederschlag zu erwarten war bzw. die Fund-Wahrscheinlichkeit durch Neuschnee nicht verfälscht wurde. Die Losungsfunde wurden hinsichtlich ihres Alters (frisch oder älter als 24 Stunden) bestimmt sowie der Fundort (innerhalb oder außerhalb des Zauns) protokolliert und mittels GPS-Gerät verortet. Anschließend wurden die Losungen in Plastikbeuteln aufgesammelt, um einerseits bei der nächsten Kartierung ausschließlich neu

hinzugekommene Lösungen vorfinden zu können und andererseits die Lösung für die nahrungsökologische Untersuchung (Kap. 3.3.3) zu sammeln. Für die Datenauswertung wurde das von Gruber et al. (2008) publizierte Excel-file verwendet.



Abbildung 8: Frische Fischotter-Lösung (a) weist eine noch feucht-glänzende Oberfläche auf, während älterer Kot (b) bereits zunehmend austrocknet.

3.3.2 Genetische Analyse von Losung für die Bestimmung der Fischotter-Anzahl

Die aktuell einzige zielführende Methode, um genaue Aussagen über die Anzahl in einem Gebiet vorkommender Fischotter treffen zu können, ist die genetische Analyse von Losung. Sowohl international als auch national kommt dieser non-invasive Ansatz seit mehreren Jahren zum Einsatz (z.B. Janssens et al. 2008; Hájková et al. 2009; Sittenthaler et al. 2015a, b; Schenekar & Weiss 2018).

Losung enthält jedoch vergleichsweise wenige körpereigene Zellen und zusätzlich Fremd-DNA, die von den Beutetieren und den im Kot befindlichen Bakterien stammt. Zudem kann die körpereigene DNA durch Umwelteinflüsse, wie UV-Strahlung und höhere Temperaturen, rasch degradieren und damit an Qualität verlieren. Außerdem können PCR-Inhibitoren in der Losung die genetische Analyse erschweren (z.B. Hájková et al. 2006; Bayerl et al. 2008). Um dennoch anhand von Losung aussagekräftige Ergebnisse zu erzielen und Fehlinterpretationen zu vermeiden, wurde die Methodik der Probensammlung und -konservierung sowie das Verfahren der genetischen Analyse immer weiter optimiert (z.B. Hájková et al. 2006; Lampa et al. 2008, 2015). Der Frischegrad der Fischotter-Losung stellte sich dabei als wesentlichster Aspekt heraus. Aus diesem Grund wurden in den meisten Studien ausschließlich frische Losungen verwendet (max. 24 Stunden alt), Probensammlungen möglichst früh am Tag begonnen und / oder während der kühleren Jahreszeiten durchgeführt (z.B. Arrendal et al. 2007; Hájková et al. 2006, 2009; Koelewijn et al. 2010; Vergara et al. 2014; Lampa 2015; Schenekar & Weiss 2018; Sittenthaler et al. 2015a, b).

3.2.1 Probensammlung

Ziel der DNA-Analyse in diesem Projekt ist es, die Anzahl, das Geschlecht und das Verwandtschaftsverhältnis der am Fischotter-Teich aktiven Individuen zu bestimmen. Um der einjährigen Versuchslaufzeit und damit möglicherweise verbundenen Veränderungen gerecht zu werden, wurde ein Ansatz gewählt, der entsprechend der Jahreszeiten insgesamt vier Sammelperioden vorsah. Des Weiteren galt es, qualitativ hochwertige Proben über einen längeren Zeitraum zu gewinnen, um möglichst alle vorkommenden Individuen nachweisen zu können (z.B. Lampa et al 2015; Sittenthaler et al. 2015a). Die Dauer der Sammelperioden umfasste deshalb jeweils sechs aufeinanderfolgende Tage.

Der erste Sammeltag wurde vor allem dafür genutzt, alte Fischotter-Losung aus dem Untersuchungsgebiet zu entfernen. Diese wurde in Gefrierbeutel überführt (Abbildung 9) und für die nahrungsökologische Analyse aufbewahrt (Kap. 3.3.3). So wurde für die folgenden Tage sichergestellt, dass ausschließlich frische Losung (max. 24 Stunden alt) erhoben wird. Ergab die Altersschätzung einer Losung (vgl. Kap. 3.3.1.3) am ersten Sammeltag, dass eine frische Markierung gefunden wurde, so wurde auch diese eingesammelt. Da in den Tagen vor Beginn der Herbst- und Winter-Sammelperiode eine für den DNA-Erhalt günstige Witterung herrschte (Frost, z.T. Schnee), wurden ferner die als wenige Tage alt eingeschätzten Losungen gesammelt. Dies zielte vor allem darauf ab, den Probenumfang sowie den potentiellen Nachweis-Zeitraum zu erweitern.

Die Losungssuche wurde jeweils in den frühen Morgenstunden begonnen. Um Kontaminationen zwischen Proben zu vermeiden, wurden Einweg-Plastikhandschuhe getragen und nah bei einanderliegende Losung (potentiell von unterschiedlichen Individuen) separat aufgesammelt. Jede Probe wurde in ein Sammelröhrchen mit einer konservierenden Pufferlösung (nach Sittenthaler et al. 2015a) überführt. Abhängig von der Konsistenz der Losung wurde dafür der im Röhrchen integrierte Plastiklöffel oder ein Wattestäbchen verwendet. Jede Probe wurde mit einem eindeutigen Code beschriftet, der Fundort (innerhalb oder außerhalb des Zauns) protokolliert und mittels GPS-Gerät verortet. Spätestens am Nachmittag wurden alle Proben des Sammeltages in einem Tiefkühler bei - 20 °C gelagert. Nach Abschluss jeder Sammelperiode wurden die Proben binnen ein bis zwei Tagen an das Institut für Biologie der Karl-Franzens Universität Graz überstellt und dort bis zum Beginn der DNA-Analyse bei - 80 °C aufbewahrt.



Abbildung 9: Losungsfunde an Tag 1 der DNA-Sammelperiode im Winter. Losung für die genetische Analyse wurde in Röhrchen mit einer speziellen Pufferlösung überführt, alte Losung für die nahrungsökologische Untersuchung in Gefrierbeutel.

3.2.2 Genetische Analyse

Für die genetische Analyse sind eine Reihe von Arbeitsschritten und Materialien notwendig, die im Endbericht des Instituts für Biologie der Karl-Franzens Universität Graz (Schenekar & Weiss 2019) ausführlich beschrieben wurden. Im Folgenden werden die wesentlichsten Aspekte sinngemäß wiedergegeben.

Die DNA-Analyse beginnt mit dem Extrahieren der in den Lösungen enthaltenen DNA. Anschließend wird die sogenannte Genotypisierung durchgeführt, bei der die zuvor gewonnenen DNA-Extrakte hinsichtlich der Varianten der Sequenzlängen (Allele) mehrerer Mikrosatelliten-Loci untersucht werden. Durch die Kombination der verschiedenen Ausprägungen ist es letztlich möglich, ein genetisches Profil (Genotyp) eines Fischotters zu bestimmen und eindeutig von anderen Individuen zu unterscheiden. Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurden jeweils 11 Mikrosatelliten-Loci untersucht.

Um die Allele auswerten zu können, müssen ihre Sequenzabschnitte zunächst mithilfe einer sogenannten Polymerase-Kettenreaktion (PCR) vermehrt werden (Amplifizierung). Dies geschieht für die 11 Mikrosatelliten-Loci in zwei getrennten Gruppen (Multiplex-Reaktion). Bei der Amplifizierung kann es jedoch zu chemischen Fehlreaktionen kommen, weshalb Replikate für jede PCR erzeugt werden. Dafür wird jede Multiplex-Reaktion drei- bis maximal neunfach und jeweils unabhängig voneinander wiederholt. Akzeptiert werden nur jene Genotypen, welche innerhalb der Replikate mehrfach konsistent auftreten. Eine Lösungsprobe gilt im vorliegenden Projekt als erfolgreich genotypisiert, wenn der Genotyp eines Fischotters an mindestens neun der elf untersuchten Mikrosatelliten-Loci eindeutig identifiziert werden konnte. Alle Lösungsproben, in denen derselbe sogenannte Multilocus-Genotyp nachgewiesen wurde, stammen somit vom selben Individuum.

Erfolgreich genotypisierte Lösungen wurden anschließend weiter hinsichtlich des Geschlechts analysiert. Dies ist durch zwei spezifische Geschlechtsmarker möglich, wobei die oben beschriebenen Schritte analog bis zu sechs Mal für die beiden Geschlechtsmarker wiederholt wurden.

Um ein eventuelles Eltern-Nachkommen-Verhältnis feststellen zu können, wurden die Genotypen der identifizierten Individuen einer Verwandtschaftsanalyse unterzogen. Hierfür wurde die sogenannte *Complete Exclusion Method* angewandt. Diese basiert darauf, dass Eltern an ihren Nachwuchs Allele weitergeben, sodass die Mikrosatelliten entsprechende Übereinstimmungen aufweisen müssten (Schenekar, pers. Mitt.).

3.3.3 Nahrungsspektrum der Fischotter anhand morphologischer Analyse der Losung

Eine klassische Methode für die Untersuchung der Nahrungsökologie von Fischottern stellt die morphologische Analyse der unverdauten Hartteile der Beutetiere in Losung dar (Abbildungen 10a - c; z.B. Wise 1980; Krawczyk et al. 2016). Hierfür wurden während der gesamten Versuchslaufzeit Losungen im Erweiterten Untersuchungsgebiets gesucht. Abgesehen von den für die DNA-Analyse bestimmten Proben (Kap. 3.3.2) wurden alle Funde in handelsüblichen Gefrierbeuteln aufgesammelt (Abbildung 10a) und bis zur Analyse bei - 20°C gelagert.

In Vorbereitung der morphologischen Untersuchung wurden die gefrorenen Losungen für mindestens 12 Stunden in einer Seifenlösung eingeweicht, anschließend in einem Feinsieb (Maschenweite: 0,1 mm) ausgewaschen und bei Raumtemperatur getrocknet.

Für die Identifizierung der Beutetier-Reste wurden verschiedene Bestimmungsschlüssel verwendet (Conroy et al. 2005; Knollseisen 1996; Libois & Hallet-Libois 1988; Libois et al. 1987; Wise 1980) sowie eine Referenzsammlung, welche aus Besatzfischen der Versuchsteiche angelegt wurde. Die unverdauten Bestandteile, wie Knochen, Schuppen, Zähne, Exoskelette, Federn und Haare, wurden unter zur Hilfenahme eines Binokulars bei 3,6- bis 12-facher Vergrößerung untersucht (Abbildung 10c) und hinsichtlich einer der folgenden acht Haupt-Beutekategorien sortiert: Fisch, Amphib, Krustentier, Vogel, Reptil, Säugetier, Insekt und unbestimmtbar.

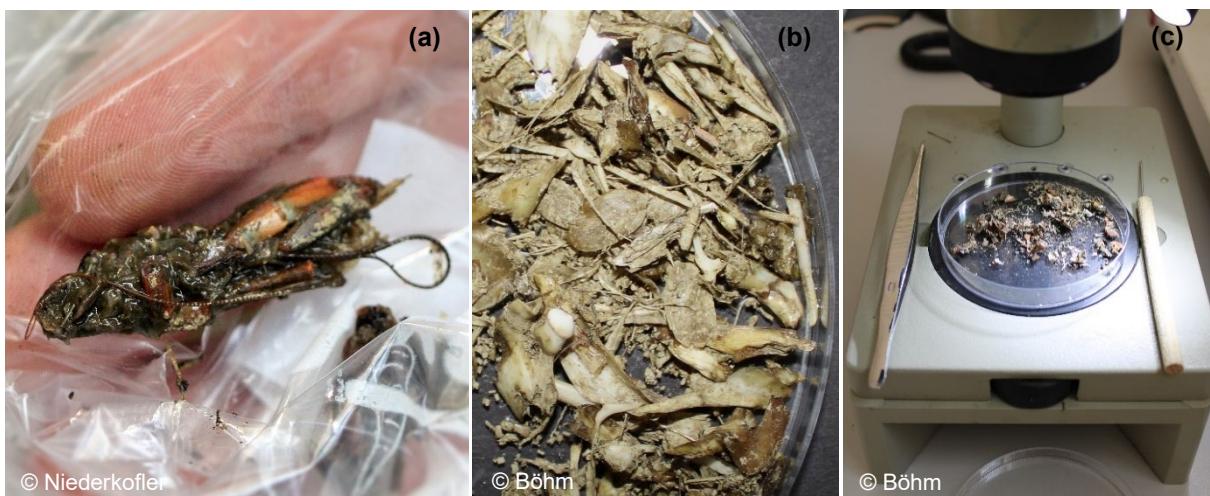


Abbildung 10: Während der gesamten Versuchslaufzeit wurden Fischotter-Lösungen im Erweiterten Untersuchungsgebiet gesammelt (a), um das Nahrungsspektrum anhand der unverdauten Hartteile der Beuttiere (b) morphologisch zu analysieren (c).

Um den Anteil der von Fischottern gefressenen und in der Teichwirtschaft kommerziell genutzten Fischarten zu erheben, wurde die Bestimmung der Fisch-Beutekategorie, soweit wie möglich, auf das taxonomisch niedrigste Level fortgesetzt. Dafür eignen sich jedoch nicht alle Fisch-Überreste gleichermaßen. Je nach Taxon kommen Wirbel, Schuppen und nur wenige Schädelknochen, wie die Vor- und Kiemendeckelknochen und Unter-, Zwischen- und Oberkiefer, in Betracht (Conroy et al. 2005; Knollseisen 1996; Libois & Hallet-Libois 1988; Libois et al. 1987; Wise 1980). Ferner müssen diese Strukturen in relativ unversehrtem Zustand sein. Während die Unterscheidung von beispielsweise Echten Barschen (Fam. *Percidae*) bereits anhand ihrer Schuppen bis auf Artniveau möglich ist, sind die zahlreichen heimischen Arten der Karpfenartigen (Fam. *Cyprinidae*) allein anhand der Schuppen oft nicht eindeutig zu differenzieren. Für letztere ist insbesondere das Vorliegen der charakteristischen Schlundknochen bzw. -zähne oder ein typisch geformter Ober- und Unterkiefer-Knochen nötig. Diese können teils nur durch aufwendige und 0,1 mm genaue Vermessungen zweifelsfrei einer Cypriniden-Arten zugeordnet werden (Knollseisen 1996; Libois & Hallet-Libois 1988).

Die artgenaue Unterscheidung der Cypriniden konzentrierte sich entsprechend der Projektziele auf die teichwirtschaftlich relevantesten Vertreter, die auch in den Versuchsteichen besetzt waren: Karpfen,

Rotaugen und Rotfedern. Aufgrund des späteren Besatzes von Brachsen (*Abramis brama*) im benachbarten Teich wurde darüber hinaus auf diese Vertreter der Karpfenartigen geachtet. Konnte ausgeschlossen werden, dass ein eindeutiges Hartteil eines Cypriniden von einer der vier zuvor genannten Fischarten stammte, so wurde er der Kategorie „anderer Cyprinid“ zugeordnet. Waren zweifelsfreie Cypriniden-Überreste nicht näher bestimmbar, weil sie beispielsweise nur als Fragment vorlagen, so wurde der Fund als „unbestimmbarer Cyprinid“ kategorisiert. Im Fall gänzlich unbestimmbarer Fisch-Überreste wurden sie der Kategorie „unbestimmbarer Fisch“ zugeordnet.

Insgesamt wurden folgende Fisch-Beutekategorien definiert:

- Karpfenartige (Fam. *Cyprinidae*)
 - Karpfen
 - Rotauge
 - Rotfeder
 - Brachse
 - anderer Cyprinid
 - unbestimmbarer Cyprinid
- Barschartige (Fam. *Percidae* und *Centrachidae*)
 - Flussbarsch
 - Zander
 - Kaulbarsch
 - Sonnenbarsch
- Hechte (Fam. *Esocidae*)
 - Hecht (*Esox lucius*)
- Salmoniden (Fam. *Salmonidae*)
- unbestimmbarer Fisch.

Um eine Überschätzung der Anzahl an Beute-Individuen (N_{ind}) zu vermeiden, wurde - dem Konzept von Wise (1980) folgend - eine konservative Herangehensweise angewandt. Diese ist als eine Mindestanzahl verschiedener pro Losung vorgefundener Beute-Individuen zu verstehen. Demnach ist bei der Zählung der Beutetiere auf deutliche Größenunterschiede und die ursprüngliche Lage (links und rechts, z.B. im Fall paariger Schädelknochen) der Bestimmungsmerkmale (Knochen, Antennen, Insektenflügel etc.) zu achten. Im Zweifelsfall ist von nur einem Individuum auszugehen. Aufgrund der zum Teil mehrfachen und zeitlich unterschiedlichen Ausscheidung der diversen Überreste eines Beute-Individuums (Carrs & Parkinson 1996), ist jedoch davon Abstand zu nehmen, diese Zählung mit der „realen“ Anzahl an erbeuteten Fischen bzw. Fischverlusten gleichzusetzen.

Um ferner die Bedeutung der Insekten als Nahrungsressource für Fischotter nicht zu überschätzen, wurden sie nicht berücksichtigt, wenn ein vollständig erhaltenes Exemplar vorgefunden wurde. Solch ein Fund scheint nur möglich, wenn die Insekten unbeabsichtigt beim Aufsammeln der Losung mit erhoben wurden. Dies gilt gleichermaßen für Schnecken bzw. Schneckenhäuser. Da besonders von Flussbarsch-Schuppen bekannt ist, dass sie noch mehrere Tage nach der Nahrungsaufnahme vereinzelt ausgeschieden werden (Carss & Parkinson 1996), wurde ihr Nachweis bei Vorliegen einzelner Schuppen nicht berücksichtigt.

Um die Nahrungszusammensetzung von Fischottern zu beschreiben und die Bedeutung der einzelnen Beutekategorien im Sinne eines Rangsystems zu ermessen, wurden bereits zahlreiche Indizes publiziert und vielfach hinsichtlich ihrer Genauigkeit und Aussagekraft diskutiert wurden (z.B. Bekker & Nolet 1990; Carss & Parkinson 1996; Krawczyk et al. 2016). Meist wird die *relative frequency of occurrence* (RFO%, relative Vorkommenshäufigkeit in %) verwendet. Hierbei wird das Vorkommen (Präsenz - Absenz) einer bestimmten Beute - ohne Berücksichtigung der Individuenanzahl - erhoben (z.B. Bekker & Nolet 1990; Carss & Parkinson 1996; Clavero et al. 2003; Krawczyk et al. 2016). Die RFO% berechnet sich letztlich aus der Anzahl an Lösungen mit einem Nachweis (Präsenz) der

jeweiligen Beutekategorie dividiert durch die Anzahl aller Beutekategorie-Nachweise in allen Lösungen (Conroy et al. 2005).

Die absolute Anzahl an Beute-Individuen (N_{ind}) wurde ferner dazu verwendet, Aussagen über die bevorzugten Größenklassen teichwirtschaftlich bedeutsamer Fischarten zu treffen. Da die Körperlänge der für die Referenzsammlung verwendeten Besatzfische bekannt war, konnten die harteiligen Beute-Überreste folgenden Größenklasse zugeordnet werden:

- Karpfen: (1) < 300 mm, (2) 300 - 430 mm und (3) > 430 mm,
- Rotaugen: (1) < 85 mm, (2) 85 - 130 mm, (3) 130 - 285 mm und (4) > 285 mm,
- Rotfedern: (1) < 95 cmm, (2) 95 - 120 mm, (3) 120 - 220 mm und (4) > 220 mm,
- Brachsen: (1) < 260 mm und (2) \geq 260 mm.

Wie einleitend erläutert (Kap. 3.3) ist davon auszugehen, dass die Reviere der am Versuchsteich vorkommenden Fischotter über das Erweiterte Untersuchungsgebiet hinausreichen. Demnach werden wahrscheinlich weitere Teiche oder die angrenzenden Fließgewässer zur Nahrungsaufnahme genutzt. Die Ergebnisse der nahrungsökologischen Analyse beziehen sich somit nicht ausschließlich auf die im Erweiterten Untersuchungsgebiet von Fischottern erbeutete Nahrung.

3.4 Erhebungen zum Fraßdruck durch weitere fischfressende Prädatoren

Neben Fischottern besitzen weitere fischfressende Prädatoren das Potential, Fischverluste in der Teichwirtschaft zu verursachen. Hierbei werden seitens der Bewirtschaftenden vor allem Kormorane und Graureiher genannt (z.B. Kłowskowi 2010; Schlott 2014). Laut lokaler Experten bzw. Teichbewirtschafter nutzen Kormorane im Waldviertel Fischteiche erst ab einer Größe von etwa 2 ha. Während am Referenzteich in der Vergangenheit die Anwesenheit von Graureihern nicht wahrgenommen wurde, wurde am Fischotter-Teich bereits vereinzelt ein Graureiher gesichtet.

Graureiher weisen eine komplexe Raum-Zeit-Nutzung auf. Während des Tages werden meist verschiedene Habitate angeflogen: in der Morgen- und Abenddämmerung wird typischerweise nach Nahrung gesucht und um die Mittagszeit gerastet (z.B. Geiger 1984; Steiner 1991). Durch anthropogene Störungen (Utschick 1981; Geiger 1984; Steiner 1991) und während des Brutgeschehens bzw. der Jungenaufzucht (Utschick 1981; Steiner 1991) kann es vorübergehend zu tageszeitlichen Veränderungen im Aktivitätsmuster kommen. Das Nahrungsspektrum von Graureihern ist von der Verfügbarkeit der Beutetiere abhängig und variiert je nach Lebensraum und Jahreszeit. Meist ernähren sie sich hauptsächlich von Fisch, aber auch Wirbellosen, Amphibien, Reptilien und kleinere Vögel sowie Säugetiere werden genutzt (Steiner 1991; Jakubas & Mioduszewska 2005). An Gewässern halten sich Graureiher zur Nahrungssuche meist am Ufer oder in der Flachwasserzone auf (Creutz 1983; Steiner 1991). Deshalb wurden als ein präventiver Ansatz besagte Bereiche beider Versuchsteiche mit Überspannungen versehen (Kap. 3.1).

Manche Teichbewirtschaftenden sehen Minke (*Neovison vison*) ebenfalls als relevante Fischprädatoren an (z.B. Kłowskowi 2010; Schlott 2014). Über die aktuelle Verbreitung dieser ursprünglich in Europa nicht heimischen Spezies ist in Österreich allerdings wenig bekannt. Nachweise aus dem Osten der Republik liegen bereits seit geraumer Zeit vor (Bonesi & Palazon 2007). Bei Abwesenheit von Fischottern besetzen Minke eine sehr ähnliche ökologische Nische. Beide Vertreter der Marderartigen besiedeln jedoch auch gemeinsam Lebensräume und sind dann aufgrund der weiten Überlappungen im Beutespektrum als Nahrungskonkurrenten zu sehen. Minke weisen jedoch eine äußerst anpassungsfähige Lebensweise und eine mehr generalistische Ernährung auf (Bueno 1996; Harrington et al. 2009). Inwiefern sich bei sympatrischem Vorkommen mit Fischottern räumlich und zeitlich Restriktionen für Minke ergeben, ist umstritten (vgl. Brzezinski et al. 2008; Harrington et al. 2009). Manche Studien zeigten beispielsweise, dass Minke verstärkt auf terrestrische Beute ausweichen (Jenkins & Harper 1980; Bueno 1996; Bonesi et al. 2004; Harrington et al. 2009). Andere Autoren kamen hingegen zu dem Schluss, dass sich Mink-Bestände bei hohen Fischotter-Dichten reduzieren (Jenkins & Harper; Bonesi & Macdonald 2004). Untersuchungen aus Teichgebieten wurden unseres Wissens bislang kaum publiziert (Zschille 2012).

Um die zum Fischotter zusätzliche Anwesenheit anderer Prädatoren, insbesondere der fischfressenden Avifauna, semi-quantitativ erheben zu können, wurde das Geschehen an den beiden Teichen mithilfe von Zeitraffer-Kameras überwacht. Darüber hinaus wurden bei der Bildauswertung der an den Zaun-Durchlässen installierten Kameras auf weitere piscivore Prädatoren geachtet (vgl. Kap. 3.3.1.2).

Zeitraffer-Kameras für die Erfassung weiterer Fischprädatoren

Für die Erfassung tagaktiver Fischprädatoren kamen Day6 PlotWatcher Pro (Abbildung 11b) zum Einsatz, die unter anderem am Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft in verschiedenen Projekten erprobt wurden. Unseres Wissens wurde dieses Kamera-Modell im Rahmen der Pilotstudie erstmals an Gewässern eingesetzt. Die PlotWatcher-Kameras sind in der Lage, sich durch Messung der Lichtintensität automatisch am Morgen ein- und am Abend auszuschalten und in definierbaren Zeit-Intervallen regelmäßig Bilder aufzunehmen. Das gesammelte Bildmaterial wird pro Aufnahmetag in einer Datei zusammengefasst und kann in einer firmeneigenen Software als eine Art Zeitraffer-Film wiedergegeben werden (Day6Outdoors 2013).

An beiden Versuchsteichen wurden je zwei PlotWatcher eingesetzt. Der Aufnahmemodus wurde so eingestellt, dass die Kameras automatisch zwischen Sonnenauf- und -untergang in 10 Sekunden-Abständen Bilder aufnehmen. Alle vier PlotWatcher wurden zwischen Versuchsbeginn und Herbst mit NiMH-Batterien betrieben. Ab Mitte Oktober kamen die weniger temperatursensiblen Lithium-Batterien zum Einsatz.

Da die Form der beiden Versuchsteiche unterschiedlich ist, musste die Positionierung der Kameras an die lokalen Bedingungen angepasst werden. Am Referenzteich war es möglich, die zwei PlotWatcher diagonal versetzt an Pfosten des Zauns anzubringen (Abbildung 11b). Der Sichtbereich der Kameras überlappte leicht (Abbildung 11a), sodass auch der „tote Winkel“ im direkten Nahbereich der Kameras beobachtet werden konnte. Die maximale Distanz zwischen einer Kamera und dem zu beobachtenden Ufer betrug etwa 90 m.

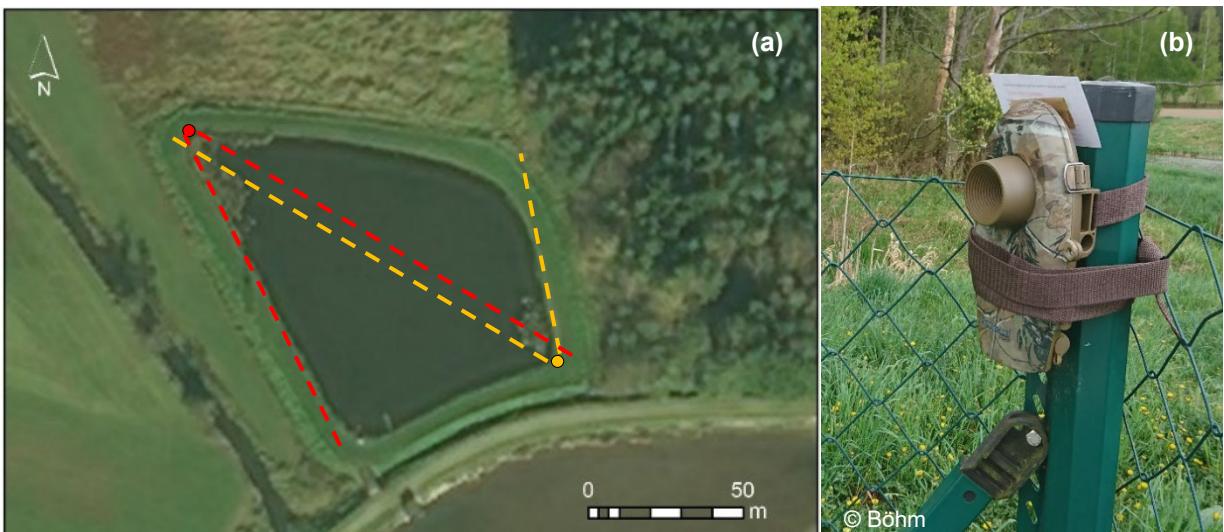


Abbildung 11: (a) Skizze der Positionen (Punkte) und des Sichtbereichs (strichlierte Linien) der PlotWatcher-Kameras (b) am Referenzteich. Grundkarte: Esri, DigitalGlobe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, IGN, and the GIS User Community.

Vor allem aufgrund der schmalen, langgestreckten Form und des vegetationsbedingt lokal zum Teil unterschiedlichen Lichteinfalls wurden am Fischotter-Teich beide PlotWatcher an Baumstämmen außerhalb des gezäunten Bereichs (Abbildung 12) montiert. Die Sichtbereiche beider Kameras überlappen demnach stärker als am Referenzteich. Die maximale Distanz zwischen Kamera und zu beobachtendem Ufer betrug etwa 130 m.

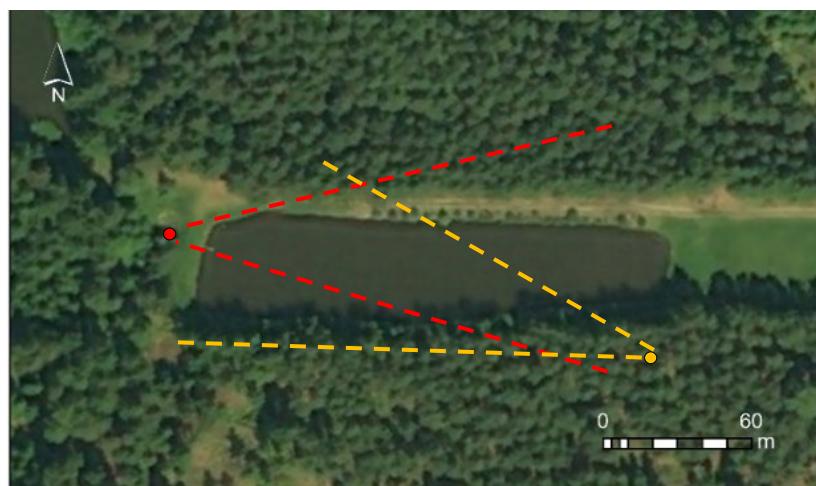


Abbildung 12: Skizze der Positionen (Punkte) und des Sichtbereichs (strichlierte Linien) der beiden PlotWachter-Kameras am Fischotter-Teich. Grundkarte: Esri, DigitalGlobe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, IGN, and the GIS User Community.

Für die Auswertung der PlotWatcher-Kameras wurde zunächst der tägliche Start- und Endzeitpunkt der Beobachtungen notiert, um die jeweilige Dauer eines Kameratages zu erheben. Definiert wurden diese Zeitpunkte als jeweils erstes bzw. letztes Bild, an dem die Helligkeit und Bildqualität gerade (noch) ausreicht, um am weitesten entfernten Beobachtungspunkt die Anwesenheit eines Graureihers wahrnehmen zu können. Im Fall von Sichtbehinderungen am Anfang bzw. Ende des Kameratages, wie sie durch Nebel oder Starkregen verursacht werden können, wurde jener Start- bzw. Endzeitpunkt notiert, an dem sich die Sicht nicht mehr verbesserte.

Bei Anwesenheit potentieller Fisch-Prädatoren wurden pro Kamera die folgenden Daten erhoben:

- Wildtierart und Individuen-Anzahl
- Datum und Zeitpunkt des ersten und letzten Bild-Nachweises
- erkennbare Nahrungssuche (kategorisiert: ja, nein, nicht eindeutig).

Als Nahrungssuche wurde das Verhalten eines potentiellen Fischprädators interpretiert, wenn er sich im Inneren des Zaunes aufhielt und erkennbar die Wasseroberfläche beobachtete. Zusätzliche Hinweise ergeben sich aus den weiteren Verhaltensweisen, wie der Bewegung und der Körperhaltung; im Fall von Graureihern beispielsweise in vornüber gebeugter Position wartend oder langsam schreitend (z.B. Creutz 1983; Dimalexis et al. 1997, Steiner 1991). Für Seeadler wurde zudem das tiefe Überfliegen eines Teiches als Nahrungssuche gewertet. Ein nur kurzer Aufenthalt mit Umherschauen wurde hingegen bei allen Arten als Sicherungsverhalten interpretiert sowie der Aufenthalt in einem der umliegenden Bäume als Rasten.

War es möglich, außerdem erfolgreiche Prädation zu beobachten, so wurde auch diese protokolliert. Definiert wurde sie als Bild-Nachweis eines erkennbar im Schnabel, in den Fängen bzw. im Maul gehaltenen Fisches. Im Fall eines Graureihers galt dies zudem, wenn im Anschluss an die Nahrungssuche Bewegungen erkennbar waren, die typischerweise mit dem Schlucken eines Beutetiers verbunden sind (z.B. Aufstellen des Kopfes mit gestrecktem Hals, Creutz 1983).

Des Weiteren wurde die eingeschränkte Sicht während Tages erhoben, sodass möglicherweise damit einhergehendes Übersehen weiterer Prädatoren berücksichtigt werden könnte. Hierfür wurde bei der Sichtung der Zeitraffer-Bilder zusätzlich die Ursache eingeschränkter Sicht kategorisiert erhoben sowie die Dauer (Anteil während des Kameratages) und nicht einsehbare Uferlänge (Anteil des Sichtbereichs der Kamera) konservativ als Mittelwert für den jeweiligen Kameratag eingeschätzt. Um zu vergleichbaren Ergebnissen zwischen den Teichen zu kommen, wurde die Uferlänge gleichmäßig in zwölf jeweils etwa 25 m lange Uferabschnitte eingeteilt. Diese dienten ferner als optische Orientierungshilfe für die Erhebung der eingeschränkten Sicht. Für jede Kamera wurde jeweils der Einsehbarkeit für die Hälfte des Teiches (6 / 12) beurteilt.

4. ERGEBNISSE UND DISKUSSION

4.1 Untersuchungen des Fischbesatzes

In den nächsten beiden Kapiteln 4.1.1 und 4.1.2 werden die Kenngrößen des Initialbesatzes sowie deren Entwicklungen zunächst getrennt voneinander betrachtet und diskutiert. Im anschließenden Kapitel 4.1.3 folgen Ergebnisse und Diskussion zur Entwicklung der einzelnen Fischarten unter Berücksichtigung beider Teiche.

4.1.1 Bestandsentwicklung Fischotter-Teich

4.1.1.1 Initialbesatz

Die Gesamtbiomasse des Initialbesatzes am Fischotter-Teich betrug 109,1 kg. Dieser setzte sich zusammen aus 175 Stück Karpfen (Abbildung 16) mit einem Gesamtgewicht von 99,6 kg und individuellen Körpergewichten von 52 - 945 g (569 ± 141 g), sowie 158 Stück Weißfisch mit einem Gesamtgewicht von 9,5 kg (Tabelle 2). Dabei handelte es sich zum einen um 96 Stück Rotaugen in Größen von 3 - 340 g (60 ± 77 g; Gesamtgewicht: 5,8 kg) sowie 62 Rotfedern in Größen von 4 - 224 g (59 ± 71 g; Gesamtgewicht: 3,7 kg). In Summe entspricht der Anteil der Weißfischbiomasse etwa 9 % der Gesamtbiomasse. Längenfrequenzdiagramme der beiden Weißfischarten zu den unterschiedlichen Untersuchungszeitpunkten sind in Abbildung 13 dargestellt. Des Weiteren wurde eine Schleie (*Tinca tinca*) sowie ein Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) besetzt.

Tabelle 2: Kennwerte zum Initialbesatz am Fischotter-Teich: „Min“: ermittelter Mindestwert; „Max“: ermittelter Maximalwert; „MW“: arithmetisches Mittel; „Stabw“: Standardabweichung.

Fischarten	Anzahl	Kennwerte Initialbesatz am Fischotter-Teich								Biomasse [kg]
		Länge [mm]				Gewicht [g]				
		Min	Max	MW	Stabw	Min	Max	MW	Stabw	Total
Karpfen	175	180	395	316	74	52	945	569	141	99.6
Rotauge	96	75	265	156	49	3	340	60	77	5.8
Rotfeder	62	75	250	141	61	4	224	59	72	3.7

4.1.1.2 Zwischenbeforschung

Um einen Eindruck über Zustand und Wachstum der besetzten Fische zu bekommen, wurde am 18. Juli 2018 eine Stichprobe des Initialbesatzes erhoben.

Tabelle 3: Vergleich der Kennwerte des Initialbesatzes mit den Ergebnissen der Zwischenbeforschung am Fischotter-Teich: „Anz.“: Individuen-Anzahl, „MW“: arithmetisches Mittel, „Gew.“: Gewicht.

Fisch-arten	Initialbesatz			Wiederfang			Zunahme [%]		Biomasse [kg]	
	Anz.	Länge (MW) [mm]	Gew. (MW) [g]	Anz.	Länge (MW) [mm]	Gew. (MW) [g]	Länge (MW) [mm]	Gew. (MW) [g]	Initial	Wieder-fang
Karpfen	175	316	569	24	372	849	17.7	49.1	99.6	148.6
Rotauge	96	156	49	46	161	62	3.2	25.7	4.7	5.9
Rotfeder	62	141	61	14	169	78	19.6	27.7	3.8	4.8

Anhand der wiedergefangenen Karpfen lässt sich eine durchschnittliche Gewichtszunahme von etwa 49,1 % feststellen, was einer Zunahme der Karpfenbiomasse von 99,6 kg auf 148,6 kg entspricht (Tabelle 3). Bei den Rotaugen wurde eine durchschnittliche Zuwachsrate von 3,2 % ermittelt, jene der

Rotfedern lag bei 31,8 %. Dies ergibt eine Gesamtbiomasse des Weißfischbestandes von etwa 10,7 kg und eine Zuwachsrate von etwa 13,8 %. Dieser Schluss ist mittels der Ergebnisse aus der Zwischenbeprobung jedoch aus zweierlei Gründen nicht zulässig: zum einen zeigte sich anhand des Fangergebnisses, dass der Fischbestand nicht ausschließlich vom Initialbesatz stammt. So wurden juvenile Rotaugen (Körperlänge: ~ 50 – 60 mm) und Schleien gefangen, die eindeutig nicht dem ursprünglichen Besatz zugeordnet werden konnten. Außerdem zeigt das Längen-Häufigkeitsdiagramm (Abbildung 13), dass die angewandte Methode auf die Fangwahrscheinlichkeit eines Fisches grösenselektiv wirkte und somit die gezogene Stichprobe als nicht repräsentativ erachtet wird. Vor allem das Spektrum kleiner Weißfischindividuen (Rotauge: 75 - 95 mm bzw. Rotfeder: 75 - 110 mm Körperlänge) des Initialbesatzes wurde im Zuge der Zwischenbeprobung nicht nachgewiesen.

Abgesehen von den Fischarten aus dem Initialbesatz wurden Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), Giebel (*Carassus gibelio*), Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*), Kaulbarsch und Blaubandbärbling (*Pseudoraspura parva*) nachgewiesen. Von diesen Arten wurden nur geringe Stückzahlen gefangen. Vom Flußbarsch, als einzigm potentiellen Prädator, wurden 24 Stück mit einer maximalen Körperlänge von 155 mm gefangen.

4.1.1.3 Ausfang bei Versuchsende

Von den 175 besetzten Karpfen wurden 145 Stück wiedergefangen (Tabelle 4), was einer Bestandsentwicklung von - 17,1 % entspricht. Im Verlauf des Versuchszeitraumes wurden insgesamt fünf tote Karpfen, am Teich treibend, beobachtet. Die Ursache dafür ist unbekannt, allerdings gab es keinerlei äußerliche Hinweise auf eine Verletzung oder Tötung durch einen Prädator. Die Karpfen waren seit Beginn des Versuchs auf durchschnittlich 1045 g Körpergewicht angewachsen, was einer durchschnittlichen Gewichtszunahme von 476 g pro Individuum bzw. 83,6 % entspricht. Insgesamt ergibt dies eine Zunahme der Karpfenbiomasse um 52,1 % auf 151,5 kg. Der Rotaugenbestand ist hinsichtlich der Individuenzahl um 27,1 % gewachsen, die Biomasse um 78,5 %. Bei den Rotfedern wuchs der Bestand um 12,9 % und die Biomasse um 77,9 %. Eine positive Bestandsentwicklung ist sowohl bei den Rotaugen (+ 27,1 %), als auch bei den Rotfedern (+ 12,9 %) zu erkennen. Die relative Gewichtszunahme betrug bei beiden Fischarten im Durchschnitt 58,5 %. Die Ursache für die positiven Bestandsentwicklungen liegen vermutlich einerseits an der Reproduktion der besetzten Rotaugen, aber auch am Vorkommen besatzfremder Rotaugen. Somit ist eine Aussage hinsichtlich einer potentiellen Dezimierung des Bestandes durch Prädation nicht möglich. Auch bei den weiteren besetzten Fischarten (Schleie und Kaulbarsch) ist eine positive Bestandsentwicklung sichtbar, die jedoch ebenfalls nicht auf den Initialbesatz zurückzuführen ist. Vor allem der Kaulbarschbestand mit 1.486 gezählten Individuen ist als sehr hoch einzustufen. Der tatsächliche Bestand wird mit hoher Wahrscheinlichkeit unterschätzt, da aufgrund der geringen Körpergröße Individuen beim Abfischen im Teich zurückgeblieben sind.

Weitere nachgewiesene und nicht dem Initialbesatz entstammende Fischarten: Gründling (*Gobio gobio*), Brachse, Giebel, Katzenwels (*Ameiurus nebulosus*), Blaubandbärbling, Flussbarsch sowie Sonnenbarsch.

Tabelle 4: Vergleich der Kennwerte des Besatzes am Fischotter-Teich zu Beginn und Ende der Versuchslaufzeit; „Min“: Mindestwert; „Max“: Maximalwert; „MW“: arithmetisches Mittel; „Stabw“: Standardabweichung.

Zeitpunkt	Fischarten	Anz.	Kennwerte Fischbestand am Fischotter-Teich								Biomasse					
			Länge [mm]				Gewicht [g]				Total [kg]	Zuwachs [%]				
Initialbesatz	Karpfen	175	Min	180	Max	395	MW	316	Stabw	74	52	945	569.3	141	99.6	-
	Rotauge	96	75	265	156	49	3	340	60.4	77	4	224	59.4	72	5.8	-
	Rotfeder	62	75	250	141	61	4	270	94	62	13	105	100.0	202	3.7	-
Abfischung	Karpfen	145	335	465	395	28	580	1520	1045	202	145	105	100.0	151.5	52.1	
	Rotauge	134	85	305	173	49	4.5	437	85	73	13	270	94	62	11.4	96.0
	Rotfeder	70	105	255	180	35	13	270	94	62	13	105	100.0	6.6	77.9	

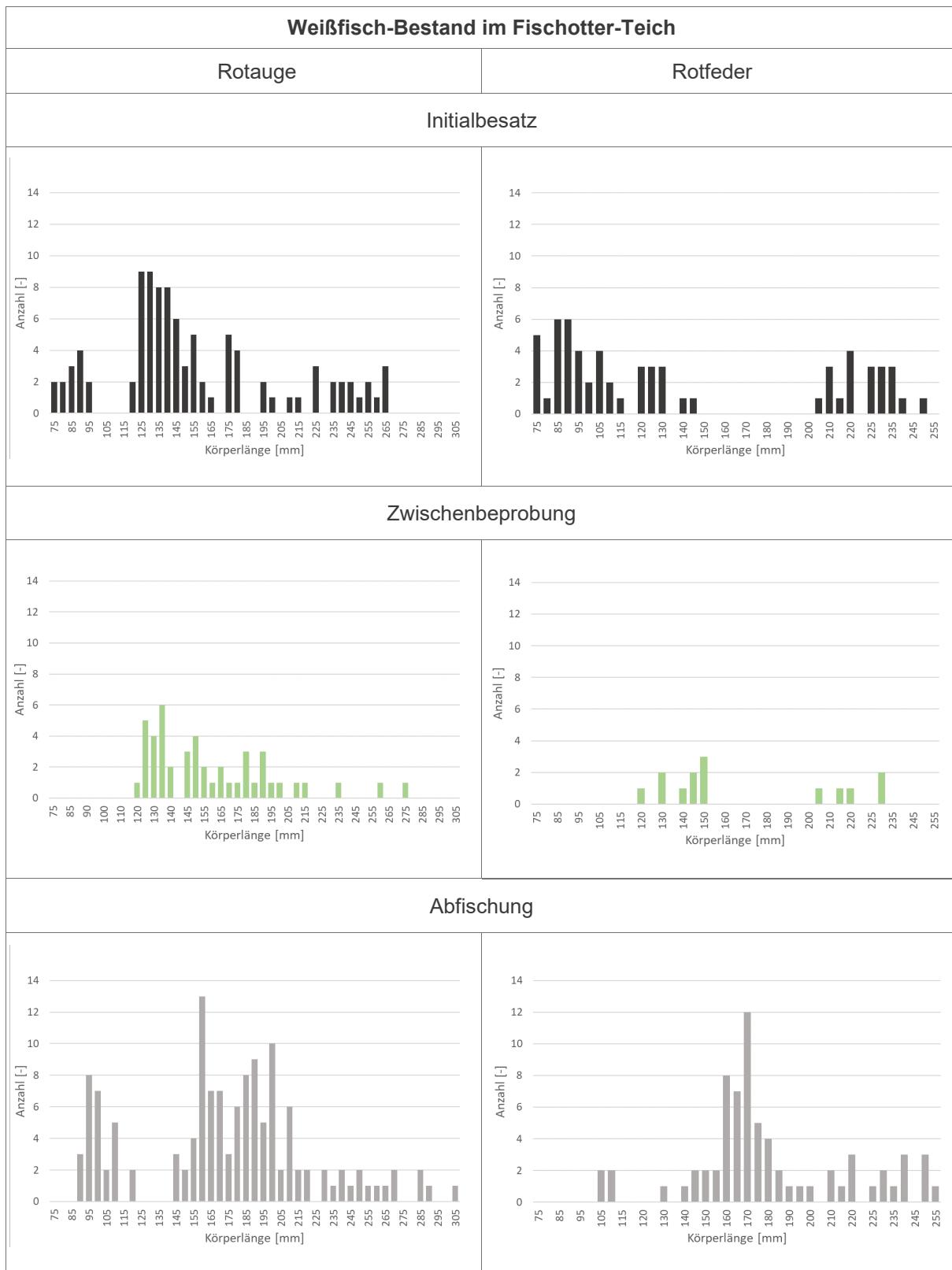


Abbildung 13: Gegenüberstellung der Längenhäufigkeitsdiagramme der Rotaugen (links, N = 96 bzw. 46 bzw. 122) sowie der Rotfedern (rechts, N = 62 bzw. 14 bzw. 70) im Fischotter-Teich.

4.1.2 Bestandentwicklung Referenzteich

4.1.2.1 Initialbesatz

Der in den Referenzteich eingebrachte Initialbesatz mit einer Gesamtbiomasse von 116,6 kg (Tabelle 5) setzte sich zusammen aus 180 Stück Karpfen (Abbildung 16) mit einem Gesamtgewicht von 108,1 kg und individuellen Körpergewichten von 240 - 1066 g ($600 \pm 15,3$ g) sowie 387 Stück Weißfische (8,6 kg). Dabei handelte es sich um 286 Rotaugen mit einer Gesamtbiomasse von 6,5 kg und individuellen Körpergewichten von 3 - 161 g ($22,6 \pm 19,1$ g) und 101 Rotfedern mit einer Gesamtbiomasse von 2,0 kg und individuellen Körpergewichten von 5 - 252 g ($19,9 \pm 37$ g) (Tabelle 5). In Summe entspricht der Anteil der Weißfischbiomasse etwa 9 % der Gesamtbiomasse. Längenfrequenzdiagramme der beiden Weißfischarten zu den unterschiedlichen Untersuchungszeitpunkten sind in Abbildung 14 dargestellt. Außerdem wurde eine Schleie mit einem Gewicht von 23 g besetzt. Sämtliche Fische wurden durch eine äußerliche Beschauung hinsichtlich ihres Gesundheitszustandes begutachtet.

Tabelle 5: Kennwerte zum Initialbesatz am Referenzteich: „Min“: ermittelter Mindestwert; „Max“: ermittelter Maximalwert; „MW“: arithmetisches Mittel; „Stabw“: Standardabweichung.

Fischarten		Anzahl	Kennwerte Initialbesatz am Referenzteich				Biomasse [kg]					
			Min	Max	MW	Stabw		Min	Max	MW	Stabw	Total
Karpfen		180	145	395	320	30		240	1066	600,0	153	108,1
Rotauge		286	75	265	127	29		3	161	22,6	24	6,5
Rotfeder		101	75	250	112	34		5	224	19,9	37	2,0

Innerhalb der ersten drei Tage nach der Besatzmaßnahme fanden die Bewirtschafter einen toten Karpfen sowie etwa 20 tote Rotaugen. Der Grund dafür ist nicht bekannt, eventuell dürfte dies auf die vorherige Manipulation der Fische zurückzuführen sein.

4.1.2.2 Zwischenbeforschung

Am Referenzteich wurde am 10.7.2018 ebenfalls eine Zwischenbeforschung des Besatzes durchgeführt. Dabei wurde dieselbe Elektrobefischungsmethodik wie am Fischotterteich angewandt. Tabelle 6 beinhaltet eine Zusammenstellung der dabei erhobenen Daten.

Tabelle 6: Vergleich der Kennwerte des Initialbesatzes mit den Ergebnissen der Zwischenbeforschung am Referenzteich: „MW“: arithmetisches Mittel; „Gew.“: Gewicht.

Fischarten	Initialbesatz			Wiederfang			Zunahme [%]		Biomasse [kg]	
	Anz.	Länge (MW) [mm]	Gew. (MW) [g]	Anz.	Länge (MW) [mm]	Gew. (MW) [g]	Länge (MW) [mm]	Gew. (MW) [g]	Initial	Wieder-fang
Karpfen	180	320	600	40	379	937	18,5	56,1	108,1	168,6
Rotauge	286	127	23	95	161	54	26,9	138,2	6,5	15,3
Rotfeder	101	112	20	30	138	36	23,5	79,4	2,0	3,6

Im Zuge der Zwischenbeforschung wurden 40 Stück Karpfen wiedergefangen, gemessen und gewogen. Dabei wurde ein durchschnittliches Individualgewicht von 937 g und eine durchschnittliche Körperlänge von 379 mm ermittelt. Schließt man mittels dieser Kennzahlen auf den potentiellen Karpfenbesatz zum Zeitpunkt der Zwischenbeforschung, so entspricht dies einer Gesamtbiomasse von 168,6 kg bzw. einem

prozentuellen Zuwachs von 56 % (Tabelle 6). Des Weiteren wurden 849 Rotaugen gefangen, von denen 95 Individuen aufgrund der Körpergröße vom Initialbesatz stammen könnten. 754 Rotaugen wurden aufgrund ihrer geringen Körperlänge (zwischen 50 – 60 mm) nicht dem Initialbesatz zugeordnet und deshalb nicht wieder in den Versuchsteich besetzt. Das durchschnittliche Gewicht der 95 relevanten Rotaugen betrug 53,6 g, was einer durchschnittlichen Zuwachsrate von 138,2 % entspricht. Wie auch beim Fischotterteich, spiegelt dieser berechnete Wert aufgrund der methodischen Selektivität bei der Stichprobennahme (Kap. 4.1.1.2) nicht den tatsächlichen Wert wider und wird in weiterer Folge nicht herangezogen.

Überdies wurden auch Flussbarsch, Sonnenbarsch und Schleien (nicht aus dem Initialbesatz stammend), in sehr geringen Stückzahlen nachgewiesen.

4.1.2.3 Ausfang bei Versuchsende

Der Versuch endete ebenso am 26.04.2019 mit dem Ablassen des Teiches durch die Bewirtschafter und der Entnahme sowie Körperlängen- und Gewichtsmessung der verbliebenen Fische. Von den 180 besetzten Karpfen wurden 175 Stück wiedergefangen, was einer Bestandsentwicklung von - 2,8 % entspricht (Tabelle 7). Zwei Individuen wurden tot und ohne äußerlichen Spuren, die auf Prädation hindeuten könnten, gefunden. Die durchschnittliche Gewichtszunahme der verbliebenen Karpfen lag bei etwa 625,7 g pro Individuum bzw. 104,2 %. Im Gegensatz zum Fischotterteich war eine Verringerung des besetzten Weißfischbestandes erkennbar: bei den Rotaugen verringerte sich der Bestand um 41,3 %, bei den Rotfedern um 35,6 %. Bei den verbliebenen Individuen wurde eine durchschnittliche Gewichtszunahme von 136,3 % bei den Rotaugen bzw. 187,2 % bei den Rotfedern berechnet. Bei den Rotfedern könnte dies mit dem Umstand erklärt werden, dass der Initialbesatz vergleichsweise viele einjährige (1+/-) Individuen beinhaltete. Bei diesen 1+-Fischen ist die natürliche Mortalität höher als bei älteren Individuen und so kam es zu einer mortalitätsbedingten Veränderung des Besatzes. Jedoch zeigte sich auch ein Bestandsrückgang bei den älteren Rotfedern, die Ursache dafür ist unklar. Des Weiteren wurden über 2.000 Rotaugen mit Körperlängen von 100 - 120 mm gezählt, die nicht vom Initialbesatz stammen, sondern, vermutlich vom Oberliegerteich eingedriftet sind. Bei diesen Rotaugen handelt es sich um dieselbe Kohorte, wie jene 754 Rotaugen, die im Zuge der Zwischenbefischung entnommen wurden.

Tabelle 7: Vergleich der Kennwerte des Besatzes am Referenzteich zu Beginn und Ende der Versuchslaufzeit: „Min“: ermittelter Mindestwert; „Max“: ermittelter Maximalwert; „MW“: arithmetisches Mittel; „Stabw“: Standardabweichung.

Zeitpunkt	Fischarten	Anz.	Kennwerte Fischbestand bei Abfischung am Referenzteich								Biomasse	
			Länge [mm]				Gewicht [g]				Biomasse	
			Min	Max	MW	Stabw	Min	Max	MW	Stabw	Total [kg]	Zuwachs [%]
Initialbesatz	Karpfen	180	145	420	320	30	240	1066	600	153	108.1	-
	Rotauge	286	75	240	127	29	3	161	23	24	6.5	-
	Rotfeder	101	75	245	112	34	5	252	20	37	2.0	-
Abfischung	Karpfen	175	315	505	410	33	500	2400	1226	291	214.6	98.5
	Rotauge	162	100	265	168	31	5	227	62	35	10.0	54.5
	Rotfeder	65	125	260	138	21	23	290	67	37	4.4	117.8

Weitere nachgewiesene und nicht dem Initialbesatz entstammende Fischarten: Zander (*Sander lucioperca*).

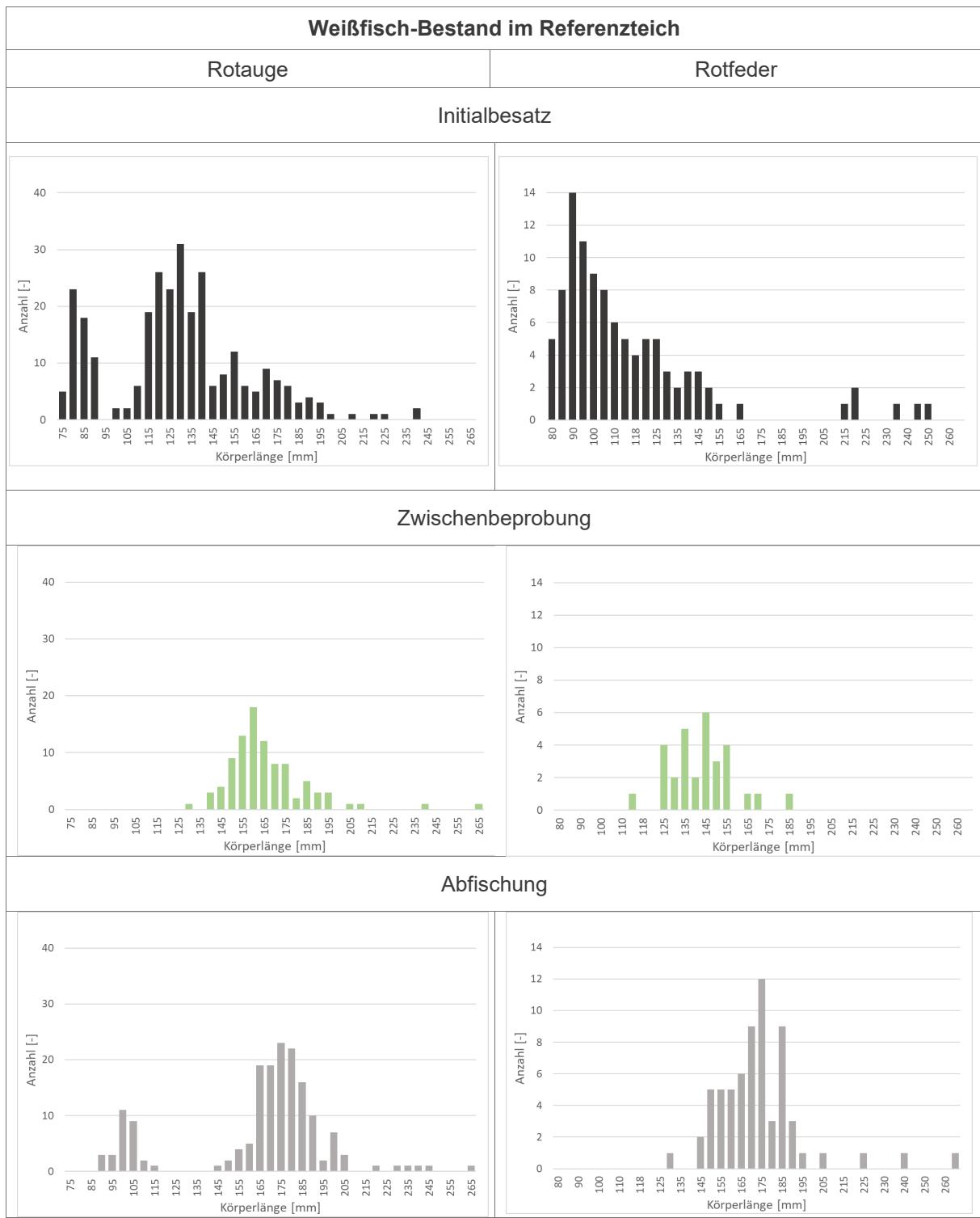


Abbildung 14: Gegenüberstellung der Längenhäufigkeitsdiagramme der Rotaugen (links, N = 286 bzw. 95 bzw. 162) sowie der Rotfedern (rechts, N = 101 bzw. 30 bzw. 65) im Referenzteich.

4.1.3 Besatzfische

In den folgenden Kapiteln wird auf die drei relevanten besetzten Fischarten Karpfen, Rotauge und Rotfeder gesondert eingegangen.

4.1.3.1 Karpfen

Vergleicht man die Karpfen des Initialbesatzes beider Teiche, so ist kein mittlerer, individueller Größenunterschied feststellbar, wenngleich das mittlere Gewicht der Karpfen des Referenz-Teiches leicht erhöht ist. Im Laufe des Versuchsfangs am Fischotterteich mit -17,1 % ein höherer Bestandsrückgang statt als im selben Zeitraum am Referenzteich, wo der Rückgang der Individuenzahl bei -2,8 % lag. Dies liegt sogar unter der publizierten natürlichen Verlustrate von 5 % bei Karpfen im Stadium K_2 auf K_3 (z.B.: Bohl 1999; Geldhauser & Gerstner 2002). Der Grund für den Rückgang am Fischotterteich ist unbekannt, jedoch konnten im Verlauf des Versuchszeitraumes insgesamt 5 tote Karpfen, im Wasser treibend, beobachtet werden. Diese 5 Individuen wiesen jedoch keine Zeichen von Fraßspuren (o.ä.) auf, welche auf Prädation schließen lassen würden. Dies gilt auch für die zwei tot gefundenen Karpfen am Referenzteich. Während des gesamten Versuchsdauer wurden so gut wie keine Fraßrückstände in unmittelbarer Nähe des Teiches gefunden. In Abbildung 15 ist erkennbar, dass der Karpfenbesatz im Fischotterteich unter anderem drei auffällig kleinere Individuen, mit Körperlängen von 180 mm, 185 mm sowie 205 mm zum Zeitpunkt des Initialbesatzes beinhaltete. Diese drei Individuen konnten weder zum Zeitpunkt der Zwischenbeprobung (kleinste nachgewiesene Körperlänge: 330 mm) gefangen werden, noch waren diese bei der Teichabfischung am Ende des Versuchs (kleinste nachgewiesene Körperlänge: 335 mm) auffindbar. Im Referenzteich betrug der durchschnittliche Gewichtszuwachsraten der Karpfen 104,2 %, im Fischotter-Teich 83,6 %. Zurückzuführen ist die erhöhte Zuwachsraten im Referenzteich vermutlich auf die unterschiedliche Produktivität, begründet in den unterschiedlichen Lagen und Expositionsgraden der beiden Versuchsteiche (vgl. Kap. 4.1.4). Liegt der Fischotterteich umgeben von Nadelwald mit weniger direkter Sonneneinstrahlung, befindet sich der Referenzteich in offener Umgebung mit intensiverer Sonneneinstrahlung. Betrachtet man die anhand der Mittelwerte für Länge und Gewicht berechneten Konditionsfaktoren (K-Faktoren, Tabelle 8) jeweils für den Besatz sowie für den Ausfang, so zeigt sich, dass die Werte im Referenzteich leicht höher sind; sowohl zu Beginn als auch am Ende des Versuchs. Anhand der Veränderung des K-Faktors über die Dauer, zeigt sich im Fischotter-Teich eine Abnahme von 6,6 %, im Referenzteich hingegen von nur 4,8 %. Dieser, obgleich auch geringe Unterschied zwischen den Teichen, ist abermals auf die unterschiedliche Produktivität der beiden Teiche zurückzuführen. Es sei jedoch angemerkt, dass die Werte des K-Faktors im Vergleich zur Literatur tendenziell eher als niedrig einzustufen sind.

Tabelle 8: K-Faktoren (Konditionsfaktor nach Fulton) der Karpfen zu Beginn sowie am Ende des Versuchs: Die prozentuelle Veränderung beschreibt das Verhältnis des Faktors am Ende der Versuchslaufzeit (Abfischung) zu jenem zu Beginn (Initialbesatz).

Versuchsteich	Zeitpunkt	K-Faktor [-]	Veränderung [%]
Fischotter-Teich	Initialbesatz	1.811	- 6,6
	Abfischung	1.692	
Referenzteich	Initialbesatz	1.863	- 4,8
	Abfischung	1.774	

Als dritte Ursache für die leicht unterschiedliche Entwicklung des Karpfenbestandes kommt die potentielle Präsenz des Fischotters oder anderer Prädatoren in Frage, deren Anwesenheit in Verdacht steht, sogenannte „sekundäre Schäden“ zu verursachen (NÖ Teichwirteverband 2014). An dieser Stelle sei allerdings noch einmal erwähnt, dass die Unterschiede als sehr gering einzustufen sind.

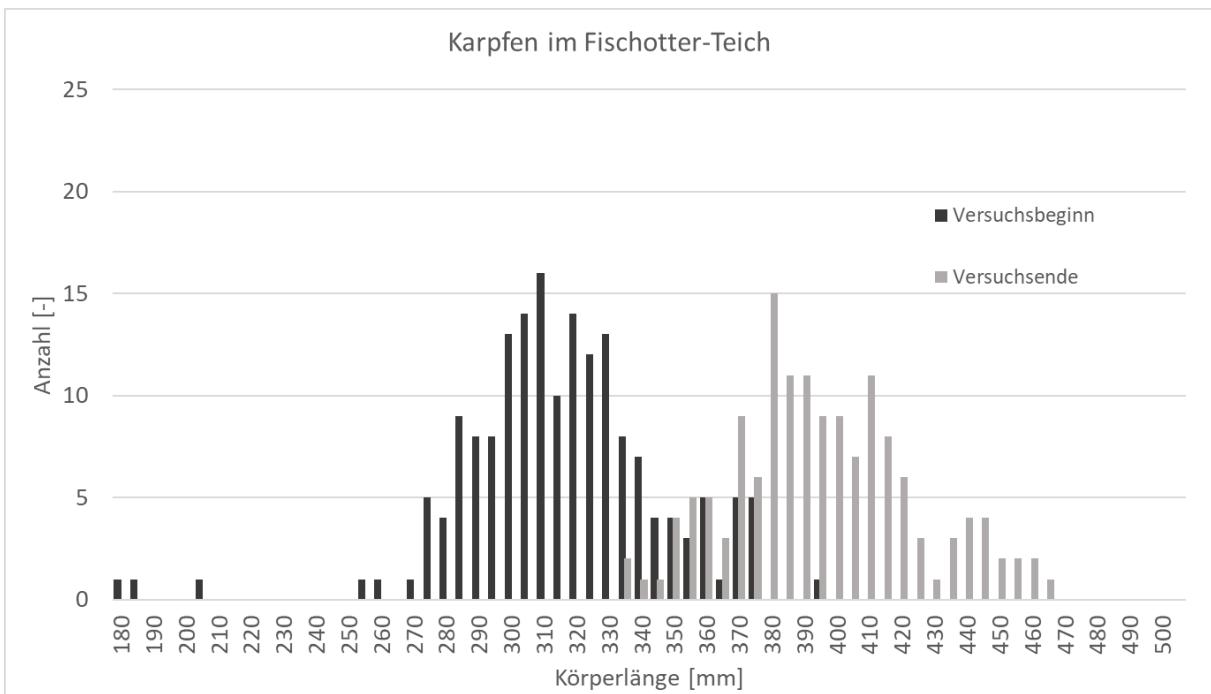


Abbildung 15: Längenhäufigkeitsdiagramme der besetzten Karpfen des Fischotter-Teichs zu Beginn und Ende des Versuchs.

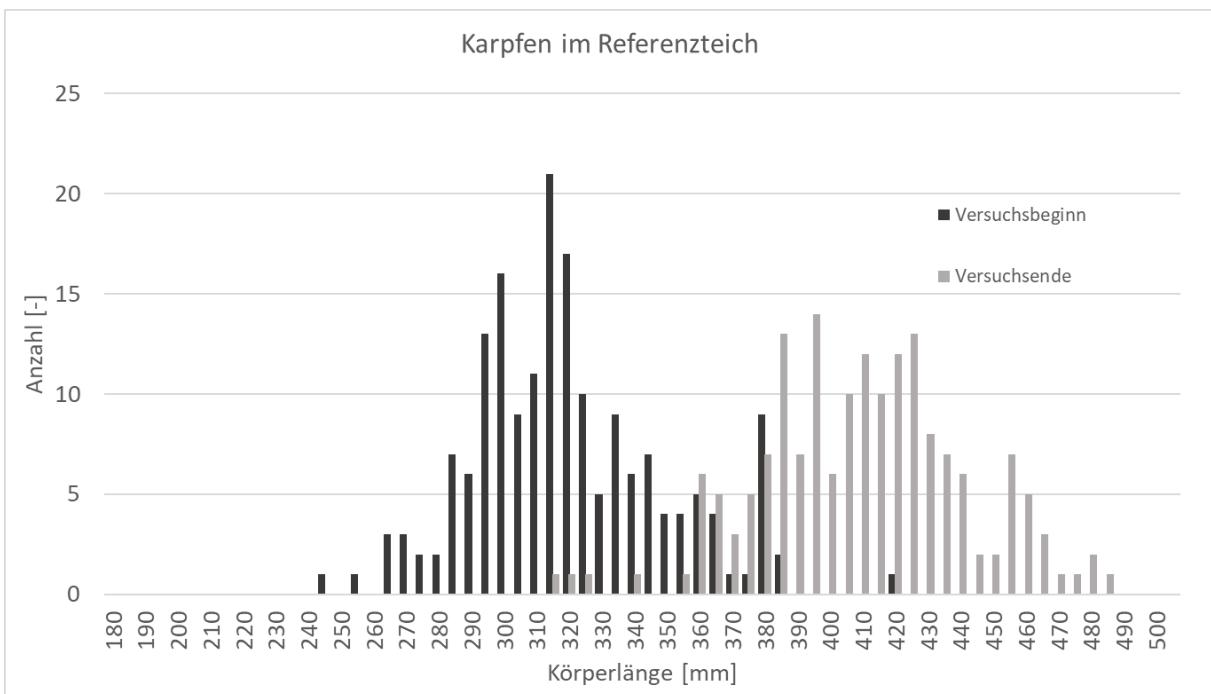


Abbildung 16: Längenhäufigkeitsdiagramme der besetzten Karpfen des Referenzteichs zu Beginn und Ende des Versuchs.

4.1.3.2 Rotaugen

Die in den Fischotter-Teich besetzten 96 Stück Rotaugen wiesen Gewichte von 3 - 340 g (60 ± 77 g) auf, jene in den Referenzteich besetzten 286 Rotaugen Gewichte von 3 - 161 g (23 ± 25 g). Die daraus errechnete Biomasse der Rotaugen beträgt an beiden Teichen etwa 6 % der Gesamtbiomasse. Zum Zeitpunkt des Besatzes betrug der Anteil an Rotaugen im Fischotterteich etwa 5 % der Gesamtbiomasse bzw. 60 % der Biomasse an besetzten Weißfischen. Der Anteil von Rotaugen an der Gesamtstückzahl beträgt knapp 29 % und im Vergleich zu allen Weißfischen 61 %. Im Referenzteich betrug der Anteil der Rotaugen in etwa 6 % der Gesamtbiomasse bzw. 50 % der Gesamtstückzahl, sowie etwa 76 % Anteil an der Weißfischbiomasse bzw. 74 % der Stückzahl an Weißfisch.

Die Daten der Zwischenbefischungen beider Teiche lassen keine zielführende Analyse hinsichtlich der Zuwachsraten zu. Wie bereits erwähnt, ist dies einerseits auf eine größenselektive Beprobungsmethodik zurückzuführen, aber auch auf eine Durchmischung des Initialbesatzes mit besatzfremden Individuen gleicher Art. An beiden Teichen wurden Rotaugen nachgewiesen, die eindeutig nicht dem Initialbesatz zugehörig sind.

Der Grund für die unterschiedliche Größenstruktur des Weißfischbesatzes der beiden Teiche resultiert daraus, dass ursprünglich alle Weißfische gemeinsam in einem Transportbehälter gehältert wurden. Mit dem Wissen um die zu besetzende Gesamtbiomasse von etwa 20 kg (≈ 10 kg/Teich) wurde für den Fischotter-Teich vor Ort in etwa die Hälfte der Weißfische mit einem Kescher entnommen. Diese Fangmethode stellte sich nachträglich als positiv größenselektiv dar. Ohne genaues Wissen über die Größenstruktur und Artenanteile wurden unwissentlich vorrangig größere Individuen, sowohl Rotaugen als auch Rotfedern für den Besatz des Fischotter-Teiches entnommen.

Am Referenzteich wurden im Zuge der Zwischenbefischung insgesamt 849 Rotaugen gefangen, dies entspricht einer Erhöhung der Individuendichte um 297 %. 753 Rotaugen konnten aufgrund der geringen Körperlängen von 50 - 65 mm nicht dem Initialbesatz entstammen, da die kleinste gemessene Körperlänge eines Rotauges zu Versuchsbeginn 75 mm betrug. Weiters kann es sich hierbei auch nicht um Nachkommen besetzter Rotaugen handeln, da ein derartiges Wachstum im Zeitraum von Versuchsbeginn bis zur Zwischenbefischung (2,5 Monate) auszuschließen ist. Im Zuge der Abfischung am Referenzteich wurden etwa 2.000 weitere Individuen dieser besatzfremden Kohorte nachgewiesen. Bei einem weiteren, bei der Zwischenbeprobung gefangenen Individuum, mit einer Körperlänge von etwa 25 mm könnte es sein, dass es sich dabei um einen direkten Nachkommen der Rotaugen aus dem Initialbesatz handelt. Gerade bei diesen ganz kleinen Individuen unterschätzte die größenselektive Methode der Zwischenbefischung, die Anzahl der im Teich lebenden Individuen sehr stark, da die Maschenweite der benutzten Kescher größer war als der Querschnitt eines 0+-Jungfisches jedweder Art. Jedoch wurde bei der Zwischenbeprobung keine weitere Brut gesichtet.

Vergleicht man die Längenhäufigkeiten der Rotaugen des Fischotter-Teiches bei Besatz sowie am Ende des Versuchs (Abbildung 13), so ist eine positive Bestandsentwicklung von +27,1 %, zu erkennen. Die relative durchschnittliche Gewichtszunahme betrug etwa 56,5 %. Die Ursache für die positiven Bestandsentwicklungen ist unbekannt, die Reproduktion des Initialbesatzes als Ursache ist unwahrscheinlich, da Individuen unter 100 mm Körperlänge ($N = 12$) in dieser Bilanz bereits unberücksichtigt sind. Über das Wachstum der größeren Individuen lassen sich anhand der Längenhäufigkeitsverteilung keine weiteren Schlüsse sinnvoll ableiten.

Im Vergleich dazu ist am Referenzteich eine Abnahme der Individuendichte, die aus dem Besatz stammen können, von etwa 41 % feststellbar. Innerhalb der Gruppe mit den geringsten Körperlängen entsprach die Abnahme etwa 51 %, die Ursache dafür ist unbekannt.

Aufgrund der angeführten positiven Bestandsentwicklungen - hervorgerufen durch Einmischung besatzfremder Individuen - ist es nicht zulässig, präzise Schlussfolgerungen hinsichtlich einer möglichen Prädation bzw. Arten- und Größenpräferenz durch anwesende Fischotter zu ziehen.

4.1.3.3 Rotfeder

Beim Vergleich des Initialbesatzes beider Teiche fällt auf, dass die mittlere Größenklasse zwischen 140 - 200 mm an beiden Teichen sehr stark unterrepräsentiert ist. Rund 32 % der Rotfedern am Fischotter-Teich haben eine Körperlänge von über 205 mm (Abbildung 13), während es am Referenzteich nur 6 % sind (Abbildung 14). Daher wurden dort auch 62 % mehr Rotfedern besetzt, welche ein durchschnittlich 63 % geringeres Körpergewicht aufwiesen. Bei der Zwischenbefischung wurden an keinem der beiden Teiche Individuen gefangen, die eindeutig nicht aus dem Besatz stammen, im Unterschied zu den Rotaugen. Bei der Abfischung am Ende des Versuchs konnten am Fischotter-Teich 22, am Referenzteich 15 kleine Individuen (40 - 70 mm) nachgewiesen werden, die vermutlich aus der Reproduktion des Besatzes stammen. Ohne Berücksichtigung dieser Jungfische kam es, wie auch bei den Rotaugen, zu einer Zunahme der Bestandsdichte am Fischotterteich (12,9 %) und zu einer Verringerung am Referenzteich (- 64,4 %). Der Biomassezuwachs am Referenzteich (117,9 %) ist um etwa 51 % höher als beim Fischotterteich (77,9 %). Der Grund dafür liegt an der höheren Besatzdichte (Tabelle 5) und dem hohen relativen Biomassezuwachs kleiner Individuen.

Aufgrund der Tatsache, dass im Fischotter-Teich eine Durchmischung des besetzten Weißfischbestandes mit bestandsfremden Rotaugen und Rotfedern geschah, ist eine Aussage über unterschiedliche Mortalitätsursachen sowie eine potentielle Beutepräferenz der Fischotter nicht möglich. Weiters wurde nachgewiesen, dass so gut wie keine erfolgreiche Reproduktion oder Einmischung kleiner Rotaugen oder Rotfedern am Fischotter-Teich stattfand. Der Referenzteich zeigt ein dazu konträres Bild: die Individuendichte des Besatzes an Weißfischen hat sich über die Versuchslaufzeit spürbar verringert. Die Ursache dafür liegt vermutlich in einer höheren, natürlichen Mortalitätsrate der Kohorte der vergleichsweise kleinen Rotfedern.

4.1.4. Produktivitätsunterschiede

Bei Betrachtung der Wassertemperaturganglinien sowie der Temperaturdifferenz (Abbildung 17) fällt auf, dass die Wassertemperatur des Fischotter-Teiches nur für die Dauer von Ende Mai bis Anfang Juli 2018 annähernd ident ist, in den Zeiträumen davor und danach ist sie sichtbar geringer.

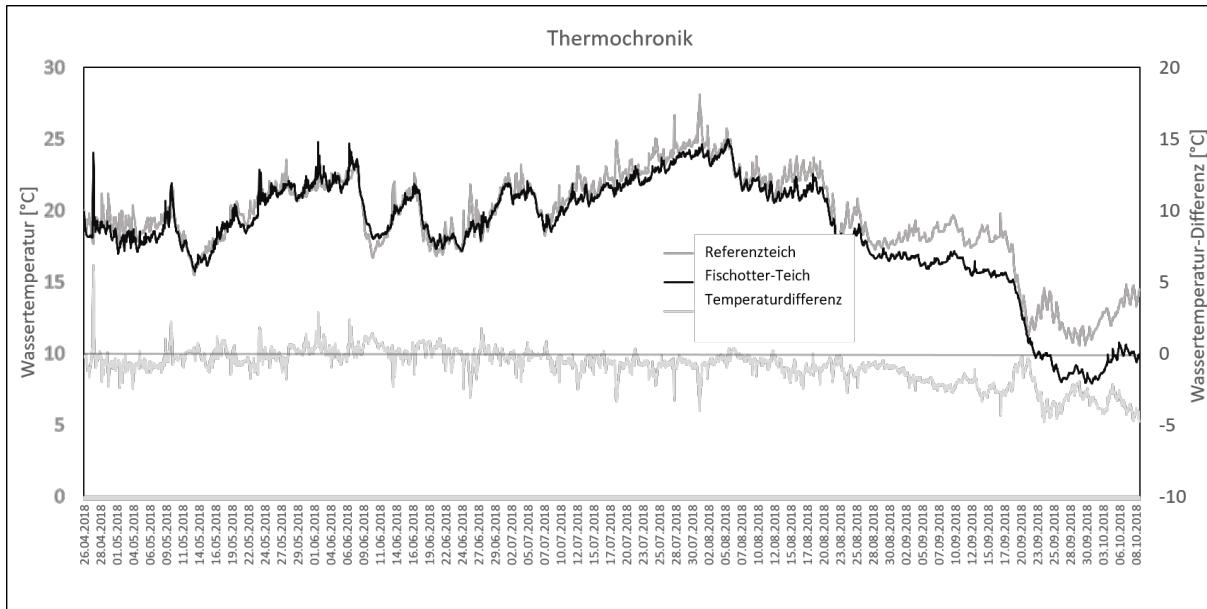


Abbildung 17: Ganglinien der Wassertemperatur in den beiden Versuchsteichen während der Periode von Ende April bis Mitte Oktober 2018; die unterste Ganglinie zeigt die Differenz der Wassertemperatur des Fischotter-Teiches im Vergleich zum Referenzteich.

Bei genauerer Betrachtung sieht man zu Beginn der Messreihe eine kontinuierliche Angleichung der Wassertemperaturen beider Teiche. Ende Mai beginnt jene Phase, in der der Fischotter-Teich im Mittel leicht höhere Temperaturen aufweist (Tabelle 9). Etwa ab Ende Juni ist feststellbar, dass sich der Fischotterteich im Vergleich zum Referenz-Teich langsamer erwärmt, und im Mittel bereits wieder kühler ist. Dieser Trend setzt sich mit Dauer der Datenaufzeichnung fort, sodass zum Beispiel im September bereits ein Temperaturunterschied von knapp 2 °C im Mittel feststellbar ist. Ursache für den Temperaturunterschied ist die starke Beschattung durch den nah ans Ufer des Fischotter-Teiches grenzenden Wald, in Verbindung mit der langgestreckten Form des Teiches (vgl. Kap. 2).

Tabelle 9: Gemittelter Temperaturunterschied des Fischotter-Teiches zu jener des Referenzteiches für die Monate Mai bis Oktober 2018.

Monat	mittlere Temperaturabweichung [°C]
Mai	- 0,42
Juni	0,17
Juli	- 0,55
August	- 0,82
September	- 1,98
Oktober	- 3,34

Über den gesamten Versuchszeitraum war am Referenzteich die Lichtintensität höher als am Fischotter-Teich, was ebenso eine direkte Konsequenz dessen exponierter Lage ist. Durch Wasserspiegelabsenkungen an beiden Teichen waren im August 2018 auffallend hohe Werte der Lichtintensität feststellbar, wenngleich diese Phase am Referenzteich in etwa doppelt so lange dauerte

(Abbildung 18). Weiters ist auch ersichtlich, dass aufgrund der Beschattung des Fischotter-Teiches von November bis Ende Februar so gut wie kein direktes Sonnenlicht auf der Wasseroberfläche auftrifft.

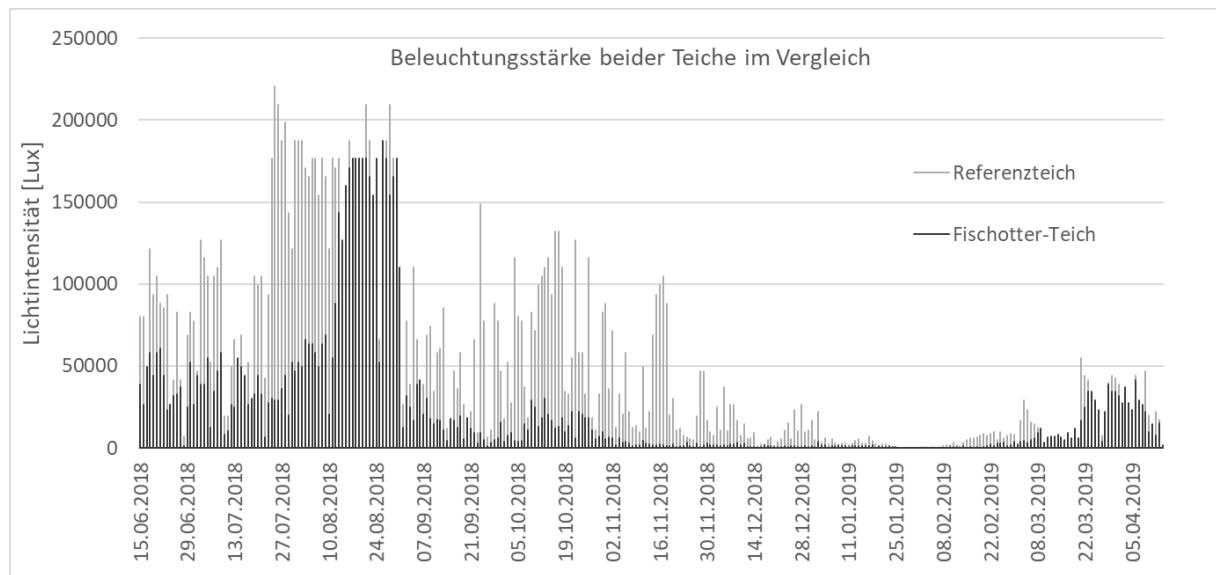


Abbildung 18: Beleuchtungsstärke unmittelbar unter der Wasseroberfläche beider Teiche. Dargestellt sind jene Werte, die zur vollen Stunde gemessen wurden.

Die wasseranalytischen Untersuchungen ergaben zwar temporäre Unterschiede im Nitrat- (NO_3) und Ammoniumgehalt (NH_4), jedoch sind keine für die Gesundheit der Fische bedenklichen Konzentrationen aufgetreten (Tabelle 10).

Tabelle 10: Übersicht über die Ergebnisse der wasseranalytischen Untersuchungen.

Versuchsteich	Datum	Messwerte der Wasseranalyse in $\mu\text{g/L}$					
		PO_4	NO_3	NO_2	NH_4	DOC	TP
Fischotter-Teich	20.05.2018	2,5	1970,2	20,8	18	10600	95
	18.07.2018	2,8	20,5	14,1	19,5	-	125,0
Referenzteich	20.05.2018	3,1	46,1	3,9	1066	10500	237,57
	18.07.2018	4	14,2	20,1	1,5	-	215,5

4.2 Erhebungen zum Fraßdruck durch Fischotter

4.2.1 Anwesenheit von Fischottern am Versuchsteich und der näheren Umgebung

4.2.1.1 Überblick über Fischotter-Nachweise im Erweiterten Untersuchungsgebiet

An insgesamt 43 Tagen wurde im Rahmen der verschiedenen Losungssuchen die Anwesenheit von Fischottern im Erweiterten Untersuchungsgebiet kontrolliert (Tabelle 11). Außerhalb des gezaunten Bereichs waren davon an 31 Suchterminen (72,1 %) Losungen vorhanden, innerhalb des Zauns an lediglich sechs Terminen (14 %). Mithilfe der Wildkameras an den Zaun-Durchlässen, die während der gesamten Versuchslaufzeit aktiviert waren, wurden insgesamt fünf Fischotter-Besuche im gezaunten Bereich registriert. Tabelle 11 gibt einen ersten Überblick über die Such- und Nachweis-Zeiträume. In den nachfolgenden Kapiteln werden die Ergebnisse im Detail betrachtet und mit einander verglichen.

Tabelle 11: Überblick über die monatliche Häufigkeit von Fischotter-Nachweisen am Versuchsteich anhand von Losungsfunden (innen) und den Wildkameras an den Zaun-Durchlässen sowie im übrigen Untersuchungsgebiet (Losung außen). Null-Werte sind symbolisiert () dargestellt.*

Erhebung	Nachweis-Häufigkeit von Fischottern												ges.	
	Frühling		Sommer			Herbst			Winter			Frühling		
	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Jan.	Feb.	Mrz.	Apr.	
Losung innen	*	*	*	*	*	*	*	*	1	1	3	1	*	6
Kamera	*	*	*	*	*	*	*	*	2	2	1	*	*	5
Losung außen	*	*	*	1	1	1	2	7	1	5	6	5	3	32
Suchtermine	1	3	1	2	1	1	2	7	1	6	6	6	6	43

Auffällig ist, dass im gesamten Erweiterten Untersuchungsgebiet zwischen Versuchsbeginn und Ende des Sommers 2018 äußerst wenig Fischotter-Aktivität (Losungsfunde) festgestellt wurde. Während dieser ersten fünf Monate wurden in zeitlich unterschiedlichen Intervallen acht Losungssuchen durchgeführt und nur an zwei Terminen in Summe fünf Markierungen gefunden (Abbildung 19). Ab Mitte Oktober stieg dann sowohl die Anzahl an erfolgreichen Suchterminen (Tabelle 11) als auch die Markierungsintensität (Losungsanzahl pro Suchtermin) deutlich. Mit Anfang des Frühlings zeichnete sich hingegen erneut eine Abnahme ab, wenngleich die Gesamtanzahl an Losungen aufgrund der häufigen Kontrolltermine im März und April 2019 (N = 12) vergleichsweise hoch blieb.

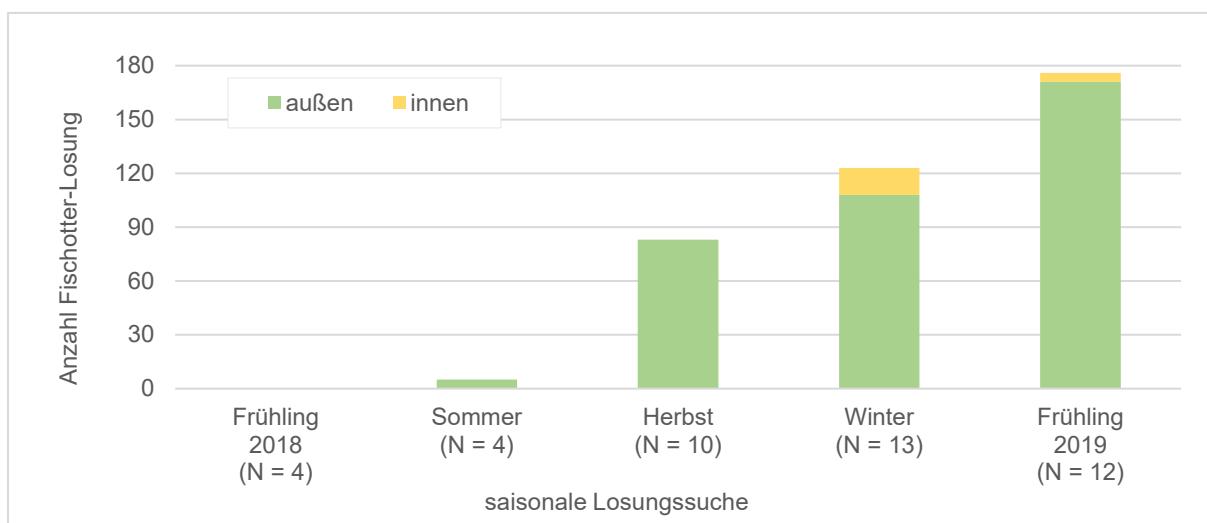


Abbildung 19: Saisonale Anzahl an Fischotter-Losungen im Erweiterten Untersuchungsgebiet, insgesamt sowie farblich unterschieden in Funde innerhalb und außerhalb des Fischotter-Teichs. In Klammern ist die jeweilige Anzahl an Suchterminen angegeben.

Es ist bekannt, dass die Markierungsintensität von Fischottern saisonalen Schwankungen unterliegt. Meist fällt sie im Sommer auf ein Minimum ab und steigt bis zum Ende des Winters auf ein Maximum (Mason & Macdonald 1986; Kruuk 2008). Ein zeitliches Muster ist auch im Erweiterten Untersuchungsgebiet erkennbar, wenngleich mit einer bis in den Frühling hinein relativ hohen Markierungsaktivität. Da während des Winters und Frühlings im Rahmen der mehrtägigen DNA-Sammelperioden (Kap. 4.2.2) und der Losungskartierung (Kap. 4.2.1.3) besonders häufig und in kurzen Zeitabständen nach Losungen gesucht wurde, ist eine methodisch bedingte Verzerrung der Ergebnisse zu bedenken. Fundierte Einschätzungen saisonal variabler Markierungsintensitäten erfordern zeitlich gleichmäßige Erhebungen, auf die in der vorliegenden Pilotstudie nicht abgezielt wurde. Beeinträchtigungen der Fund-Wahrscheinlichkeit können sich ferner durch den Zerfall von Losung ergeben, wenn die Zeitabstände zwischen den Suchterminen mehrere Wochen betragen (Mason & Macdonald 1986). Die langanhaltende Absenz von Losung im gesamtem Erweiterten Untersuchungsgebiet sowie die ab Oktober rapide steigende Fundanzahl könnten jedoch auch auf eine saisonal unterschiedliche Besuchshäufigkeit von Fischottern im Untersuchungsgebiet hindeuten.

Als Hinweis darauf könnte zusätzlich der erste Bild-Nachweis eines Fischotters am Zaun des Versuchsteichs gesehen werden, welches ebenfalls erst im Herbst entstand (Tabelle 11). Die von da an zunehmende Nachweis-Häufigkeit von Fischottern im Erweiterten Untersuchungsgebiet könnte im Zusammenhang mit dem jahreszeitlichen Regime der Teichbewirtschaftung (Abfischen, Neubesatz) stehen, welches im Frühjahr und Herbst innerhalb weniger Wochen zu einer räumlichen Veränderung der Nahrungsverfügbarkeit führen kann. So auch im Herbst im benachbarten Teich, in dem laut Bewirtschafter Mitte September Fische besetzt wurden. Dies könnte die Attraktivität des benachbarten Teiches als Nahrungshabitat erhöht haben und die zeitnah deutlich erhöhte Markierungsintensität erklären, während der Versuchsteich weiterhin nicht besucht wurde. Sittenthaler et al. (2015b) fanden in einem Teilgebiet der Waldviertler Teichlandschaft (Romaubach-Region) eine räumlich relativ stabile Verteilung der gebietsansässigen Fischotter, die von den teichwirtschaftlichen Schwankungen der verfügbaren Fischbiomassen unabhängig schien. Der Blick auf die saisonalen Nachweispunkte der einzelnen Individuen (vgl. Sittenthaler et al. 2015b) zeigt jedoch, dass besonders die Rüden an einzelnen Teichgruppen nur zu einer bestimmten Jahreszeit nachgewiesen wurden. Zu ähnlichen Ergebnissen kam auch Lampa (2015): während einer mehrjährigen Studie in der Lausitzer Teichlandschaft (Sachsen) wiesen besonders die männlichen Fischotter zeitlich variable Aktionsräume auf. Die Hypothese, räumlich-zeitlich unterschiedlich attraktiver Nahrungsressourcen, wird in der abschließenden Diskussion (Kap. 5) unter Berücksichtigung aller weiteren Teil-Ergebnisse der Pilotstudie erneut aufgegriffen und diskutiert.

Innerhalb des Erweiterten Untersuchungsgebietes wurden Fischotter jedenfalls deutlich später und seltener im gezäunten Bereich des Versuchsteichs nachgewiesen als außen (Tabelle 11). Anhand der Losungsfunde lässt sich dieser Zeitraum auf die Wintermonate und den Anfang des Frühlings eingrenzen. Die Wildkameras an den Zaun-Durchlässen erfassten querende Fischotter ausschließlich im Winter.

4.2.1.2 Fischotter-Nachweise mithilfe von Wildkameras an den Zaun-Durchlässen

Während der gesamten Versuchslaufzeit lösten zahlreiche Wildtiere die Kameras an den Zaun-Durchlässen aus. Insgesamt zehn Bildserien entstanden durch einen Fischotter (Tabelle 12). Der erste Nachweis erfolgte Ende September und zeigt ein zunächst vorsichtiges Individuum, dass den Versuchsteich vom Ufer aus betrachtet (Abbildung 20) und kurz darauf zurückweicht. Von einer Anwesenheit am Versuchsteich kann deshalb im engeren Sinne nicht gesprochen werden. Sechs Bildserien, die in den Wintermonaten (17.12.18 - 19.02.2019) entstanden, zeigen hingegen zweifelsfrei das Ein- oder Auswechseln eines Fischotters. Anhand der Wildkameras ist der Besuchszeitraum somit auf knapp zwei Monate (Mitte Dezember bis Mitte Februar) einzuschränken, in denen fünf Mal der Versuchsteich betreten wurde.

Tabelle 12: Übersicht über die Fischotter-Nachweise mithilfe der Wildkameras an den Zaun-Durchlässen während der gesamten Versuchslaufzeit.

Nr. Nachweis	Datum	Uhrzeit	Kamera	Verhalten
1	28.09.2018	00:38:13	R1	schaut von außen durch Durchlass
2	28.09.2018	00:39:06	R4	betrifft Teich bis Uferkante, direkt retour
3	21.11.2018	19:49:29	R4	schaut von außen durch Durchlass
4	21.11.2018	19:54:06	R1	schaut von außen durch Durchlass
5	17.12.2018	18:13:25	R4	verlässt Teich mit Fisch
6	18.12.2018	18:51:01	R2	betrifft Teich, geht innen entlang Ufer
7	20.01.2019	00:30:56	R2	verlässt Teich
8	20.01.2019	06:31:13	R2	verlässt Teich
9	19.02.2019	03:04:04	R2	betrifft Teich
10	19.02.2019	03:30:11	R2	verlässt Teich



Abbildung 20: Erster Bild-Nachweis eines Fischotters an einem der vier Zaun-Durchlässe am Fischotter-Teich.

Es liegen jedoch lediglich aus einer Nacht Bilder vor, die sowohl das Ein- als auch das Hinauswechseln eines Fischotters dokumentieren. Für alle übrigen Ereignisse ist nur einer der beiden Zeitpunkte erfasst (Tabelle 12). Dementsprechend ist die Aufenthaltsdauer anhand der Wildkameras für nur einen Fischotter-Besuch ermittelbar (26:07 min). Durch den Umstand, eines bereits während des Tages beginnenden Fischotter-Besuchs, lassen die PlotWatcher-Bilder (Kap. 4.3.1.1) für den ersten Nachweis-Tag am Versuchsteich zusätzlich die Ermittlung einer Aufenthaltsdauer (4:18:19 Std.) zu. Die erfolgreiche Nahrungsaufnahme an diesem Tag wurde außerdem durch ein Bild am Zaun-Durchlass belegt, auf dem erkennbare ein Fisch hinausgetragen wird (Abbildung 21).



Abbildung 21: Erster Bild-Nachweis eines Fischotters, der den Versuchsteichs betrat und – erkennbar am Fisch im Maul – zugleich erfolgreich für die Nahrungsaufnahme nutzte.

4.2.1.3 Methoden-Vergleich: Besuchsfrequenz anhand Kamerabildern und Losungskartierung

Für den Methoden-Vergleich wurden in möglichst kurzen Zeitabständen zwölf Losungskartierungen mit Unterscheidung des Alters (frisch oder älter als 24 Stunden) durchgeführt. Angepasst an die klimatischen Bedingungen und die vorherigen Losungsfunde im Erweiterten Untersuchungsgebiet fanden diese durchschnittlich in vier Tagesintervallen statt. Der Zeitraum für den direkten Methoden-Vergleich erstreckt sich über 6,5 Wochen (Tabelle 13).

Während der Losungskartierung wurden innerhalb des gezäunten Bereichs an vier Terminen ältere Markierungen gefunden, jedoch nie frische. Dies ergibt für den Untersuchungszeitraum eine tägliche Besuchsfrequenz von 0,51 (0,32 - 0,73). Aufgrund der geringen Anzahl an Bild-Nachweisen ($N = 1$) ist die Berechnung der Besuchsfrequenz anhand der Wildkameras zwar nach Gruber et al. (2008) nicht durchführbar, im Vergleich zu den Losungsfunden im selben Zeitraum (Tabelle 13) ist jedoch ersichtlich, dass anhand der Kamera-Methode die Anwesenheit von Fischottern deutlich unterschätzt wurde. Es blieben (mindestens) drei Fischotter-Besuche unentdeckt.

Des Weiteren kam es am vierten Kartierungstag zu einem widersprüchlichen Ergebnis: die vorgefundene Losung wurde als „alt“ eingeschätzt, während die in der Nacht zuvor entstandenen Kamerabilder einen unmittelbar zuvor stattgefundenen Besuch belegen.

Tabelle 13: Vergleichende Darstellung der Präsenz (1) und Absenz (0) von Fischottern anhand der Wildkameras und der Kartierung frischer und alter Losung am Fischotter-Teich für die Ermittlung der täglichen Besuchsfrequenz nach Gruber et al. (2008). Aufgrund der geringen Nachweis-Häufigkeit ist nach Gruber et al. (2008) keine Besuchsfrequenz für die Wildkamera-Methode berechenbar (N.A.). Null-Werte sind symbolisiert (•) dargestellt.

Nr. Kartierung	Datum	Zeitintervalle in Tagen	Wildkamera	Losungskartierung	
				frisch	alt
1	07.02.2019	15	•	•	1
2	10.02.2019	3	•	•	•
3	15.02.2019	5	•	•	•
4	19.02.2019	4	1	•	1
5	23.02.2019	4	•	•	•
6	27.02.2019	4	•	•	1
7	04.03.2019	5	•	•	1
8	07.03.2019	3	•	•	•
9	13.03.2019	6	•	•	•
10	17.03.2019	4	•	•	•
11	21.03.2019	4	•	•	•
12	24.03.2019	3	•	•	•
Besuchsfrequenz pro Tag (95%-Konfidenzintervall)			N.A.	0,51 (0,32 – 0,73)	

Wie eingangs gegenübergestellt (Tabelle 11), kann der Zeitraum für den Methoden-Vergleich auf die gesamte Versuchslaufzeit ausgeweitet werden, wenngleich bei den Suchterminen anfangs das unterschiedliche Alter der Losung nicht erhoben wurde. Wird der Suchtermin für die Losungen und das Datum der Bild-Nachweise berücksichtigt, lässt sich der Nachweis-Zeitraum von Fischottern weiter eingrenzen. Demnach konnte nahezu zeitgleich mit beiden Methoden Mitte Dezember die erste Anwesenheit eines Fischotters im Versuchsteich festgestellt werden. Durch die Kameras sowie vor Ort gefundener Fraßspuren wurde außerdem die Nutzung des Teiches als Nahrungshabitat nachgewiesen. Der letzte Fischotter-Besuch am Versuchsteich ist anhand der Losungsfunde auf Anfang März (Tabelle 13) zu datieren und damit zwei Wochen nach dem letzten Bild-Nachweis. In Summe kann anhand der Losungsfunde von mindestens sechs Fischotter-Besuchen während der einjährigen Versuchslaufzeit ausgegangen werden. Anhand der Wildkameras wurden hingegen fünf Besuche gezählt. Unter Berücksichtigung der methodisch bedingt unterschiedlichen Erfassungszeitpunkte kann durch Kombination der einzelnen Nachweise auf mindestens acht Fischotter-Besuche geschlossen werden. Mindestens vier Besuche blieben von den Kameras gänzlich undetektiert und zwei Bild-Nachweise (aus einer Nacht) ohne anschließenden Losungsfund.

Demnach ist keine der beiden Methoden als verlässlich zu bezeichnen, um die Besuchsfrequenz von Fischottern exakt zu ermitteln. Beide Ansätze unterschätzten die Aktivität am Versuchsteich. Der Ansatz von Gruber et al. (2008) kann durch die Unterscheidung frischer und alter Losung maximal zwei Besuche differenzieren, einen kurz zuvor stattgefundenen und einen länger zurückliegenden. Dies scheint während der Losungskartierung am Fischotter-Teich jedoch nicht der Fall gewesen zu sein, da während dieser Zeit ausschließlich alte Losungen gefunden wurden. Im direkten Vergleich wurden ebenso Defizite der Wildkameras deutlich, denn nachweislich löste das Ein- bzw. Ausgehen eines Fischotters mindestens zwölf Mal die Kameras nicht aus. Dennoch liegt die Anzahl erfasster Fischotter-Besuche für beide Methoden nahezu gleich hoch. Dies ist einerseits darauf zurückzuführen, dass für die Zählung der Besuche mithilfe der Kameras, eine der beiden Gehrichtungen ausreicht. Andererseits wurde während zweier bildlich dokumentierter Besuche von Fischottern nicht am Versuchsteich

markiert. Durch diese Absenz der Losung kam es zu einer weiteren Unterschätzung durch die Kartierungsmethode.

Lerone et al. (2015) berichten ebenfalls von Problemen, Europäische Fischotter anhand von Wildkameras zu erfassen. Ihnen gelang es erst, nachdem Trittauslöser eingesetzt wurden. Die Ursache lag ihrer Meinung nach im stark isolierenden Fell. Dieses bewirkt nach Kuhn & Meyer (2009), dass die Körperoberfläche nach dem Schwimmen eine ähnliche Temperatur aufweist, wie das Wasser. Lediglich an manchen Partien des Kopfes sind unmittelbar danach höhere Werte messbar (Kuhn & Meyer 2009). Möglicherweise sind diese Flächen jedoch zu klein, um von den Infrarot-Sensoren der Kameras wahrgenommen zu werden (Lerone et al. 2015). Day et al. (2016), die erfolgreich Nordamerikanische Fischotter mit Wildkameras erfassten, führen die Probleme bisheriger Studien an beiden Fischotter-Spezien auf die technischen Beschränkungen früherer Kameras sowie die Verwendung von „low-end“-Modellen zurück. Dies kann für die vorliegende Studie weitestgehend widerlegt werden, da die eingesetzten Kameras als modern und nach Rovero et al. (2013) als „high-end“-Modelle zu bezeichnen sind. Informationen über die Wassertemperatur des angrenzenden Fließgewässers bzw. die Umgebungstemperatur zum Zeitpunkt des undetektierten Querens liegen allerdings nicht vor, um Lerone et al. (2015) Vermutungen hinsichtlich des isolierenden Fells zu verifizieren. Die regelmäßigen Überprüfungen der Kameras vor Ort sowie auf Anfrage durch den Kamera-Hersteller schließen Fehler bei der Ausrichtung, den Einstellungen oder verwendeten Batterien jedenfalls aus. Hinweise auf verdeckte Sensoren oder Linsen sowie eine für die Detektionsbänder zeitweise zu hohe Schneelage konnten nicht gefunden werden. Laut Kamera-Hersteller könnte alternativ erprobt werden, ob durch den Einsatz von noch sensibleren Infrarot-Sensoren die Detektionsschwierigkeiten behoben werden. Dies könnte der potenziellen Ursache, eines wohlmöglich besonders isolierenden Fells Europäischer Fischotter, entgegenwirken.

Sind Erhebungen in kurzen Zeitintervallen durchführbar, ist die Kartierung von Fischotter-Losung die bis dato genauere Methode, um die Besuchsfrequenz von Fischottern in einem Gebiet zu bestimmen. Neben eingangs beschriebenen Ungenauigkeiten, die Anlass für den Methoden-Vergleich waren, birgt die Kartierung frischer und alter Losungen allerdings das Risiko, das Alter der Losung witterungsbedingt falsch einzuschätzen (Klenke et al. 2008). Diesem potenziellen Einflussfaktor wurde während unserer Erhebungen durch entsprechende Anpassungen der Zeitintervalle Rechnung getragen. Am vierten Kartierungstag, an dem eine Losung als „alt“ eingeschätzt wurde, könnte es dennoch zu einer solchen Fehleinschätzung gekommen sein, da die Wildkameras in der Vornacht einen querenden Fischotter erfassten. Zudem muss zu jeder Jahreszeit bedacht werden, dass durch Umwelteinflüsse, wie Laub- und Schneefall, neue Losungen verdeckt und später wieder zum Vorschein kommen können. Dies zählt abermals zu den Risiken für eine korrekte Datenerhebung.

4.2.1.4 Schlussfolgerungen zur Anwesenheit von Fischottern am Versuchsteich

Anhand von Losungsfunden kann die Anwesenheit von Fischottern am Fischotter-Teich auf den Zeitraum Mitte Dezember bis Anfang März eingegrenzt und auf mindestens sechs Besuche beziffert werden. Mithilfe der Wildkameras wurden hingegen fünf Besuche gezählt, die ebenfalls Mitte Dezember begannen, aber bereits Mitte Februar endeten. Unter Berücksichtigung der methodisch bedingt unterschiedlichen Erfassungszeitpunkte kann bei Kombination der einzelnen Nachweise von insgesamt mindestens acht Fischotter-Besuchen ausgegangen werden. Demnach unterschätzten beide Methoden die Anwesenheitshäufigkeit, weshalb keine als verlässlich bezeichnet werden kann, um die Besuchsfrequenz von Fischottern genau zu ermitteln.

Der Ansatz, mithilfe der Wildkameras die Aufenthaltsdauer von Fischottern am Versuchsteich zu ermitteln und so Rückschlüsse auf die tatsächliche Nutzungsintensität zu ziehen, gelang in der Pilotstudie nicht. Grund hierfür war das unzuverlässige Auslösen der Wildkameras. Plausibel ist dies nur auf ein stark isolierendes Fell von Fischottern zurückzuführen, wodurch das Queren von den Kameras nicht immer detektiert wird. Diese technisch bedingten Defizite könnten durch den Einsatz von

noch sensiblerer Infrarot-Sensoren oder Trittauslöser behoben werden, um die offenen Fragen in Zukunft beantworten zu können.

Als ein Nebenergebnis geht aus der räumlich erweiterten Lösungssuche hervor, dass Fischotter am Versuchsteich deutlich seltener markierten als im übrigen Untersuchungsgebiet. Des Weiteren ist am Nachbarsteich ein deutlich längerer Aktivitätszeitraum nachweisbar, was wohlmöglich auf eine unterschiedliche Attraktivität der Teiche zurückzuführen ist. Dies wird in der abschließenden Diskussion unter Berücksichtigung weiterer Teil-Ergebnisse diskutiert.

4.2.2 Genetische Analyse von Losung für die Bestimmung der Fischotter-Anzahl

4.2.2.1 Probenumfang und Genotypisierungserfolg

Im Herbst (22.-27.11.2018), Winter (18.-23.01.2019) und Frühling (09.-14.4.2019) wurden insgesamt 94 Fischotter-Losungen im Erweiterten Untersuchungsgebiet (Tabelle 14) für die DNA-Analyse an jeweils sechs aufeinander folgenden Tagen aufgesammelt. Davon wurden jeweils am ersten Sammeltag im Herbst und im Winter 8 bzw. 11 Proben als „wenige Tage alt“ eingeschätzt. Im gezaunten Bereich des Fischotter-Teichs standen lediglich an Tag 1 der Winter-Erhebung Losungen ($N = 3$, „wenige Tage alt“) zur Verfügung. Die geplante Erhebung im Sommer entfiel, da während der vorherigen Kontroll-begehung nur selten und äußerst wenige Losungen vorhanden waren (Kap. 4.2.1.1).

Tabelle 14: Übersicht über die im Erweiterten Untersuchungsgebiet für die DNA-Analyse gesammelten Fischotter-Losungen (Fund-Historie). Die Gesamtfunde sind saisonal aufgeschlüsselt in den Anteil im gezaunten Bereich des Versuchsteichs gefundener Losungen sowie die frischen und wenige Tage alte Losungen. Letztere wurden ausschließlich im Herbst und Winter erhoben.

Sammelperiode	Anzahl gesammelter Fischotter-Losungen für DNA-Analyse			
	gesamt	Versuchsteich	frisch	wenige Tage alt
Herbst	46	0	38	8
Winter	36	3	25	11
Frühling	12	0	12	-
gesamt	94	3	75	19

Von den 94 aufgesammelten Losungen konnten 62 Proben erfolgreich vom Institut für Biologie der Universität Graz genotypisiert werden (Schenekar & Weiss 2019). Dies entspricht einer Gesamt-Erfolgsrate von 66 % (Tabelle 15). Der Genotypisierungserfolg unterscheidet sich zwischen den drei Sammelperioden nur in geringem Maße, mit einer maximalen Erfolgsrate von 69,4 % im Winter und einer minimalen Erfolgsrate von 63 % im Herbst. Frische Losungen, die im Winter gesammelt wurden, konnten zu einem besonders hohen Anteil (76 %) erfolgreich genotypisiert werden.

Tabelle 15: Überblick über die Anzahl gesammelter und erfolgreich genotypisierter Fischotter-Losungen, insgesamt und getrennt in Anteil frischer und wenige Tage alter Losung.

Sammelperiode	Losungen gesamt			frische Losungen			wenige Tage alte Losung		
	Ges. Anzahl	Anzahl erfolgr. genotyp.	Erfolgs-rate	Ges. Anzahl	Anzahl erfolgr. genotyp.	Erfolgs-rate	Ges. Anzahl	Anzahl erfolgr. genotyp.	Erfolgs-rate
Herbst	46	29	63,0 %	38	24	63,2 %	8	5	62,5 %
Winter	36	25	69,4 %	25	19	76,0 %	11	6	54,5 %
Frühling	12	8	66,7 %	12	8	66,7 %	-	-	-
gesamt	94	62	66,0 %	75	51	68,0 %	19	11	57,9 %

Die Erfolgsraten frischer Losungen lagen sowohl insgesamt als auch saisonal stets höher als für die älteren Proben. Während sie im Herbst nahezu gleiche Werte erreichten (63,2 % vs. 62,5 %) zeigte sich im Winter ein deutlich höherer Genotypisierungserfolg für die frischen Losungen (76 % vs. 54,5 %).

Im Vergleich zu anderen Studien, die in den letzten zehn Jahren publizierten wurden, liegen sowohl die erreichte Gesamt-Erfolgsrate als auch alle Teilergebnisse (Jahreszeit, Alter) im überdurchschnittlichen Bereich. Bei Verwendung ausschließlich frischer Losungen befand sich diese zwischen 14,6 % und 73,1 % (Lanszki et al. 2010 bzw. Janssens et al. 2008; 19 % Bonesi et al. 2013; 21 % Ferrando et al.

2008; 32,5% Schenekar & Weiss 2018; 36,5 % Lampa et al. 2015; 43,3% Vergara et al. 2014; 46,0 % Koelewijn et al. 2010; 46,8% Kofler et al. 2018; 49,3 % Sittenthaler et al. 2015a; 52,3 % Sittenthaler et al. 2016; 55,6 % Holzinger et al. 2018; 59,5 % Sittenthaler et al. 2015b; 60 % Hájková et al. 2009).

Die geringe Stichprobengröße unserer wenigen Tage alten Losungen im Herbst ($N = 8$) und Winter ($N = 11$) lässt keine gesicherte Aussage über die allgemeine Eignung solcher Proben zu. Der Frischegrad der Losung gilt als einer der wichtigsten Faktoren für die erfolgreiche Genotypisierung nicht invasiv gewonnener Fischotter-Proben, da die Qualität der DNA mit der Zeit abnimmt (z.B. Hájková et al. 2006; Lampa et al. 2008, 2015; Schenekar & Weiss 2018; Sittenthaler et al. 2015a, b). Studien, in denen gezielt unterschiedlich alte Losung gesammelt wurden, wurden bislang jedoch selten publiziert. Obwohl der Genotypisierungserfolg innerhalb solcher Projekte erwartungsgemäß mit zunehmendem Alter der Losungen geringer ausfiel, wurden zumindest 35,1 - 53,1 % aller älteren Proben erfolgreich genotypisiert (Arrendal et al. 2007; Lerone et al. 2014; Kranz et al. 2017). Aufgrund unterschiedlicher Methoden, wie der Einteilung der Altersklassen und eine Vorauswahl der Proben durch qPCR, ist ein direkter Vergleich jedoch nur mit Vorbehalten möglich. Hervorgehoben werden kann, dass Arrendal et al. (2007) klimatisch bedingt fast ausschließlich gefrorene Losungen sammelten und damit für alle Altersklassen vergleichsweise hohe Erfolgsraten erreichten. Unser im Vergleich zu anderen Publikationen äußerst hohe Genotypisierungserfolg frischer Losung im Winter (76 %, $N = 25$) könnte ebenfalls durch die niedrigen Temperaturen während der morgendlichen Sammlungen (-15 – 0°C, eigene Aufzeichnungen) begünstigt worden sein.

4.2.2.2 Genetische Nachweise vorkommender Fischotter-Individuen

Anhand der 11 Mikrosatelliten-Loci und zwei Geschlechtsmarker wurden im Erweiterten Untersuchungsgebiet drei verschiedene Multilocus-Genotypen festgestellt. Hierbei handelte sich um ein Weibchen (F01) und zwei Männchen (M01, M02). Eine Eltern-Nachkommen-Beziehung besteht zwischen den drei Individuen nicht (Schenekar & Weiss 2019).

Tabelle 16 gibt einen detaillierten Überblick über die tägliche Gesamtanzahl der Losungsfunde (Fund-Historie, grau) sowie die Nachweis-Historie der Individuen (bunt) und die Anzahl ihrer Losungen. Ein Individuen-Nachweis anhand einer frischen Probe wurde hierbei dem entsprechenden Sammeltag zugeordnet. Wenige Tage alte Losungen müssen kurze Zeit vor Beginn der Sammelperiode (Tag < 1) abgesetzt worden sein.

Das Weibchen F01 und das Männchen M02 wurden mit insgesamt 39 bzw. 22 Nachweisen äußerst zahlreich und meist mehrfach während jeder Sammelperiode im Erweiterten Untersuchungsgebiet identifiziert. Dem Männchen M02 konnte hingegen nur eine einzige Losung (wenige Tage alt) im Herbst zugeordnet werden.

Zwei der Proben, die im Winter im gezäunten Bereich des Versuchsteichs gefunden wurden, stammen von der Fähe F01 (Abbildung 23). Die dritte Probe konnte nicht erfolgreich genotypisiert werden.

Tabelle 16: Nachweis- und Fund-Historie der genetisch untersuchten Fischotter-Losungen vor (< 1) und während der einzelnen Sammeltage (1 - 6) im Erweiterten Untersuchungsgebiet. Angegeben ist jeweils die Anzahl an Losungen, die täglich genetisch einem der drei Individuen zugeordnet werden konnte bzw. nicht erfolgreich genotypisiert wurde (N.A.) Die tägliche Gesamtanzahl an Losungen ergibt die Fund-Historie.

Individuum	Genetische Nachweis-Historie während der Sammeltage																							
	Herbst							Winter							Frühling					ges.				
	<1	1	2	3	4	5	6	ges.	<1	1	2	3	4	5	6	ges.	1	2	3	4	5	6		
F01	1	4	3	3	4	0	3	18	4	0	0	6	0	3	3	16	0	5	0	0	0	0	5	39
M01	3	1	1	1	3	1	0	10	2	5	1	1	0	0	0	9	2	1	0	0	0	0	3	22
M02	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
N.A.	3	3	2	4	3	1	1	17	5	2	1	2	0	0	1	11	0	3	0	0	1	0	4	32
Fund-Historie	8	8	6	8	10	2	4	46	11	7	2	9	0	3	4	36	2	9	0	0	1	0	12	94

* alle Werte zu Sammeltag < 1 beziehen sich auf die älteren Losungen, die an Sammeltag 1 gefunden und ein oder mehrere Tage zuvor abgesetzt wurden. Eine genaue Datierung ist nicht möglich.

Bei Interpretation der Nachweis- und Fund-Historie (Tabelle 16) muss berücksichtigt werden, dass die Anwesenheit eines Fischotters anhand der wenigen Tage alten Losungen nicht genauer datiert werden kann. Deshalb eignen sich diese Proben nicht, um genauere Aussagen über den Besuchszeitpunkt zu treffen. Unter Berücksichtigung der ausschließlich frischen Markierungen (Sammeltag 1 - 6) ist hingegen erkennbar, dass die Anzahl an Fund- und individuellen Nachweis-Tagen von Herbst bis Frühling deutlich zurückging. Waren im Herbst noch täglich Losungen vorhanden und an vier Tagen sogar die Anwesenheit zweier Individuen (F01, M01) belegbar, reduzierte sich die Anzahl an Fundtagen im Winter auf fünf und im Frühjahr auf drei Termine. Zudem waren im Winter und Frühjahr nur noch einmal zwei Individuen am selben Sammeltag im Erweiterten Untersuchungsgebiet nachweisbar. Dies könnte sowohl auf nachlassendes Markierungsverhalten als auch eine geringere Besuchshäufigkeit zurückzuführen sein. Die Ergebnisse der saisonal an sechs aufeinander folgenden Tagen gesammelten Genetik-Proben unterstützen jedenfalls das Gesamtbild hinsichtlich der Fischotter-Besuche im Erweiterten Untersuchungsgebiet (Kap. 4.2.1.1).

An jedem erfolgreichen Fundtag wurde allerdings ein Teil der Proben sowie die einzige Probe an Tag 5 im Frühling nicht erfolgreich genotypisiert. Die genetische Nachweis-Historie kann deshalb nur als ein Mindestmaß für die Besuchshäufigkeit eines bestimmten Individuums verstanden werden.

Durch das tägliche Manipulieren bzw. Entfernen von Losung kann laut Brzezinski & Romanowski (2006) und Lampa et al. (2015) die Markierungsintensität von Fischotter angeregt werden. Dies könnte theoretisch sowohl Individuen betreffen, deren Losung in den Vortagen beprobt wurde, als auch jene, die am Markierungsplatz noch nicht anzutreffen waren und am scheinbar ungenutzten Platz dadurch überhaupt erst markieren (Lampa et al. 2015). In der vorliegenden Studie wurden nicht nur an den typischen Markierungsplätzen gesucht, sondern entlang der gesamten Uferlinie. So konnten auch abseits davon Losungen gefunden und beprobt werden. An manchen Fundorten (vgl. Abbildung 22 - 24) wurde dennoch nur ein einziges Mal von Fischottern markiert. Unsere räumlich und Individuen begrenzte Fallstudie lässt dies bezüglich keine gesicherte Aussage zu, doch ein Muster mit zeitlich während der Sammelperioden zunehmenden Fund- oder Nachweis-Häufigkeiten ist nicht erkennbar (Tabelle 16). Zudem wurde kein weiteres Individuum erst nach dem ersten Sammeltag nachgewiesen und, sowohl im Winter als auch Frühling, blieben Sammeltage gänzlich ohne Losungsfunde.

Die auf der folgenden Seite abgebildeten Karten (Abbildung 22 - 24) zeigen die Fundorte der genetisch untersuchten Losungen sowie die Nachweispunkte der einzelnen Fischotter-Individuen während drei Sammelperioden. Anhand dieser kann die Raumnutzung der Fähe F01 und des Rüden M02 nachvollzogen werden. Besonders häufig konnten Markierungen beider Individuen am benachbarten Teich sowie zwischen beiden Teichen nachgewiesen werden. Vereinzelt wurde zudem belegt, dass

beide östlich des Versuchsteichs, am vorbeifließenden Graben, markierten. Dort wurde im Herbst auch die einzige Losung des zweiten Männchens (M02) gefunden (Abbildung 22). Direkt am Versuchsteich, innerhalb des Zauns, konnte lediglich das Weibchen F01 im Winter nachgewiesen werden (Abbildung 23).

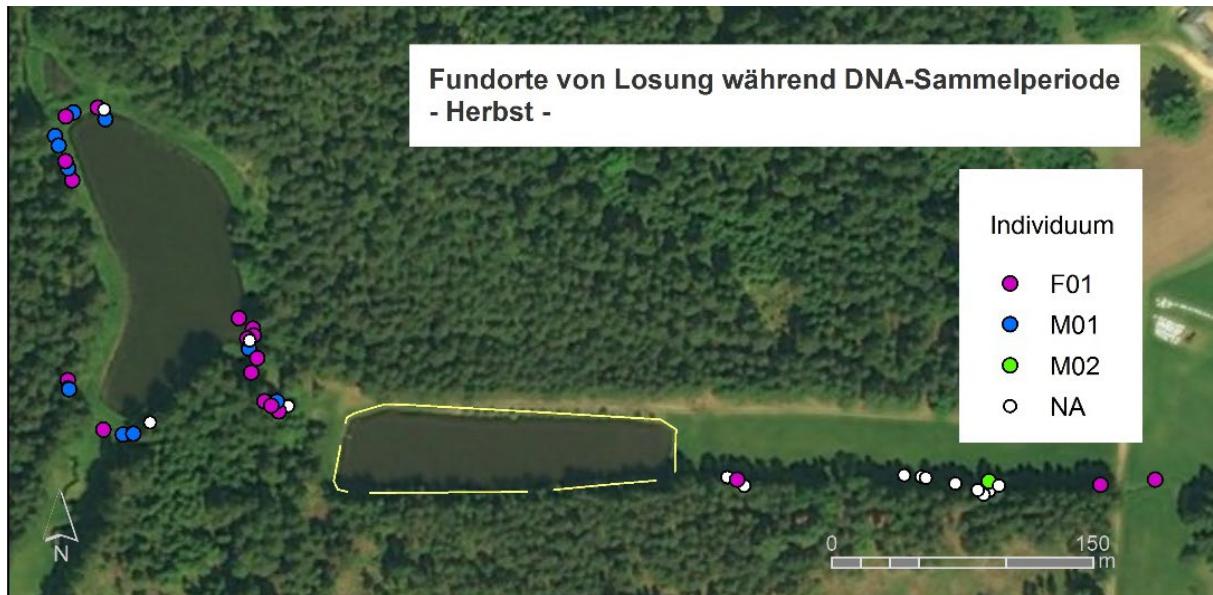


Abbildung 22: Losungsfundorte und individuelle Nachweispunkte der Fischotter während der DNA-Sammelperiode im Herbst 2018 im Erweiterten Untersuchungsgebiet. Die gelbe Linie skizziert den Verlauf des Zauns am Versuchsteich. Grundkarte: Esri, DigitalGlobe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, IGN, and the GIS User Community.

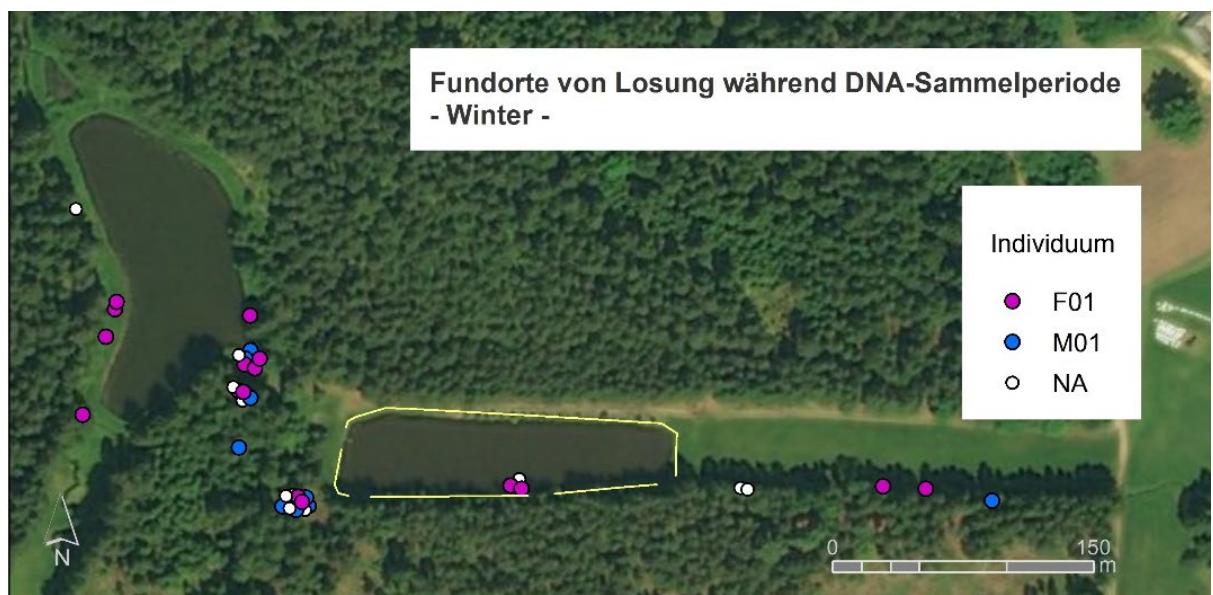


Abbildung 23: Losungsfundorte und individuelle Nachweispunkte der Fischotter während der DNA-Sammelperiode im Winter 2018/19 im Erweiterten Untersuchungsgebiet. Die gelbe Linie skizziert den Verlauf des Zauns am Versuchsteich. Grundkarte: Esri, DigitalGlobe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, IGN, and the GIS User Community.



Abbildung 24: Losungsfundorte und individuelle Nachweispunkte der Fischotter während der DNA-Sammelperiode im Frühling 2019 im Erweiterten Untersuchungsgebiet. Die gelbe Linie skizziert den Verlauf des Zauns am Versuchsteich. Grundkarte: Esri, DigitalGlobe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, IGN, and the GIS User Community.

Anhand des Nachweis-Zeitraums und der -häufigkeit, der räumlichen Verteilung der Nachweispunkte sowie der fehlenden Eltern-Jungtier-Beziehung zwischen den genetisch identifizierten Fischottern kann geschlussfolgert werden:

- Weibchen F01 und Männchen M01 sind beide gebietsansässige Fischotter, die im Erweiterten Untersuchungsgebiet vor allem im Herbst und Winter regelmäßig aktiv waren
- bei Männchen M02 handelte es sich hingegen um ein temporär durchgezogenes Individuum.

Dies entspricht dem Fall der klassischen räumlich-sozialen Organisation von Fischottern, bei dem sich etablierte Streifgebiete zwischen nichtverwandten Individuen meist nur zwischen Artgenossen unterschiedlichen Geschlechts überlappen (z.B. Kruuk 2008; Lampa 2015; Sittenthaler et al. 2015b, 2016).

Bei der Bestimmung der in einem Gebiet vorkommenden Anzahl an Fischottern besteht bei der Sammlung der Proben das Risiko, nicht von allen Individuen Losung gefunden und / oder erfolgreich genotypisiert zu haben. Beide Fälle hätten eine Unterschätzung der Fischotter-Anzahl zur Folge. Die intensive Suche entlang der gesamten Uferlinie an sechs aufeinander folgenden Tage sowie optimierte Verfahren im Labor sollten diesem jedoch entgegenwirken (Lampa et al. 2015; Sittenthaler et al. 2015b). Trotz strenger Kriterien für die Akzeptanz von Genotypen (z.B. Anzahl Mikrosatelliten-Loci, hohe Anzahl an Wiederholungen) wurde ein vergleichsweise hoher Genotypisierungserfolg erzielt. Die Wahrscheinlichkeit, einen gebietsansässigen Fischotter im Erweiterten Untersuchungsgebiet übersehen zu haben, ist deshalb als gering einzuschätzen.

Aus dem gezäunten Bereich des Versuchsteichs standen für die genetische Analyse nur drei Losungen zur Verfügung, von denen zwei erfolgreich genotypisiert wurden. Aufgrund der geringen Stichprobengröße kann nicht ausgeschlossen werden, dass außer dem Weibchen F01 auch der gebietsansässige Rüde M01 und der Durchzügler M02 den Versuchsteich aufsuchten und (temporär) zur Nahrungsaufnahme nutzen.

Bei den drei Losung aus dem gezäunten Bereich handelte es sich um wenige Tage alte Markierung, ohne deren Verwendung keinerlei Probe aus dem Versuchsteich vorgelegt hätte. Des Weiteren wäre der Nachweis des Durchzüglers nicht möglich gewesen. Dies unterstreicht die Sinnhaftigkeit längerer Untersuchungszeiträume, die entweder durch weitere Sammeltage oder alternativ durch die Nutzung älterer Proben erreicht werden kann.

4.2.2.3 Schlussfolgerungen aus der genetischen Analyse von Fischotter-Losung

Im Untersuchungszeitraum konnten im Erweiterten Untersuchungsgebiet zwei gebietsansässige Fischotter, ein Männchen und ein Weibchen, genetisch nachgewiesen werden. Im Herbst war darüber hinaus ein männlicher Durchzügler anwesend. Ob ausschließlich das Weibchen oder (temporär) auch einer der beiden Rüden den Versuchsteich nutzte, kann aufgrund der wenigen Losungsfunde im gezäunten Bereich nicht beurteilt werden.

Im Vergleich zu anderen Studien, in denen ausschließlich frische Proben gesammelt wurden, lag der Genotypisierungserfolg der Pilotstudie insgesamt sowie getrennt für frische und wenige Tage alten Losungen hoch. Ohne die Verwendung der älteren Proben wären das Weibchen im inneren des Zauns oder der Durchzügler im Erweiterten Untersuchungsgebiet nicht nachweisbar gewesen. Aufgrund der geringen Stichprobengröße sind allgemeine Rückschlüsse auf die generelle Eignung älterer Fischotter-Losungen nicht möglich. In der Pilotstudie konnte aber ihr Potenzial aufgezeigt werden. Deshalb sollte die Nutzung weniger Tage alter Proben unter methodisch vergleichbaren Bedingungen systematisch wiederholt und verifiziert werden. Für zukünftige Projekte, in denen die Fragestellung eine ungenaue Datierung des genetischen Nachweises zulässt, bietet die Verwendung älterer Proben jedenfalls die Möglichkeit, den Untersuchungszeitraum bei gleichem Suchaufwand zu verlängern. Je nach Umfang der Studien und der Markierungsintensität könnten so ferner weitere Erkenntnisse über die vorkommenden Individuen erlangt werden.

4.2.3 Nahrungsspektrum der Fischotter anhand morphologischer Losungsanalyse

4.2.3.1 Analyse des Nahrungsspektrums

Einschließlich der Proben für die DNA-Analyse (Kap. 4.2.2.1) und 17 weiterer, die am Tag der Zaunerrichtung gesammelt wurden, standen insgesamt 374 Fischotter-Lösungen für die nahrungsökologische Analyse zur Verfügung. Davon enthielten 302 Proben unverdaute Hartteile von Beutetieren (Tabelle 17).

Aus den Sommermonaten liegt nur eine äußerst kleine Stichprobengröße vor ($N = 5$), die entsprechend einen geringen und wahrscheinlich verzerrten Einblick in das Nahrungsspektrum gibt. Die Ergebnisse werden zwar der Vollständigkeit halber in der Gesamtübersicht (Tabelle 17) angeführt. Aussagen für das Beutespektrum in dieser Jahreszeit sind jedoch in dieser Studie nicht möglich.

Tabelle 17: Übersicht über die morphologisch analysierte Fischotter-Lösung und die identifizierten Beutetiere (insgesamt sowie saisonal), angegeben als absolute Individuen-Anzahl (N_{Ind}) sowie als relative Vorkommenshäufigkeit (RFO%). Null-Werte sind symbolisiert (•) dargestellt.

Beutekategorie	Gesamt $N = 302$		Frühjahr $N = 145$		Sommer $N = 5$		Herbst $N = 57$		Winter $N = 92$	
	N_{Ind}	RFO%	N_{Ind}	RFO%	N_{Ind}	RFO%	N_{Ind}	RFO%	N_{Ind}	RFO%
Fische	604	75,2	249	53,3	3	2,8	126	94,1	226	95,2
Cypriniden	312	35,8	117	24,1	2	1,9	80	52,9	113	43,5
Karpfen	12	2,2	•	•	•	•	9	10,6	3	2,0
Rotauge	45	4,7	20	3,6	•	•	12	4,7	13	6,1
Rotfeder	81	6,5	28	4,2	1	0,9	31	12,9	21	6,1
Brachse	6	1,1	4	1,2	•	•	1	1,2	1	0,7
anderer Cyprinid	124	13,1	40	7,8	1	0,9	20	15,3	63	20,4
unbestimmbarer Cyprinid	44	8,2	25	7,5	•	•	7	8,2	12	8,2
Hechte	11	2,1	10	3,0	•	•	1	1,2	•	•
Barschartige	223	26,7	95	18,5	1	0,9	38	32,9	89	35,4
Flussbarsch	191	22,8	84	16,1	1	0,9	38	32,9	68	26,5
Kaulbarsch	30	3,5	9	1,8	•	•	•	•	21	8,8
Sonnenbarsch	2	0,4	2	0,6	•	•	•	•	•	•
Salmoniden	14	2,4	5	1,5	•	•	4	3,5	5	3,4
unbestimmbare Fische	44	8,2	22	6,6	•	•	3	3,5	19	12,9
Amphibien	89	16,4	70	20,6	2	1,9	9	10,6	8	5,4
Krustentiere	14	2,6	1	0,3	4	3,8	8	9,4	1	0,7
Insekten	29	5,4	10	3,0	2	1,9	5	5,9	12	8,2
Vögel	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Reptilien	2	0,4	1	0,3	•	•	•	•	1	0,7
Säugetiere	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
unbestimmt	1	0,2	•	•	•	•	•	•	1	0,7

In Summe wurde die Beutekategorie „Fisch“ hinsichtlich des relativen Vorkommens und der Individuenanzahl am häufigsten festgestellt (75,2 % RFO, $N_{Ind} = 604$). Als alternative Beute wurden besonders Amphibien im Frühling genutzt (20,6 % RFO, $N_{Ind} = 70$ vs. Fisch: 53,3 % RFO, $N_{Ind} = 249$). Krustentiere, Reptilien und Insekten wurden hingegen kaum festgestellt, Säugetiere und Vögel gar nicht. Dieses Gesamtergebnis der nahrungsökologischen Analyse spiegelt im Wesentlichen das zu erwartende Nahrungsspektrum von Fischottern wider, die in Mitteleuropa in einer von stehenden Gewässern dominierten Landschaft leben (z.B. Lanszki et al. 2001; Clavero et al. 2003, Krawczyk et al. 2016).

Die weitere detaillierte Betrachtung (Tabelle 17) zeigt, dass die Cypriniden insgesamt und saisonal relativ am häufigsten von Fischottern genutzt wurde (ges.: 35,8 % RFO bzw. saisonal: 24,1 - 52,9 % RFO), gefolgt von Barschartigen insgesamt sowie im Herbst und Winter (26,7 %, 32,9 % bzw. 35,5 % RFO). Unter den bis auf Artniveau bestimmten Fischarten erreichten Flussbarsche deutlich sowohl die größte relative Vorkommenshäufigkeit (22,8 % RFO) als auch die höchste Anzahl an erbeuteten Individuen ($N_{Ind} = 191$).

4.2.3.2 Anteil teichwirtschaftlich relevanter Fischarten im Nahrungsspektrum

In Hinblick auf das gesamte Nahrungsspektrum (Tabelle 17) wurden die als teichwirtschaftlich relevant definierten Cypriniden-Arten (Karpfen, Rotfedern, Rotaugen, Brachsen) und Hechte in Summe vergleichsweise selten (16,6 % RFO, $N_{Ind} = 155$) in der analysierten Fischotter-Losung nachgewiesen. Ihr Anteil unter allen gezählten Beute-Individuen ($N_{Ind} = 2.087$) umfasste 7,4 %.

Unter den typischen Besatz-Fischarten dominierten Rotfedern (6,5 % RFO, $N_{Ind} = 81$), gefolgt von Rotaugen (4,7 % RFO, $N_{Ind} = 45$). Karpfen und Hechte wurden ähnlich selten nachgewiesen (2,2 % RFO, $N_{Ind} = 12$ bzw. 2,1 % RFO, $N_{Ind} = 11$), noch weniger kamen Brachsen in der analysierten Losung vor (1,1 % RFO, $N_{Ind} = 6$).

In Abbildung 25 ist die Größenverteilung der erbeuteten Individuen dargestellt. Demnach wurden unter den teichwirtschaftlich bedeutsamen Cypriniden kleinere Größenklassen deutlich häufiger von Fischottern genutzt als größere (< 130 mm: $N_{Ind} = 119$ vs. > 130 mm: $N_{Ind} = 25$). Es dominierten sehr kleine Rotfedern (< 95 mm, $N_{Ind} = 73$), gefolgt von sehr kleinen (< 85 mm, $N_{Ind} = 26$) und kleinen Rotaugen (85 - 130 mm, $N_{Ind} = 16$). Anhand der Referenzsammlung an Knochen kann zudem davon ausgegangen werden, dass es sich bei den kleinsten erbeuteten Karpfen (< 300 mm) und Brachsen (< 260 mm) fast ausschließlich um Individuen handelte, deren Größe nah an die obere Klassengrenze heranreichte. Unter den größeren Individuen der teichwirtschaftlich relevanten Cypriniden-Arten wurden somit tendenziell eher Karpfen erbeutet. Der geringe Stichprobenumfang (Nachweishäufigkeit) innerhalb der größeren Individuen lässt dazu jedoch keine belastbare Aussage zu.

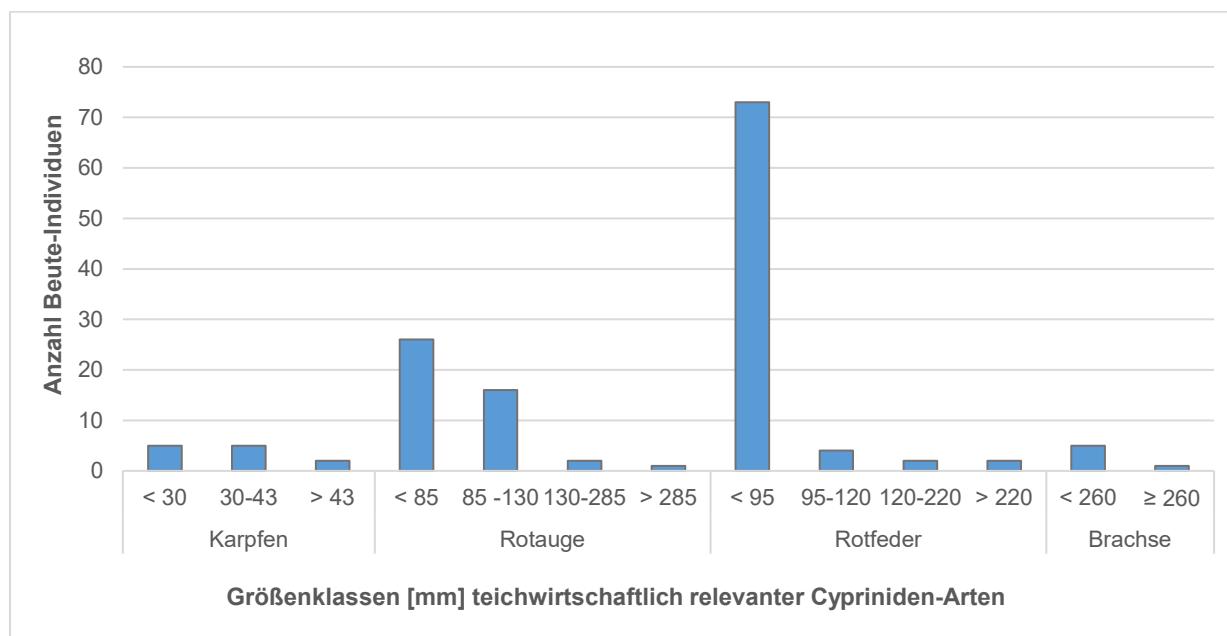


Abbildung 25: Größenverteilung der als teichwirtschaftlich relevante definierten Cypriniden-Arten in der morphologisch analysierter Fischotter-Losung ($N = 302$).

In der Gesamtbetrachtung des Nahrungsspektrums sowie der teichwirtschaftlich relevanten Arten sind des Weiteren die Beutekategorien „unbestimmbare Cypriniden“ und „unbestimmbare Fische“ zu berücksichtigen. Beide erreichten jeweils 8,2 % RFO und $N_{Ind} = 44$. In diesen Fällen handelte es sich vor allem um unverdaute Hartteile, die für die weitere Bestimmung keine eindeutigen morphologischen Merkmale aufwiesen, weil sie entweder nur als Fragmente vorlagen oder es sich um Knochen handelte, die für die genauere Bestimmung generell nicht geeignet sind. Demzufolge kann nicht ausgeschlossen werden, dass der Anteil teichwirtschaftlich relevanter Fischarten unterschätzt wurde.

Wenn es sich theoretisch bei den gezählten Beutetieren aus der Kategorie „unbestimmbare Cypriniden“ und „unbestimmbare Fische“ ausschließlich um teichwirtschaftlich relevanten Fische gehandelt hätte, würde ihre relative Vorkommenshäufigkeit sowie die Beuteanzahl in Summe entsprechend höher liegen (33,0 % RFO, $N_{Ind} = 243$). In diesem jedoch eher als unwahrscheinlich zu beurteilten Szenario würde ihr Anteil 11,6 % aller nachgewiesenen Beutetiere umfassen. Im Vergleich zu teichwirtschaftlich *nicht* relevanten Beutekategorien ist ihre Bedeutung als Nahrungsressource somit als gering zu bewerten – zumindest für die im Untersuchungsgebiet aktiven Fischotter während des beurteilbaren Zeitraums von Herbst bis Frühling. Abbildung 26 verdeutlicht dies.

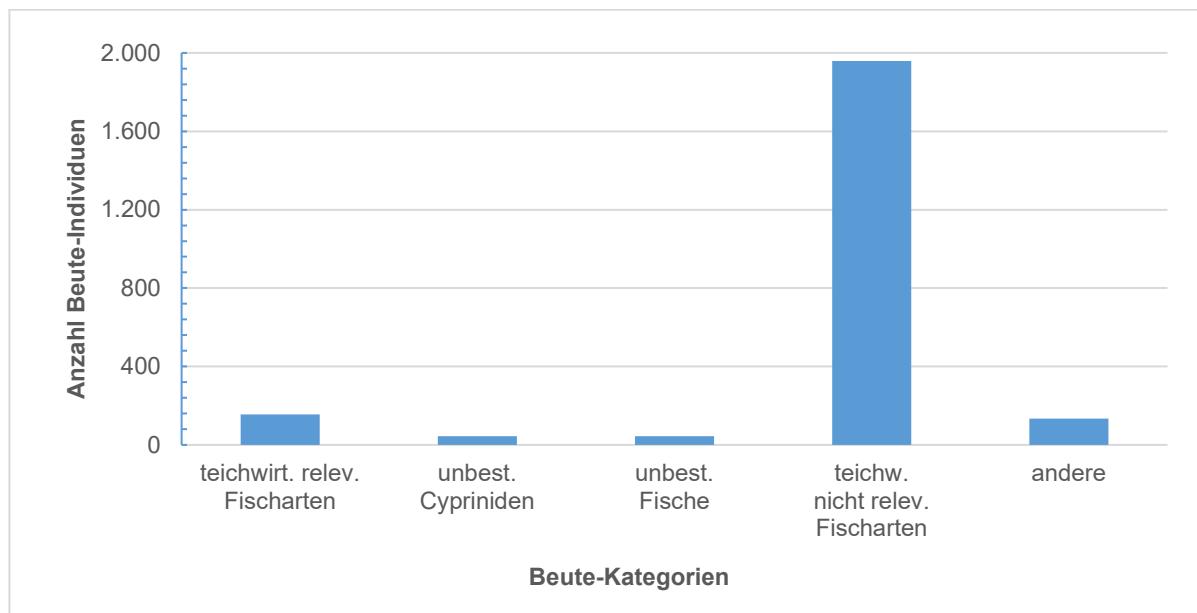


Abbildung 26: Anzahl der Beute-Individuen teichwirtschaftlich relevanter und nicht relevanter Fischarten sowie unbestimmbarer Cypriniden bzw. Fische und aller anderen Beute-Kategorien in morphologisch analysierter Lösung ($N = 302$). In der Kategorie „teichwirtschaftlich relevante Fischarten“ wurden alle Karpfen, Rotaugen, Rotfedern, Brachsen und Hechte zusammengefasst; „teichwirtschaftlich nicht relevante Fischarten“ umfassen alle Fluss-, Kaul- und Sonnenbarsche, Salmoniden sowie alle anderen Cypriniden-Arten. Die Kategorie „andere“ beinhaltet alle Nachweise von Krustentieren, Vögeln, Reptilien, Säugetieren und Insekten.

Aufgrund der Größe der hartteiligen Überreste ist zudem davon auszugehen, dass es sich bei den unbestimmbaren Cypriniden bzw. Fischen überwiegend um größere Individuen handelte. Bekker & Nolet (1990) kamen in ihrer Studie, in der Cypriniden ebenfalls die dominierende Beutekategorie darstellte und undefinierbare Karpfenartige eine RFO von 18,5 % erreichten, zu ähnlichen Ergebnissen. Mehrere Autoren wiesen bereits darauf hin, dass es bei Lösungsanalysen zu einer Unterschätzung der Individuenanzahl größerer Fische kommen kann. Dies ist auf eine geringere Fund-Wahrscheinlichkeit bestimmbbarer Überreste zurückzuführen, da größere Beutefische tendenziell öfter unvollständig fressen oder die größeren Hartteile durch stärkeres Kauen fragmentieren werden (Erlinge 1967; Bekker & Nolet 1990; Jacobsen & Hansen 1996; Carss & Nelson 1998; Adamek et al. 2002; Kortan et al. 2007). Beide Faktoren sind besonders für nahrungsökologische Fischotter-Studien in Teichgebieten problematisch. Gerade die Cypriniden-Arten sind ohnehin nur durch einige wenige Merkmale morphologisch voneinander zu unterscheiden und vor allem Karpfen mit zunehmender Größe von wirtschaftlichem Wert. Um diese methodisch bedingte Fehlerquelle bzw. Ungenauigkeit zu reduzieren, könnten für die

Art-Bestimmung ergänzend molekulare Verfahren eingesetzt werden. Dies wurde bereits anhand verschiedener Ausscheidungen fischfressender Wildtiere, darunter Eurasische Fischotter, erfolgreich erprobt (z.B. Casper et al. 2007; King et al. 2008; Thalinger et al. 2015; Oehm et al. 2016, Hong et al. 2019).

Das Vorkommen bzw. die Anzahl sehr kleiner Beutefische könnte theoretisch ebenfalls unterschätzt worden sein, wenn davon ausgegangen wird, dass ihre Knochen während der Verdauung besonders anfällig dafür sind, zersetzt zu werden (Cottrell et al. 1995). Da Besagte jedoch äußerst zahlreich in der vorliegenden Studie sowie von anderen Autoren (z.B. Bekker & Nolet 1990; Kłoskowski 1999, 2000, 2005; Roche 2014) in Fischotter-Lösung gefunden wurden, scheint dies eine vernachlässigbare Fehlerquelle zu sein. Dies gilt gleichermaßen für die Möglichkeit, dass sehr kleine Fische und Insekten sekundär in die Lösung gelangt sein könnten, weil sie sich im Verdauungstrakt des Beutetiers befanden (Carss & Parkinson 1996).

Anhand der morphologisch analysierten Fischotter-Lösung konnte ein Einblick in das genutzte Beutespektrum der im Erweiterten Untersuchungsgebiet aktiven Individuen gegeben werden. Aus Sicht der Fischotter gibt die Anzahl genutzter Beuteindividuen (N_{Ind}) und ihre relativen Vorkommenshäufigkeit in Lösung (RFO%) nur einen Blickwinkel auf ihre Nahrungsökologie wieder. Erlinge (1967) beispielsweise geht zwar davon aus, dass die RFO% die unterschiedliche Wichtigkeit der Beutetierkategorien ausreichend genau wiederspiegelt, da eine tendenzielle Überschätzung kleiner und die Unterschätzung großer Beutefische in der Berechnung ausgeglichen würde. Jüngere Studien zeigen allerdings Diskrepanzen zwischen den diversen Indices auf, die teilweise zu erheblich unterschiedlichen Schlussfolgerungen führen (z.B. Bekker & Nolet 1990; Kłoskowski 2005; Lanski & Molnar 2003; Krawczyk et al. 2016; Sittenthaler et al. 2019). Um die ökologische Bedeutung der Beutekategorien aus Sicht der Fischotter sinnvoll interpretieren zu können, kommen mittlerweile meist zwei Indices zur Anwendung, für die Vorkommenshäufigkeit und die erbeutete Biomasse (z.B. Kłoskowski 2005; Lanski & Molnar 2003; Krawczyk et al. 2016; Sittenthaler et al. 2019). Durch Vergleiche mit den überwiegend sehr kleinen Rotfedern und Rotaugen fiel bei den zahlreichen Überresten von Flussbarschen und anderen Cypriniden-Arten auf, dass diese ebenfalls von sehr geringer Größe gewesen sein müssen. Dies deutet darauf hin, dass das Beutespektrum zu einem hohen Anteil aus sehr kleinen Fischen bestand. Welche Bedeutung ihnen hinsichtlich Anteils an der insgesamt erbeuteten Biomasse zukommt, kann hiermit jedoch nicht beantwortet werden. Grundlage hierzu wäre die Ermittlung der Größe aller Beutetiere bzw. -fische, die in der vorliegenden Fallstudie nicht im Fokus stand. Zielen zukünftige Studien darauf ab, neben der teichwirtschaftlichen Perspektive, die Nahrungsökologie der vorkommenden Fischotter genau zu untersuchen, sollte der Biomasse-Anteil aller genutzten Beutetier-Kategorien berücksichtigt werden. Diese kann jedoch nur zielführend ermittelt werden, wenn der Anteil unbestimmter Beutetiere möglichst gering ist. Dies befürwortet abermals zusätzliche Bemühungen, das Beutespektrum möglichst vollständig zu bestimmen, was beispielsweise durch molekulare Verfahren (siehe oben) forciert werden kann.

Fischotter gelten hinsichtlich ihrer Nahrungswahl als Opportunisten, die ihre Beute entsprechend ihrer Verfügbarkeit auswählen (Mason & Macdonald 1986). Abhängig von verschiedenen Umweltfaktoren können sie eine mehr oder weniger starke Plastizität aufweisen, wobei beispielsweise die Abundanz der Beutetiere und die Energiebilanz für die Prädation eine Rolle spielen (Lanszki & Körmendi 1996; Lanszki et al. 2001; Kruuk 2008; Krawczyk et al. 2016; Sittenthaler et al. 2019). Mehrere Studien, darunter aus Teichlandschaften, kamen zu dem Ergebnis, dass Fischotter bevorzugt die häufig vorkommenden Fischarten sowie die häufigsten Größen- bzw. Gewichtsklassen nutzen (Erlinge 1967; Bekker & Nolet 1990; Lanszki & Körmendi 1996; Kłoskowski 1999, 2000, 2005; Roche 2014; Bauer-Hááz et al. 2014; Lanszki et al. 2007, 2016). Größere oder seltene Besatzfische werden in Teichlandschaften von Fischottern meist nur unter bestimmten Bedingungen präferiert, wie in kühleren Jahreszeiten oder bei starken Makrophyten-Wuchs, der kleineren Individuen besonders guten Schutz bietet (Lanszki et al. 2001, 2016; Bauer-Hááz et al. 2014). Über die räumlich-zeitliche Verfügbarkeit, die Abundanz der potenziellen Beutetiere sowie ihre Körpergrößen liegen uns und den meisten zitierten Autoren abseits der jeweiligen Versuchsteiche allerdings keine Informationen vor. Dass in der

vorliegenden Fallstudie besonders intensiv die generell weitverbreitenden Flussbarsche und kleine Individuen der Cypriniden-Arten genutzt wurden, würden die Ergebnisse der zuvor genannten Studien jedenfalls stützen. Zudem sind beide typische Bewohner von Uferstrukturen. Fischarten bzw. ihre Altersstadien, die klassischerweise in diesen Habitaten anzutreffen sind, werden in der Regel ebenfalls von Fischottern bevorzugt. Bewohner des Pelagials (Freiwasser) und des Benthals (Boden) werden hingegen gemieden (Mason & Macdonald 1986; Bekker & Nolet 1990; Kruuk 2008; Remonti et al. 2010; Lanszki et al. 2001, 2016; Bauer-Hááz et al. 2014). Zu letzteren zählen insbesondere größere Rotaugen und Rotfedern sowie Karpfen. Ob die Habitatwahl der Besatzfische in kleinen Teichen für die Selektion von Beutetieren noch von Bedeutung sein kann, ist allerdings fraglich.

Kłoskowski (1999, 2000, 2005) untersuchte die Nahrungsökologie von Fischottern in einer semi-intensiv bewirtschafteten Teichlandschaft in Polen, in der fast ausschließlich Karpfen gezüchtet wurden. Mit saisonalen Schwankungen stellten Karpfen hinsichtlich ihrer Biomasse den wichtigsten Anteil im Beutespektrum der Fischotter dar. In Bezug auf die erbeutete Individuen-Anzahl dominierten jedoch wildlebende Fischarten, deren Größe meist deutlich geringer war als die der Karpfen (Kłoskowski 1999, 2000, 2005). Die Vergleichbarkeit der Ergebnisse aus anderen Teichgebieten ist an dieser Stelle jedoch abermals zu hinterfragen, da Unterschiede in der Bewirtschaftung (z.B. Fischarten-Kombination, Besatzdichten) und vor allem die Habitatbedingungen für Fische und Fischotter dieser bereits entgegenstehen können. Beispielsweise kamen Sales-Luís et al. (2009) in ihrer Studie zu dem Schluss, dass die Nähe zu Fließgewässern und zu schutzbietender Deckung die ausschlaggebenden Landschaftsfaktoren für Fischotter verursachte Verluste im portugiesischen Untersuchungsgebiet sind. Klenke et al. (2005) fanden in der Lausitz hingegen Hinweise darauf, dass besonders die isoliert liegenden Teiche betroffen sind. Grundsätzlich zeigen Erfahrungen aus dem Waldviertel, dass die größten Verluste in Teichen zu verzeichnen sind, in denen K1-Karpfen besetzt sind. In der Regel werden in dieser Altersklasse allerdings auch mit besonders hoher Stückzahl besetzt (Sittenthaler et al. 2015b). In den im Rahmen der Pilotstudie analysierten Lösungen spiegelt sich eine Präferenz dieser Alters- bzw. Größenklasse von Karpfen jedenfalls nicht wider.

Des Weiteren ist hervorzuheben, dass Weißfische nicht ausschließlich in bewirtschafteten Teichen vorkommen und somit nicht ausschließlich auf Prädation an Teichanlagen zurückgeführt werden dürfen. Sittenthaler et al. (2015b) stellten bei Elektrobefischungen eines Fließgewässers im Waldviertel fest, dass der Fischbestand von der umliegenden Teichwirtschaft stark überprägt war. Dies äußerte sich in einer ungewöhnlichen hohen Fischbiomasse und -abundanz mit extremer Rotaugen-Dichte. Einzig plausible Erklärung war ein erheblicher Fischeintrag (Verdriftung) bei einer zuvor stattgefundenen Abfischung eines Teiches. Wie sich diese Bestände in den Fließgewässern im Laufe der Zeit verteilen und entwickeln, ist unklar. Es ist jedoch anzunehmen, dass sie zumindest temporär eventuelle Engpässe in der Nahrungsverfügbarkeit für Fischotter abschwächen (Sittenthaler et al. 2015b). Welcher Anteil an Besatzfischen während des Jahres bzw. während der Abfischungen aus den Teichen verdriftet und welche Bedeutung diesen als Nahrungsressource für Fischotter zukommt, stellt einen weiteren wichtigen Aspekt dar, der in zukünftigen Studien Berücksichtigung finden sollte.

4.2.3.3 Schlussfolgerungen der morphologischen Lösungsanalyse

Anhand der morphologischen Analyse unverdaulter Beutetier-Reste in Lösung konnte das Nahrungspektrum der im Erweiterten Untersuchungsgebiet vorkommenden Fischotter vor allem zwischen Herbst und Frühling untersucht werden. Sowohl die relative Vorkommenshäufigkeit (RFO%) als auch die genutzte Anzahl an Beutetieren (N_{Ind}) zeigen erwartungsgemäß, eine von Fischen dominierte Ernährungsweise. Zusätzlich wurde alternative Beute, insbesondere Amphibien, saisonal unterschiedlich intensiv genutzt. Die Bedeutung der als teichwirtschaftlich relevant definierten Fischarten ist als vergleichsweise gering zu beurteilen. Um einen ökologisch noch realistischeren Einblick in das Nahrungsspektrum zu erreichen, sollten künftig des Weiteren die Biomasse-Anteile aller Beutekategorien berücksichtigt werden.

Bei vermeintlich größeren Beutefische stieß die angewandte Methode an ihre Grenzen. Da sich unter der Hälfte der unbestimmbaren Fisch-Individuen Cypriniden und damit potenziell wirtschaftlich genutzte Arten befanden, ist dies für Studien in Teichgebieten besonders problematisch. Mithilfe ergänzender molekularer Methoden könnte solchen methodischen Fehlerquellen entgegengewirkt und Unsicherheiten hinsichtlich der Nutzung teichwirtschaftlich relevanter Fischarten durch Fischotter reduziert werden.

Um eine potenziell selektive Nutzung und damit die Bedeutung der Teichwirtschaft für Fischotter ermess zu können, ist eine großräumigere Kenntnis verfügbarer Nahrungsressourcen essentiell. In bisherigen Studien aus Teichgebieten wurde dies nicht ausreichend berücksichtigt und sollte deshalb zukünftig forcierter werden. Hierbei könnte zugleich ein eventueller Einfluss verdrifteter Besatzfische untersucht werden.

4.3 Erhebungen zum Fraßdruck durch weitere fischfressende Prädatoren

4.3.1 Zeitraffer-Kameras für die Erfassung weiterer Fischprädatoren

Während der einjährigen Versuchslaufzeit wurden insgesamt rund 17.400 Stunden durch die vier PlotWatcher-Kameras an beiden Teichen aufgezeichnet und ausgewertet. Die Kameratage umfassten im Sommer im Mittel 17:39 Stunden, im Winter betrug die tägliche Beobachtungsdauer entsprechend der kürzeren Tageslänge bzw. Sonnenscheindauer durchschnittlich 9:34 Stunden.

Die vier PlotWatcher wurden dazu eingesetzt, jeweils die Hälfte des Ufers an einem der beiden Versuchsteich zu beobachten. Demzufolge liegen nach 364 Tagen Versuchslaufzeit in Summe 1.456 Kameratage vor, an denen aus vier unterschiedlichen Positionen heraus Bilder aufgenommen wurden.

4.3.1.1 Anwesenheit weiterer Fischprädatoren

Die Ergebnisse hinsichtlich der Anwesenheit fischfressender Prädatoren sind in Tabelle 18 zusammengefasst. Demnach wurden am Referenz-Teich mit insgesamt sechs Beobachtungen an fünf Tagen äußerst selten Fisch-Beutegreifer festgestellt. Ausschließlich Seeadler (Abbildung 27) zeigten eindeutiges Verhalten der Nahrungssuche. Davon war in zwei Fällen deutlich das Eintauchen mit den Fängen und ein beschwerlich wirkendes Abfliegen erkennbar. Bild-Nachweise hinsichtlich einer erfolgreichen Prädation liegen nicht vor.

Am Fischotter-Teich lag die Anzahl an Anwesenheitsstagen und einzelnen Besuchen fischfressender Prädatoren deutlich höher. Am häufigsten handelte es sich dabei um einen Graureiher. Die Sichtungen beschränkten sich im Wesentlichen auf einen kurzen Zeitraum im Sommer (22 Besuche an 12 Tagen) und auf die Wintermonate (40 Besuche an 25 Tagen). An zwei Tagen im Winter konnten außerdem zwei Graureiher gleichzeitig beobachtet werden. Rund die Hälfte (52,2 %) aller Graureiher-Besuche führten zur Nahrungssuche am Teich. Erfolgreiche Prädation (Abbildung 28) konnte insgesamt sieben Mal beobachtet werden, wovon sechs im Sommer stattfanden.

Die wiederkehrende Anwesenheit eines Seeadlers am Fischotter-Teich konzentrierte sich weitestgehend auf drei Tage Ende August 2018 und Mitte April 2019. Hierbei wurden vereinzelt Prädationsversuche beobachtet, für die jedoch kein erfolgreicher Fischfang belegbar ist.

Tabelle 18: Zusammenfassung über die Anwesenheit (Anw.) und den nachweislichen Prädationserfolg potenziell fischfressender Prädatoren an beiden Versuchsteichen, die mithilfe von jeweils zwei PlotWatcher-Kameras beobachtet wurden.

Teich	Fisch-Prädator	Anw.-Zeitraum	Anzahl Anw.-Tage	Anzahl Anw. gesamt	Nahrungssuche			Prädations-nachweise
					ja	nein	nicht eindeutig	
Referenz-Teich	Silberreiher	Sept. 18	1	1	0	1	0	0
	Graureiher	Nov. 18	1	1	0	0	1	0
	Seeadler	Mrz.-Apr. 19	3	4	4	0	0	0
	gesamt		5	6	4	1	1	0
Fischotter-Teich	Graureiher	Jul.18 - Mrz.19	41	67	35	24	8	7
	Seeadler	Jul.18 - Apr.19	8	19	6	5	8	0
	Fischotter	Dez.19	1	1	1	0	0	0
	gesamt		49	88	41	30	17	7



Abbildung 27: PlotWatcher-Aufnahme eines tief fliegenden Seeadlers (mittig links im Bild) am Referenzteich.



Abbildung 28: PlotWatcher-Aufnahme eines Graureihers mit erbeutetem Fisch (rechts unten im Bild) am Fischotter-Teich.

Seeadler und Graureiher weisen, ebenso wie Fischotter, eine große Raumnutzung auf, in der mehrere Nahrungshabitate zur Verfügung stehen. Untersuchungen in Bayern ergaben, dass Graureiher im Umkreis von bis zu 20 km um die im Frühjahr und Sommer meist als Kolonien gebildeten Brutplätze auf Nahrungssuche gehen (Utschick 1981). Die nächstgelegene Brutkolonie im Waldviertel (vgl. Parz-Gollner & Berg 2017) befindet sich mit etwa fünf bzw. zehn Kilometern Distanz zu den Versuchsteichen und somit innerhalb des möglichen Aktionsradius. Die geringe Anzahl an Beobachtungen mithilfe der PlotWatcher-Kameras deutet jedoch an keinem der beiden Teiche auf eine bedeutsame Nutzung als Nahrungshabitat durch diese Schreitvögel hin. Am Fischotter-Versuchsteich wurde im Sommer zwar

mehrfach Graureiher-Präsenz und vereinzelt erfolgreiches Erbeuten von Fischen festgestellt, allerdings beschränkte sich dieser Zeitraum auf wenige Tage. Dies gilt gleichermaßen für die Wintermonate, in denen sich die Graureiher-Besuche zwar an einzelnen Tagen bis zu sechs Mal wiederholten, doch meist nur wenige Minuten andauerten, in denen das offene Eisloch am Zufluss des Teiches nach potenzieller Beute abgesucht wurde. Zu dieser Zeit konnte lediglich ein Fangerfolg beobachtet werden. Der Referenzteich bot dem Fischbestand im Winter hingegen durch seine vollständig geschlossene Eisdecke Schutz vor Prädation.

Einmalig konnte im Winter auch ein Fischotter ab dem frühen Nachmittag am Fischotter-Teich von den PlotWatchern dokumentiert werden. Da es sich um eine vorwiegend nachtaktive Spezies handelt (Mason & Macdonald 1986; Kruuk 2006), gelang hiermit eine vergleichsweise seltene Beobachtung.

4.3.1.2 Eingeschränkte Sicht der Zeitraffer-Kameras

Von den insgesamt 1.456 aufgezeichneten Kameratagen kam es während 40,3 % (Tabelle 19) durch verschiedene Umweltfaktoren vorübergehend zu Einschränkungen im Sichtbereich. Deutlich zeigen sich hierbei Unterschiede zwischen den Teichen sowie den einzelnen Kameras bzw. ihren Positionen. Die unterschiedliche Häufigkeit (ohne Berücksichtigung der Dauer) der Ursachen von Sichtbehinderungen ist in Abbildung 29 für jede Kamera einzeln dargestellt.

An den beiden jeweils als „P1“ bezeichneten Kameras kam es an jedem dritten bis vierten Kameratag zumindest kurzzeitig zu eingeschränkter Sicht ($N = 100$ bzw. 27,4 % vs. $N = 131$ bzw. 35,9 %); die beiden Kameras „P2“ hingegen an knapp jedem zweiten Beobachtungstag ($N = 166$ bzw. 45,5 % vs. $N = 197$ bzw. 54,0 %). Ungünstige Lichtverhältnisse (Verblendung des Ufers, Gegenlicht etc.), Nebel sowie Kombinationen daraus stellten insgesamt die häufigsten Ursachen dar. Veränderungen an der Kamera-Position zu Beginn der Versuchslaufzeit sowie eigens am IWJ konstruierte Schutzvorrichtungen gegen Witterungseinflüsse konnten diesen nur geringfügig entgegenwirken.

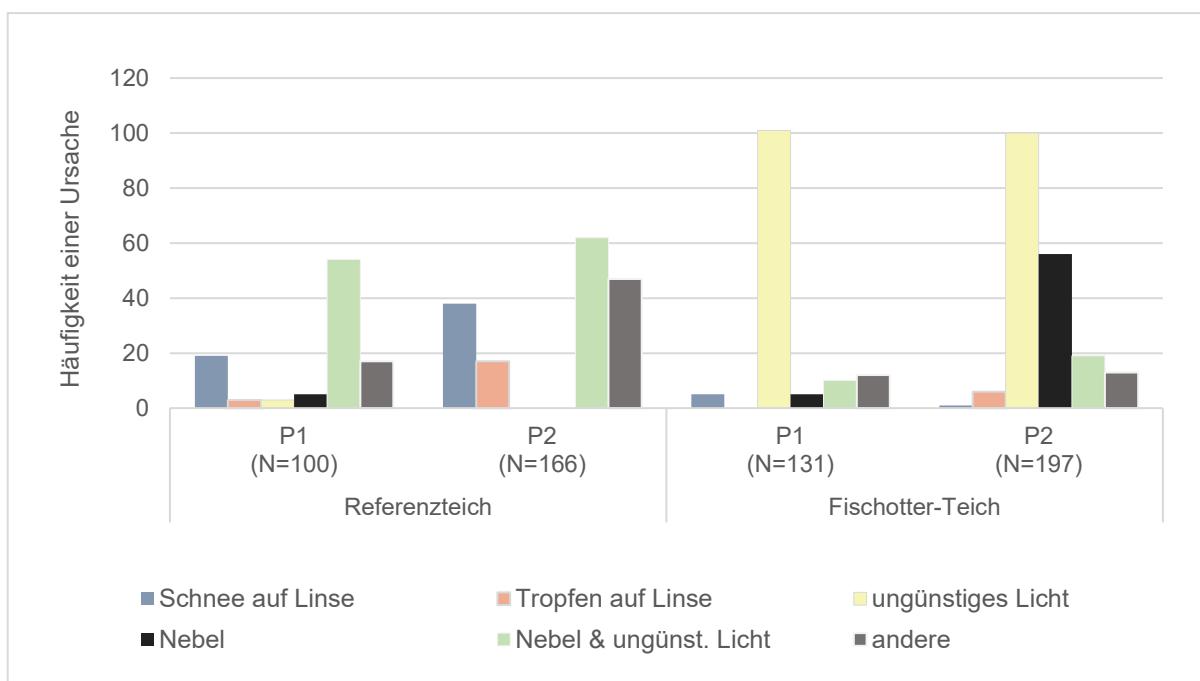


Abbildung 29: Übersicht über die Häufigkeit verschiedener Ursachen für eingeschränkte Sicht der PlotWatcher-Kameras (P1, P2) an beiden Versuchsteichen während der Versuchslaufzeit.

Tabelle 19 fasst den zeitlich-räumlichen Anteil der eingeschränkten Sicht für alle vier PlotWatcher zusammen. Zeitlich umfasste der Großteil $\leq 20\%$ des betroffenen Kameratages, an denen vor allem in den frühen Morgenstunden dichter Nebel auftrat und / oder ungünstige Lichtverhältnisse herrschten. In diesen Fällen war es vor allem an den weit entferntesten Uferabschnitten nicht zweifelsfrei möglich, die Anwesenheit eines potenziellen Fischprädators zu detektieren. Zugleich betraf dies aber meist nur einen geringen Anteil an der Gesamt-Uferlänge (Tabelle 19).

Die hohe Anzahl an Kameratagen, an denen drei- oder vier Zwölftel des Ufers durch eine der Kameras vorübergehend nicht einsehbar waren, lässt sich vor allem auf sonnige Nachmittage am Fischotter-Teich zurückführen. Hier kam es ab einem bestimmten Ausmaß an Schattenwurf durch die umliegenden Bäume dazu, dass sich die Linse der PlotWatcher nicht optimal auf die unterschiedlichen Lichtverhältnisse im Sichtbereich einstellten konnte. Daraus resultierte eine Verblendung bestimmter Uferabschnitte in der Sonne. Es handelt sich letztlich um eine positionsbedingte Beeinträchtigung, die aufgrund der lokalen Bedingungen (umliegender Wald) nur geringfügig durch Veränderung des Kamera-Standorts verbessert werden konnte.

Die insgesamt 50 Kameratage, in denen zeitlich über 90 % des Kameratages der Sichtbereich (zu Teilen) versperrt war, sind hingegen primär auf Regentropfen oder Schnee auf den Linsen sowie hochgewachsene Vegetation zurückzuführen. In diesem Zusammenhang kam es außerdem räumlich am häufigsten zu großflächigen Sichtbehinderungen, weshalb diese Fälle besonders kritisch für die Beurteilung der Anwesenheit von Prädatoren zu sehen sind. Diesen Ursachen kann durch gezielt öftere Kontrollen bei entsprechender Witterung und in der Vegetationszeit sowie durch optimierte Schutzmaßnahmen zukünftig entgegengewirkt werden.

Tabelle 19: Zusammenfassung der Häufigkeit zeitlich-räumlich eingeschränkter Sicht der vier PlotWatcher-Kameras während der einjährigen Versuchslaufzeit (= 1.456 Kameratage). Jede Kamera wurde für die Beobachtung je einer Hälfte (sechs Zwölftel) eines Versuchsteichs eingesetzt. Ein Zwölftel der Uferlänge entspricht an beiden Teichen etwa 25 m. Null-Werte sind symbolisiert () dargestellt.*

Dauer eingeschränkte Sicht pro Kameratag	Häufigkeit betroffene Uferlänge pro Kameratag						Häufigkeit gesamt
	1/12	2/12	3/12	4/12	5/12	6/12	
$\leq 10\%$	43	65	40	50	3	1	202
> 10 - 20 %	30	23	41	20	8	3	125
> 20 - 30 %	20	22	27	9	6	7	91
> 30 - 40 %	8	25	21	8	2	6	70
> 40 - 50 %	2	7	6	3	1	1	20
> 50 - 60 %	1	3	2	2	1	5	14
> 60 - 70 %	*	1	*	*	1	4	6
> 70 - 80 %	*	1	*	1	*	*	2
> 80 - 90 %	*	*	4	1	1	1	7
> 90 %	1	6	6	8	5	24	50
gesamt	105	153	147	94	28	52	587

Zweifelsohne ist die Beobachtbarkeit von Graureihern und anderen Prädatoren mithilfe von PlotWatcher-Kameras mit zunehmender Distanz und abhängig von den Umweltbedingungen erschwert. Während Einflüsse durch Witterung, wie Nebel und Starkregen, kaum zu verhindern sind, können beeinträchtigende Vegetation oder Anhaftungen auf der Linse durch häufigere Kontrolle zeitnah behoben werden. Hier würde sich die Unterstützung seitens der regelmäßig anwesenden Bewirtschaftenden anbieten. Sichtbehinderungen durch ungünstige Lichtverhältnisse traten besonders am Fischotter-Teich auf und sind auf räumlich unterschiedlichen Lichteinfall durch den umliegenden Wald zurückzuführen. Da dies am Referenzteich kaum von Relevanz war, kann davon ausgegangen

werden, dass dieser Faktor den grundsätzlichen Einsatz (Eignung) von PlotWatcher-Kameras unter lokal günstigeren Bedingungen kaum behindert.

Am Fischotter-Teich befanden sich die von Graureihern meist genutzten Plätze - sowohl bei günstigen als auch beschränkten Sichtverhältnissen - unmittelbar vor den beiden Kameras und vielfach konnte bereits der Anflug oder der Abflug von den Kameras aufgezeichnet und bei der Auswertung wahrgenommen werden. Aus diesen Gründen kann in dieser Fallstudie von einer geringen Übersehrate in Hinblick auf die Präsenz-Absenz dieser Spezies ausgegangen werden. Durch die kurzen Distanzen zwischen Kameras und Graureiher konnte auch erfolgreiche Prädation beobachtet werden. Allerdings ist angesichts der Zeitintervalle zwischen den Bildern und der Bildqualität nicht auszuschließen, dass das Erbeuten und Fressen besonders von kleinen Fischen nicht immer erkennbar war. Gerade kleinere Beute kann schnell und unauffällig verschluckt werden (Creutz 1981), sodass selbst anhand von Verhaltensinterpretationen nicht immer Rückschlüsse auf erfolgreiche Prädation möglich sind. Graureiher nutzen Fische mit einer Größe von etwa 4 - 25 cm, zum Teil auch mehr. Meist misst die Beute zwischen 11 - 16 cm (Creutz 1981; Steiner 1991; Gwiazda & Amirowicz 2006), was mit zunehmender Beobachtungsdistanz mithilfe der PlotWatcher kaum noch direkt zu erkennen sein dürfte. Im Fall von Seeadlern, die an beiden Versuchsteichen äußerst selten gesichtet wurden, erschwere zusätzlich der zeitlich und räumlich begrenzte Erfassungsbereich der Kameras die Erhebungen. Beispielsweise wurde die Anwesenheit und die Prädationsversuche eines Seeadlers am Referenzteich von lediglich einer der beiden Kameras dokumentiert. Die vorliegenden Aufnahmen am Fischotter-Teich, auf denen jeweils ein Seeadler auf mehreren Einzelbildern fliegend bzw. rastend beobachtet werden konnte, zeigten, dass die Erkennbarkeit des Aufenthalts grundsätzlich möglich ist. Wie auch bei Graureihern ist jedoch der Beleg von Prädation bzw. Prädationsversuchen vom Zeitpunkt des Auslösens der Kamera und somit von den Zeitintervallen zwischen den Bildern abhängig.

Um gesicherte Erhebungen über die Anwesenheit und Nutzung von Fischteichen durch fischfressende Vögel durchzuführen, wäre zukünftig - bei ähnlicher Teichgröße - der Einsatz von einer höheren Anzahl an Kameras zielführend. Diese könnten dann für eine kürzere Beobachtungsdistanz eingesetzt werden. Damit wären nicht nur Prädatoren sicherer zu erkennen und deren Verhalten zu beobachten, sondern wahrscheinlich würde auch insgesamt der räumliche Anteil an eingeschränkter Sicht reduziert. Des Weiteren sollte erprobt werden, ob kürzere Zeitintervalle zwischen den Bildserien weitere Informationen, insbesondere zum Fangerfolg, ermöglichen.

4.3.2 Dokumentation weiterer Fischprädatoren an den Zaun-Durchlässen

Mithilfe der Reconyx-Kameras an den Zaun-Durchlässen wurden neben Fischotttern weitere potenzielle Fisch-Prädatoren dokumentiert (Tabelle 20). Zum einen wurde ein Graureiher beim Fressen eines Weißfisches detektiert, was zeitgleich auch von einer der PlotWatcher erfasst wurde (vgl. Abbildung 28 + 30).

Zum anderen wurde im Frühjahr 2019 innerhalb von drei Tagen fünf Mal die Anwesenheit eines Minks belegt. Anhand der zwei Besuche, für die sowohl das Ein- als auch das Auswechseln belegt sind, kann eine Besuchsdauer von 20:15 min bzw. 36 sec berechnet werden. Da der Mink nach dem zwanzigminütigen Aufenthalt den Teich mit einem Fisch im Maul verlässt (Abbildung 31), ist zudem die Nutzung des Teiches als Nahrungshabitat dokumentiert.

Tabelle 20: Übersicht über die Nachweise weiterer potenzieller Fischprädatoren durch die Wildkameras an Zaun-Durchlässen.

Nr. Nachweis	Datum	Fisch-Prädator	Uhrzeit	Kamera	Verhalten
1	29.06.2018	Graureiher	08:00:30	R1	frisst Weißfisch
1	05.03.2019	Mink	01:44:26	R3	betritt Teich
2	05.03.2019	Mink	04:49:16	R3	betritt Teich
3	05.03.2019	Mink	05:09:31	R3	verlässt Teich nach 20:15 min mit Fisch im Maul
4	06.03.2019	Mink	12:04:30	R3	betritt Teich
5	07.03.2019	Mink	01:52:22	R3	betritt Teich
6	07.03.2019	Mink	01:52:58	R3	verlässt Teich nach 36 sec
7	07.03.2019	Mink	02:05:43	R2	betritt Teich

In drei Fällen wurde das Auswechseln des Minks von keiner der vier Kameras an den Zaun-Durchlässen erfasst. Möglich ist, dass das Verlassen des Teiches von den Kameras undetektiert blieb oder der Zaun überwunden wurde. Dies bringt entsprechende Unsicherheiten bei der Einschätzung des Fraßdrucks durch diese Spezies mit sich. Da sich der Nachweis-Zeitraum von Minken auf drei aufeinanderfolgende Tage beschränkte, kann davon ausgegangen werden, dass der Fischotter-Teich nur sehr kurzzeitig genutzt wurde und quantitativ nur in geringem Maße zusätzliche Mortalität der Besatzfische aufgetreten sein könnte.



Abbildung 30: Ausschnitte aus der Bildserie eines Graureihers, der am Fischotter-Teich einen erbeuteten Weißfisch vor einer der Wildkameras an den Zaun-Durchlässen frisst.



Abbildung 31: Ein Mink trägt einen Fisch durch einen der Zaun-Durchlässe am Fischotter-Teich.

4.3.3 Schlussfolgerungen zum Fraßdruck durch weitere Fischprädatoren

Am Referenzteich konnte äußerst selten die Anwesenheit von Fischprädatoren (hier: Silber- und Graureiher, Seeadler) nachgewiesen werden. Trotz zeitweiser Sichtbehinderungen der Zeitraffer-Kameras, wie insbesondere im Winter als der Teich bereits durch eine Eisdecke vor Prädatoren geschützt war, ist quantitativ von keinen bedeutsamen Fischverlusten durch Prädation auszugehen.

Neben Fischottern waren am Fischotter-Teich weitere potenzielle Fisch-Beutegreifer anwesend, die temporär einen zusätzlichen, wenn auch geringen, Fraßdruck ausübten. Am häufigsten wurde jeweils ein Graureiher gesichtet, der an einzelnen Tagen im Sommer und Winter versuchte, den Teich zur Nahrungsaufnahme zu nutzen. Vergleichsweise selten wurde erfolgreiche Prädation dokumentiert. Darüber hinaus wurde vereinzelt ein Seeadler bei Fangversuchen beobachtet. Auch an diesem Versuchsteich kam es vorübergehend zu Sichtbehinderungen der Zeitraffer-Kameras. Da sich die von Graureihern meist genutzten Plätze unmittelbar vor den beiden Kameras befanden und zusätzlich vielfach der An- und / oder Abflugs von Graureihern und Seeadlern erkennbar war, ist von einer geringen Übersehrate dieser Spezies auszugehen.

Durch die Kameras an den Zaun-Durchlässen wurde außerdem am Ende der Versuchslaufzeit ein Mink detektiert, wobei an einem drei Nachweistage einen Fisch hinaustragen wurde. Zukünftig wird es bei Studien mit gemeinsamen Vorkommen von Fischotter und Mink herausfordernd sein, ersteren gezielt Zugang zu Versuchsteichen ermöglichen und gleichzeitig den deutlich kleineren Marderartigen auszuschließen. Ferner sollte ihrer Fähigkeit, Maschendrahtzäune überwinden zu können, durch beispielsweise Installation einer Elektrolitze Rechnung getragen werden.

In dieser Pilotstudie konnte aus vier verschiedenen Positionen heraus durch Zeitraffer-Kameras ein Jahr lang das Geschehen während des Tages an beiden Versuchsteichen beobachtet werden, um die Anwesenheit weiterer potenziell fischfressender Vögel zu erheben. Durch die gewonnenen Erfahrungen kann insgesamt geschlussfolgert werden, dass der Einsatz von PlotWatcher-Kameras grundsätzlich geeignet ist, um die Präsenz von Schreitvögeln und Seeadlern während des Tages an Fischteichen zu erheben. Abhängig von der Lokalität und der Zielsetzung in Hinblick auf weitere Verhaltensbeobachtungen besteht allerdings die Notwendigkeit, diese Methode zu optimieren. Durch den Einsatz

einer höheren Kamera-Dichte und kürzeren Zeitintervallen zwischen den Bildsequenzen könnte die Aussagekraft weiter gesteigert werden. Des Weiteren sind noch häufigere Kontrollen einzuplanen, um witterungs- und vegetationsbedingte Sichtbehinderungen zu vermeiden. Hierbei bietet es sich an, die Zusammenarbeit mit den Teichbewirtschaftenden weiter zu forcieren und Synergien zu nutzen.

5. Abschließende Diskussion und Ausblick

In der vorliegenden Pilotstudie wurde die Entwicklung der Fischbestände in zwei Waldviertler Teichen mit unterschiedlichem Prädationsdruck durch Fischotter für die Dauer eines Jahres untersucht. Am Fischotter-dicht gezäunten Referenzteich war der Karpfenbestand zu Versuchsende um 2,8 % reduziert (fünf Individuen, Kap. 4.1.2). Mittels zweier tagaktiver Zeitrafferkameras konnte zwar die Anwesenheit eines Graureihers, Silberreiher und Seeadlers dokumentiert werden, jedoch keine erfolgreiche Prädation. Zwei lebende Karpfen wiesen bei der Abfischung Wunden auf, die anhand des Verletzungsbildes sowie Aufnahmen der Kameras höchstwahrscheinlich von Prädationsversuchen des Seeadlers stammen. Andere potenzielle Mortalitätsursachen, wie Fischkrankheiten und -parasiten, wurden an keinem der Versuchsteiche festgestellt. Unter Berücksichtigung von zwei während der Versuchslaufzeit tot aufgefundenen Karpfen liegt die Verlustrate am Referenzteich unterhalb der in Karpfenteichwirtschaften zu erwartenden Mortalitätsrate von ca. 5 % (Geldhauser und Gerstner 2011). Am gezielt für Fischotter zugänglichen Versuchsteich („Fischotter-Teich“) kam es während der Versuchslaufzeit zu einer Verringerung des Karpfenbestands um 17,1 % (30 Individuen, Kap. 4.1.1). Davon wurden fünf Individuen (2,9 %) tot und ohne äußerliche Verletzungen oder Fraßspuren aufgefunden. Das Fehlen der übrigen 25 Karpfen (14,2 %) kann jedoch nicht allein auf die Prädation durch Fischotter zurückzuführen werden. Zumindest temporär waren auch Graureiher, Mink und Seeadler an diesem Versuchsteich anwesend und konnten zum Teil bei der Prädation von Fischen beobachtet werden (Kap. 4.3). Ob es sich dabei auch um Karpfen handelte, ist jedoch auf den Kamerabildern nicht eindeutig zu erkennen. Hochrückige Beutefische, wie Karpfen, werden von Graureiher grundsätzlich eher gemieden, da deren Abschlucken Schwierigkeiten bereitet. Bis zu einer Körperlänge von etwa 300 mm werden Karpfen jedoch durchaus genutzt (Creutz 1981; Steiner 1991). Ebenso bevorzugen auch Minke deutlich kleinere Beutefische (< 150 mm), wenngleich sie in Relation zu ihrer eigenen Körpergröße erstaunlich große Exemplare erbeuten können (Bueno 1996; Dunstone 1993). Somit kommen Graureiher und Minke insbesondere für die drei kleinsten besetzten Karpfen mit anfänglichen Körperlängen zwischen 180 - 205 mm als Prädatoren in Betracht. Am Ende der Versuchslaufzeit waren diese Individuen jedenfalls nicht mehr im Bestand zu finden (Kap. 4.1.1.3). Eine etwas verringerte Zuwachsrate der Fische am Fischotter-Teich ist auf die geringere Produktivität des Teiches zurückzuführen.

Im Zusammenhang mit den Fischverlusten am Fischotter-Teich ist die vergleichsweise seltene Anwesenheit von Fischottern innerhalb der Zäunung zu berücksichtigen. Die Losungsfunde und Kamerabilder grenzen den Nutzungszeitraum auf Ende Dezember 2018 bis Anfang März 2019 ein. Wenngleich beide Erhebungsmethoden für sich allein die Frequentierung des Teiches durch Fischotter unterschätzten, so sind durch die Kombination der Daten acht verschiedene Besuche belegt (Kap. 4.2.1.3). Die insgesamt aber jedenfalls geringe Fischotter-Anwesenheit am Versuchsteich ist insofern überraschend, als das im übrigen Untersuchungsgebiet häufiger und bereits ab Herbst und im Frühjahr länger Fischotter-Losung gefunden wurde (Kap. 4.2.2.1).

Eine mögliche Erklärung liegt in der opportunistischen Ernährungsweise von Fischottern. Im Zusammenspiel mit einer saisonal und räumlich unterschiedlichen Nahrungsverfügbarkeit im Streifgebiet scheint der Fischotter-Teich lediglich in der kalten Jahreszeit als Nahrungshabitat attraktiv gewesen zu sein. Die Besatzdichte der Versuchsteiche orientierte sich an den BIO AUSTRIA Produktionsrichtlinien und könnte für den Fischotter somit weniger Anreiz geboten haben als andere Nahrungshabitate. Kommt es im Waldviertler Teichgebiet im Herbst zur Abfischung, kann die Attraktivität noch besetzter Teiche steigen. Mit der Ausbildung geschlossener Eisdecken ist an manchen Teichen im Winter zusätzlich die Zugänglichkeit für Fischotter ausgeschlossen. Die Nutzung des Versuchsteiches durch Fischotter beschränkte sich jedenfalls hauptsächlich auf die Wintermonate, was wohl möglich auf eine zu dieser Jahreszeit zunehmende Verschärfung der Nahrungsverfügbarkeit im übrigen Streifgebiet zurückzuführen sein könnte. Hierzu liegen uns allerdings keine näheren Informationen aus der Region vor. Sowohl am Fischotter-Teich als auch am benachbarten Teich wurde während der Wintermonate zumindest nie eine vollständig ausgebildete Eisdecke beobachtet.

Das Nebenergebnis der häufigeren Losungsfunde am benachbarten Teich könnte ebenfalls als eine im Vergleich zum Fischotter-Teich höhere Attraktivität für Fischotter interpretiert werden. Wie jedoch einer der Anlässe für diese Pilotstudie zeigt, ist basierend auf Losungsfunden (Anzahl und Häufigkeit) keine Nutzungsintensität von Nahrungshabitaten bzw. die Höhe von Fischverlusten ableitbar (Sales-Luís et al. 2009, Poledníková et al. 2013, Sittenthaler et al. 2015). Für Rückschlüsse auf die Nutzung und Wirkung des benachbarten Teiches wären weitere Erhebungen zum Fischbestand sowie der weiteren Mortalitätsursachen notwendig gewesen, wie sie auch in den beiden Versuchsteichen angewandt wurden.

Die Ergebnisse der nahrungsökologischen Analyse der im Erweiterten Untersuchungsgebiet gesammelten Lösungen zeigen außerdem, dass die vorkommenden Fischotter im Winter vorwiegend Flussbarsche, teichwirtschaftlich unbedeutende Cypriniden sowie im Frühling zusätzlich intensiv Amphibien nutzten. Karpfen wurden hingegen kaum nachgewiesen. Ebenso befanden sich Brachsen und Hechte, die ab Herbst in unbekannter Anzahl im Nachbaralteich besetzt wurden, selten in der untersuchten Lösung (Kap. 4.2.3). Demnach scheint für die ansässigen Fischotter das Angebot an alternativer Beute im übrigen Streifgebiet quantitativ und qualitativ attraktiver gewesen zu sein als die im Fischotter- und zum Teil im Nachbaralteich verfügbaren Fische. Um gesicherte Aussagen hinsichtlich der Nahrungspräferenz von Fischottern treffen zu können, sollten zukünftige Studien die potenzielle Nahrungsverfügbarkeit auch abseits von Versuchsteichen, idealerweise großräumig und möglichst genau, erheben.

Ob die Gestaltung der Zaunöffnungen sowie die Überspannungen am Ufer des Versuchsteichs Einfluss auf die Fischotter-Besuche genommen haben, ist schwierig abzuschätzen. Der erste Nachweis eines Fischotters unmittelbar am Versuchsteich erfolgte im Herbst durch die Kameras an den Zaun-Durchlässen. Die Bildserien zeigen ein sehr vorsichtiges Annähern und plötzliches Zurückweichen beim Betreten des Ufers (Kap. 4.2.1.2). Zum Zeitpunkt der ersten tatsächlichen Teichnutzung waren die Uferüberspannungen bereits wiederholt eingeschneit und somit wirkungslos. Da sich vergleichsweise einfache Präventionsmaßnahmen, wie flatternde Gegenstände oder auch Mensch- und Tierhaar, nicht bewehrt haben, um Fischotter längerfristig von der Nutzung eines Nahrungshabitas abzuhalten (z.B. Poledníková et al. 2013), ist ihr Einfluss auf die Fischotter-Besuche am Versuchsteich von untergeordneter Bedeutung. Zudem nutzten Fischotter auch während des schneereichen Winters kaum den Versuchsteich.

Die Entwicklung der Weißfischbestände (Rotaugen und Rotfedern) des Initialbesatzes beider Versuchsteiche lässt keine Rückschlüsse auf eventuell vorhandene Nahrungspräferenzen des Fischotters zu. Einerseits, weil im Falle des Fischotter-Teichs eine Zunahme der Weißfischbestände festgestellt wurde, die nicht mit natürlicher Reproduktion des Initialbesatzes, sondern nur durch scheinbar bereits im Teich vorhandene Individuen erkläbar ist. Andererseits ist die vereinzelt am Fischotter-Teich nachgewiesene Prädation von Weißfischen durch Graureiher und eventuell Mink von einer möglichen Selektion durch den Fischotter nicht mehr abzugrenzen.

Am Referenzteich wurde hingegen kein relevanter Prädationsdruck dokumentiert, aber dennoch nahm die Bestandsdichte der Weißfische ab. Abgesehen von der erwartbaren Sterblichkeit juveniler Weißfische sind die Gründe dafür unklar. Nicht ausgeschlossen werden kann, dass ein Teil der Weißfisch-Verluste auf Minke zurückzuführen ist. Grundsätzlich sind diese in der Lage sind, einen Maschendrahtzaun zu überwinden und könnten nachts, unentdeckt von den tagaktiven Zeitrafferkameras, den Teich genutzt haben. Indirekte Anwesenheitszeichen, wie Lösung oder Trittsiegel im Schnee, wurden am Referenzteich jedoch nicht entdeckt. Ein durch Sichtbehinderungen der Kameras (Kap. 4.3.1.2) bedingtes Übersehen tagaktiver Prädatoren kann ebenso nicht vollständig ausgeschlossen werden. Am häufigsten verursachte diese eine Kombination aus Nebel und ungünstigem Lichtverhältnissen, jedoch nur zeitweise und an Teilen des Ufers. Anhaltende Sichtbehinderungen traten lediglich im Winter auf, während jedoch eine geschlossene Eisdecke den Fischbestand vor Prädation schützte. Demnach ist es insgesamt äußerst unwahrscheinlich, dass eine eingeschränkte Sicht der Kameras die Verluste von 41 % des Weißfisch-Initialbesatzes erklären. Ein Verdriften der Weißfische kann laut Bewirtschafter aufgrund eines feinmaschigen Gitters im Bereich des

Abflusses des Referenzteiches ausgeschlossen werden. Somit bleibt der Rückgang der Weißfischdichte im Referenzteich unerklärt.

In der vorliegenden Fallstudie ist anhand der Ergebnisse zwar keine sinnvolle Quantifizierung der Prädation durch Fischbeutegreifer, insbesondere des Fischotters, möglich. Für zukünftige Studien brachte dieses Pilotprojekt jedoch wichtige Erkenntnisse, vor allem hinsichtlich der Methodik sowie den grundlegenden Rahmenbedingungen. Bei Auswahl und Einsatz von technischen Geräten zur Erfassung von Prädatoren sollten, tageszeitliche (Tag / Nacht), jahreszeitliche und qualitative (Auslösefrequenz, Bildauflösung) Aspekte neu bewertet werden. Hierzu zählt beispielsweise der Einsatz einer höheren Anzahl an Zeitraffer-Kameras (Kap. 4.3.3), Trittauslöser oder noch sensiblere Infrarot-Sensoren für die Detektion von Fischottern (Kap. 4.2.1.3).

Weiters erscheint es sinnvoll, die Anzahl an Versuchsteichen zu erhöhen, um eine aussagekräftige Stichprobengröße zu erreichen. Zudem können dadurch nichtvorhersehbare Einflüsse (z.B. temporäre Teichnutzung durch Prädatoren, saisonale Bewirtschaftungsregime umliegender Teiche, Wasserknappheit, ungewollter Fischeintrag/-austag, etc.) abgeschwächt werden. Außerdem würde dies eine Fokussierung auf bestimmte Prädatoren bzw. -gruppen ermöglichen, wie etwa durch Vollüberspannungen von Versuchsteichen oder Maßnahmen, die ein Überwinden des Zaunes unmöglich machen (z.B. Elektrolitzen). Eine definierte Distanz der Versuchsteiche zueinander würde die Möglichkeit schaffen, ein zusammenhängendes Gesamtuntersuchungsgebiet, welches mehrere Teiche beinhaltet, abzugrenzen. Dadurch könnten einzelne Teiche betrachtet werden, aber auch Aussagen für ein größeres Gebiet (Teil einer Teichlandschaft) abgeleitet werden. Des Weiteren könnten so nahrungsökologische und / oder genetische Fragestellungen personal- und kosteneffizient bearbeitet werden. Auch die Bewirtschaftung der Versuchsteiche könnte dadurch effizienter gestaltet werden. Doch nicht nur in diesem Zusammenhang nehmen Bewirtschaftende von Versuchsteichen eine tragende Rolle ein. Eine frühzeitige Einbindung in die Planung und Durchführung sowie eine positive Grundeinstellung der Thematik gegenüber sind jedenfalls essentielle Voraussetzungen für eine erfolgreiche Projektumsetzung. Besonders für die erstrebenswerten großräumigen Studien, die wohl möglich zugleich auf eine Minderung des Aquakultur-Prädatoren-Konflikts abzielen, können zusätzlich partizipatorische Ansätze und Öffentlichkeitsarbeit in Betracht gezogen werden.

LITERATUR

- Adámek, Z., Kortan, D., Lepič, P. & Andreji, J. (2003): Impacts of otter (*Lutra lutra* L.) on fishponds: a study of fish remains at ponds in the Czech Republic. *Aquaculture International* 11: 389– 396.
- Almeida, D., Barrientos, R., Merino-Aguirre, R. & Angeler, D.G. (2012): The role of prey abundance and flow regulation in the marking behaviour of Eurasian otters in a Mediterranean catchment. *Animal Behaviour* 84: 1475– 1482.
- Arrendal, J., Vilà, C. & Björklund, M. (2007): Reliability of noninvasive genetic census of otters compared to field censuses. *Conservation genetics* 8: 1097-1107.
- Bauer-Haáz, É.A., Ferincz, Á., Szegvári, Z., Széles, G.L. & Lanszki, J. (2014): Fish preference of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) on an abandoned fish pond and the role of fish sampling methods. *Fundamental and Applied Limnology* 184: 161-168.
- Bayerl, H., Friedrich, M., Ludt, C., Hahn, N., Chlebda, N., Beck, R., Schreiber, R. & Kühn, R. (2008): Wildtier und Mensch im Dreiländereck Bayern - Tschechien - Österreich am Beispiel des Fischotters. *Projektbericht*. Freising.
- Bekker, D. L. & Nolet, B. A. (1990): The diet of Otters *Lutra lutra* in the Netherlands in winter and early spring. *Lutra* 33, 134-144.
- Bohl, M. (1998): Zucht und Produktion von Süßwasserfischen. DLG-Verlags-GmbH. 719 Seiten. ISBN 3-7690-0543-0.
- Bonesi, L. & Palazon, S. (2007): The American mink in Europe: Status, impacts, and control. *Biological Conservation*, 134: 470-483.
- Bonesi, L. & Macdonald, D. W. (2004): Impact of released Eurasian otters on a population of American mink: a test using an experimental approach. *Oikos*, 106: 9-18.
- Bonesi, L., Hale, M. & Macdonald, D. W. (2013): Lessons from the use of non-invasive genetic sampling as a way to estimate Eurasian otter population size and sex ratio. *Acta Theriologica* 58: 157-168.
- Bonesi, L., Chanin, P. & Macdonald, D.W. (2004): Competition between Eurasian Otter *Lutra lutra* and American Mink *Mustela vison* Probed by Niche Shift. *Oikos*, 106: 19-26.
- Brzezinski, M. & Romanowski, J. (2006): Experiments on spraiting activity of otters (*Lutra lutra*) in the Bieszczady Mountains, southeastern Poland. *Mammalia*, 70(1–2): 58–63.
- Casper, R.M., Jarman, S.M., Gales, N.J. & Hindell, M.A. (2007): Combining DNA and morphological analyses of faecal samples improves insight into trophic interactions: a case study using a generalist predator. *Marine Biology* 152: 815-825.
- Cars, D.N. & Nelson, K. (1998): Cyprinid prey remains in otter *Lutra lutra* faeces: some words of caution. *Journal of Zoology*, 245(2): 238-244.
- Carrs, D.N. & Parkinson, S.G. (1996): Errors associated with otter *Lutra lutra* faecal analysis. I. Assessing general diet from spraints. *Journal of Zoology*, 238: 301-317.
- Clavero, M., Prenda, J. & Delibes, M. (2003): Trophic diversity of the otter (*Lutra lutra* L.) in temperate and Mediterranean freshwater habitats. *Journal of Biogeography* 30: 761-769.
- Conroy, J.W.H., Watt, J., Webb, J.B. & Jones A. (2005): A guide to identification of prey remains in otter spraint. Occasional Publication No. 16. The Mammal Society, London.
- Creutz, G. (1983): Der Graureiher (*Ardea cinerea*). A. Ziems Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 2. Auflage.
- Day6Outdoors (2013): PlotWatcher Pro - Game Surveillance System.
- Day, C.C., Westover, M.D., Hall, L.K., Larsen, R.T., McMillan, B.R. (2016): Comparing direct and indirect methods to estimate detection rates and site use of a cryptic semi-aquatic carnivore. *Ecological Indicators*, 66: 230–234.
- Dimalexis, A., Pyrovetsi, M. & Sgardelis, S. (1997): Foraging Ecology of the Grey Heron (*Ardea cinerea*), Great Egret (*Ardea alba*) and Little Egret (*Egretta garzetta*) in Response to Habitat, at 2 Greek Wetlands. *Colonial Waterbirds*, 20 (2): 261-272.

Dulfer, R., Foerster, K. & Roche, K. (1998): Habitat, home range and behaviour. In: Dulfer, R. & Roche, K. (Hrsg.): First phase management plan for otters in the Třeboň Biosphere Reserve. Nature and Environment 93. Council of Europe Publishing: 24-33.

Erlinge S. (1967): Food habits of the fish-otter *Lutra lutra* L. in south Swedish habitats. *Viltrevy* 4:371-443.

Ferrando, A., Lecis, R., Domingo-Roura, X. & Ponsà, M. (2008): Genetic diversity and individual identification of reintroduced otters (*Lutra lutra*) in north-eastern Spain by DNA genotyping of spraints. *Conservation Genetics*, 9: 129-139.

Geldhauser F. & Gerstner, P. (2002): Der Teichwirt. 2002. Eugen Ulmer GmbH & Co. ISBN 3-8001-4583-0

Guter, A., Dolev, A., Saltz, D. & Kronfeld-Schor, N. (2008): Using videotaping to validate the use of spraints as an index of Eurasian otter (*Lutra lutra*) activity. *Ecological Indicators*: 462-465.

Gwiazda, R. & Amirowicz, A. (2006): Selective Foraging of Grey Heron (*Ardea cinerea*) in Relation to Density and Composition of the Littoral Fish Community in a Submontane Dam Reservoir. *Waterbirds*, 29(2): 226-232.

Hájková, P., Zemanová, B., Bryja, J., Hájek, B., Roche, K., Tkadlec, E. & Zima, J. (2006): Factors affecting success of PCR amplification of microsatellite loci from otter faeces. *Molecular Ecology Notes*, 6: 559-562.

Hájková, P.; Zemanová, B.; Roche, K.; Hájek, B. (2009): An evaluation of field and noninvasive genetic methods for estimating Eurasian otter population size. *Conservation Genetics*, 10: 1667-1681.

Harrington, L., Harrington, A.L., Yamaguchi, N., Thom, M.D., Ferreras, P. Windham, T.R. & Macdonald, D.W. (2009): The impact of native competitors on an alien invasive: temporal niche shifts to avoid interspecific aggression?. *Ecology*, 90(5): 1207-1216.

Holzinger, W.E., Zimmermann P., Weiss S. & Schenekar T. (2018): Fischotter: Verbreitung und Bestand in der Steiermark 2017/2018. Ökoteam-Institut für Tierökologie und Naturraumplanung & Universität Graz, Institut für Biologie. Endbericht im Auftrag des Amts der Stmk. Landesregierung - Abteilung 13: Umwelt und Raumordnung.

Hong, S., Gim, J.-S. Kim, H.G., Cowan, P. & Joo, G.-J. (2019): A molecular approach to identifying the relationship between resource use and availability in Eurasian otters (*Lutra lutra*). *Canadian Journal of Zoology*, e-First Article: <https://doi.org/10.1139/cjz-2018-0289>.

Hughson, D.L., Darby, N.W. & Dungan, J.D. (2010): Comparisons of motion-activated cameras for wildlife investigations. *California Fish and Game*, 96(2): 101-109.

Jacobsen, L. & Hansen, H.-M. (1996). Analysis of otter (*Lutra lutra*) spraints: Part 1: Comparison of methods to estimate prey proportions; Part 2: Estimation of the size of prey. *Journal of Zoology*, 238: 167-180.

Janssens, X., Fontaine, M. C., Michaux, J. R., Libois, R., de Kermabon, J., Defourny, P. & Baret, P. V. (2008): Genetic pattern of the recent recovery of European otters in southern France. *Ecography*, 31:176-186.

Jenkins, D. & Harper, R.J. (1980): Ecology of Otters in Northern Scotland: II. Analyses of Otter (*Lutra lutra*) and Mink (*Mustela vision*) Faeces from Deeside, N.E. Scotland in 1977-78. *Journal of Animal Ecology*, 49 (3): 737-754.

King, R.A., Read, D.S., Traugott, M. und Symondson, W.O.C. (2008): Molecular analysis of predation: a review of best practice for DNA-based approaches. *Molecular Ecology*, 17: 947-963.

Klenke, R., Gruber, B., Schwerdtner, K., & Vallentin, A. (2005): Influence of landscape structure in Upper Lusatia (Saxony, Germany) on damage in fish ponds caused by otters. In: 5th European vertebrate pest management conference 5-8 Sep 2005, Abstracts, Budapest: 79.

Klenke, R., Tschierschke, A., Gruber, B., Lampa, S., Hempel, U., Geissler, S., Helm, C., Hofmann, C., Kalbitz, J., Kaulfuss, J., Liu, Z. & Henle, K. (2008): Räumliche und zeitliche Aktivitätsmuster von Fischottern (*Lutra lutra* Linnaeus, 1758) anhand von frischen Markierungsfunden in einer Teichlandschaft. *Säugetierkundliche Informationen*, 6(37): 229–246.

Kłoskowski, J. (1999): Otter *Lutra lutra* predation in cyprinid-dominated habitats. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 64: 201-209.

Kłoskowski, J. (2000): Selective predation by otters *Lutra lutra* on common carp *Cyprinus carpio* at farmed fisheries. *Mammalia*, 64 (3): 287-294.

Kłoskowski, J. (2005): Otter *Lutra lutra* damage at farmed fisheries in southeastern Poland, II: exploitation of common carp *Cyprinus carpio*. *Wildlife Biology*, 11 (3): 257-261.

Kłoskowski, J. (2010): Human-wildlife conflicts at pond fisheries in eastern Poland: perceptions and management of wildlife damage. European Journal of Wildlife Research, 57(2) 295-304.

Knollseisen, M. (1996): Fischbestimmungsatlas als Grundlage für nahrungsökologische Untersuchungen. BOKU-Berichte zur Wildtierforschung und Wildbewirtschaftung 12. Eigenverlag der Universität für Bodenkultur Wien.

Koelewijn, H.P., Perez-Haro, M., Jansman, H.A.H., Boerwinkel, M.C., Bovenschen, J., Lammertsma, D.R., Niewold, F.J.J. & Kuiters A.T. (2010): The reintroduction of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) into the Netherlands: hidden life revealed by noninvasive genetic monitoring. Conservation Genetics, 11(2): 601-614.

Kofler H., Lampa S., Ludwig T. (2018): Fischotterverbreitung und Populationsgrößen in Niederösterreich 2018. Endbericht im Auftrag des Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung.

Kuhn, R. & Meyer, W. (2009): Infrared thermography of the body surface in the Eurasian otter *Lutra lutra* and the giant otter *Pteronura brasiliensis*. Aquatic Biology, 6: 143–152.

Kranz A., Cocchiararo, B., Polednik, L., Jarausch, 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.

Krawczyk, A.J., Bogdziewicz, M., Majkowska, K. & Glazaczow, A. (2016): Diet composition of the Eurasian otter *Lutra lutra* in different freshwater habitats of temperate Europe: a review and meta-analysis. Mammal Review, 46:106-113.

Kruuk H. (2008): Otters: ecology, behaviour and conservation. Oxford University Press, Oxford.

Lange, J., Stier, N., Hupe, K. & Simon, O. (2011): Erfahrungen und Leistungsfähigkeit verschiedener Fotofallen bei der Erfassung von Raubsäugern. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung, Band 36: 633-642.

Lampa, S. (2015): From Faeces to Ecology and Behaviour – Non-Invasive Microsatellite Genotyping as a Means to Study Wild Otters (*Lutra lutra*). Dissertation, Faculty of Biology and Pharmacy of the Friedrich Schiller University Jena.

Lampa, S., Henle, K., Klenke, R., Hoehn, M. & Gruber, B. (2013): How to overcome genotyping errors in non-invasive genetic mark-recapture population size estimation—A review of available methods illustrated by a case study. Journal of Wildlife Management; 77(8):1490–511.

Lampa, S., Mihoub, J.-B., Gruber, B., Klenke, R. & Henle, K. (2015): Non-invasive genetic markrecapture as a means to study population sizes and marking behaviour of the elusive Eurasian otter (*Lutra lutra*). PLoS ONE, 10(5): e0125684.

Lanszki, J. & Körmendi, S. (1996): Otter diet in relation to fish availability in a fish pond in Hungary. Acta Theriologica, 41 (2): 127-136.

Lanszki, J. & Molnar, T. (2003): Diet of otters living in three different habitats in Hungary. Folia Zoologica, 52(4): 378-388.

Lanszki, J. Körmendi, S., Hancz, C., Martin, T.G. (2001): Examination of some factors affecting selection of fish prey by otters (*Lutra lutra*) living by eutrophic fish ponds. Journal of Zoology, 255: 97–103.

Lanszki, J., Pallos, S. Z., Nagy, D. & Yoxon, D., (2007): Diet and fish choice of Eurasian otters (*Lutra lutra* L.) in fish wintering ponds in Hungary. Aquaculture International, 15: 393 – 402.

Lanszki, J., Hidas, A., Szentes, K., Révay, T., Lehoczky, I., Jeney, Z. & Weiss, S. (2010): Genetic structure of otter (*Lutra lutra*) populations from two fishpond systems in Hungary. Mammalian Biology, 75: 447-450.

Lerone, L.; Mengoni, C.; Carpaneto, G. M.; Randi, E.; Loy, A. 2014: Procedures to genotype problematic non-invasive otter (*Lutra lutra*) samples. Acta Theriologica, 59: 511-520.

Lerone, L., Carpaneto, G.M. & Loy, A (2015): Why camera traps fail to detect a semi-aquatic mammal: activation devices as possible cause. Wildlife Society Bulletin, 39:193–196.

Libois, R.M. & Hallet-Libois, C. (1988): Éléments pour l'identification des restes craniens des poissons dulcaquicoles de Belgique et du nord de la France. 2 Cypriniformes. In: Desse J. & Desse-Berset N. (Hrsg.): Fiches d'ostéologie animale pour l'archéologie, Série A, No 4. Centre de Recherches Archéologiques du CNRS, Belgium.

Libois, R.M., Hallet-Libois, C. & Rosoux, R. (1987): Éléments pour l'identification des restes craniens des poissons dulcaquicoles de Belgique et du nord de la France. 1 – Anguilliformes, Gastérostéiformes, Cyprinodontiformes et Perciformes. In: Desse J. & Desse-Berset N. (Hrsg.): Fiches d'ostéologie animale pour l'archéologie, Série A, No 3. Centre de Recherches Archéologiques du CNRS, Belgium.

Mason, C.F. & Macdonald, S.M. (1986): Otters: ecology and conservation. Cambridge University Press, New York. Druckversion von 2008.

Matzinger, T.M.E (2014): Teiche in der Landschaft – Bedeutung, Funktionen & Gefährdung. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Band 36.

Meek, P.D. & Pittet, A. (2012): User-based design specifications for the ultimate camera trap for wildlife research. Wildlife Research, 39(8): 649-660.

Meek, P.D., Ballard, G.-A. & Fleming, P.J.S. (2015): The pitfalls of wildlife camera trapping as a survey tool in Australia. Australian Mammalogy, 37: 13-22.

NÖ Teichwirteverband (Hrsg.) (2014): Synopse Fischotter. Eigenverlag. 106 Seiten.

Oehm, J., Tahliner, B., Eisenkölbl, S. & Traugott, M. (2017): Diet analysis in piscivorous birds: What can the addition of molecular tools offer?. Ecology & Evolution 7: 1984-1995.

Pinter, K., Stöger, E. & Unfer, G. (2016a): Fischbestandserhebung an fünf ausgewählten Niederösterreichischen Gewässern. Endbericht im Auftrag des NÖ Landesfischereiverbandes und der Revierbände I-V.

Pinter, K., Stöger, E., Sittenthaler, M., Parz-Gollner, R. & Unfer, G. (2016b): Endbericht der Studie zu Otter- und Fischbeständen in ausgewählten Fließgewässern Niederösterreichs. Mitteilungsblatt des NÖ Landesfischereiverbandes, 1: 4-8.

Poledník, L. (2005): Otters (*Lutra lutra* L.) and fishponds in the Czech Republic: interactions and consequences. PhD thesis, Palacky University Olomouc.

Poledníková, K., Kranz, A., Poledník, L. & Myšiak, A. (2013): Otters Causing Conflicts. The Fish Farming Case of the Czech Republic. In: Klenke, R.A. et al. (Hrsg.): Human-Wildlife Conflicts in Europe, Environmental Science and Engineering, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg: 81-106.

Quaglietta, L., Fonseca, V.C., Mira, A. & Boitani, L. (2014): Sociospatial organization of a solitary carnivore, the Eurasian otter (*Lutra lutra*). Journal of Mammalogy, 95(1): 140–150.

Reconyx (2015): Hyperfire – High Performance Cameras. Instruction Manual. Reconyx Inc..

Remonti, L., Prigioni, C., Balestrieri, A., Sgroppo, S. & Priore, G. (2010): Eurasian otter (*Lutra lutra*) prey selection in response to a variation of fish abundance, Italian Journal of Zoology, 77: 3, 331-338.

Remonti, L., Belestrieri, A., Smiroldo, G. & Prigioni, C. (2011): Scent marking of key sources in the Eurasian otter. Annales Zoologici Fennici 48: 287-294.

Roche, K. (2014): Synopse Fischotter, Teil III - Südböhmen und Böhmisches-Mährisches Hochland. In: NÖ Teichwirteverband (Hrsg.): Synopse Fischotter. Österreich – Waldviertel, Mühlviertel. Tschechische Republik – Südböhmen, Böhmisches-Mährisches Hochland, Eigenverlag.

Rovero, F., Zimmermann, F., Berzi, D., Meek, P. (2013): Which camera trap type and how many do I need?. A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 24: 148–156.

Ruiz-Olmo, J., Batet, A., Mañas, F. & Martínez-Vidal, R. (2011): Factors affecting otter (*Lutra lutra*) abundance and breeding success in freshwater habitats of the northeastern Iberian Peninsula. European Journal of Wildlife Research, 57 (4): 827-842.

Sales-Luís, T., Freitas, D. & Santos-Reis, M. (2009): Key landscape factors for Eurasian otter *Lutra lutra* visiting rates and fish loss in estuarine fish farms. European Journal of Wildlife Research 55: 345-355.

Schlott, G. (2014): Synopse Fischotter, Teil II – Waldviertel und Mühlviertel. In: NÖ Teichwirteverband (Hrsg.): Synopse Fischotter. Österreich – Waldviertel, Mühlviertel. Tschechische Republik – Südböhmen, Böhmisches-Mährisches Hochland, Eigenverlag.

Sittenthaler, M., Bayerl, H., Unfer, G., Kühn, R., Parz-Gollner, R. (2015a): Impact of fish stocking on otter (*Lutra lutra*) densities: a case study on two salmonid streams. *Mammalian Biology* 80: 106-113.

Sittenthaler, M., Bodner, M., Parz-Gollner, R., Gratzl, G., Haring, E. & Bauer, C. (2015b): Teichmanagement und Fischotter – Fallstudie Teichgebiet Romaubach im Waldviertel NÖ. Endbericht im Auftrag des Amts der NO Landesregierung, Abteilung Naturschutz (RU5).

Sittenthaler, M., Haring, E. & Parz-Gollner, R. (2016): Erhebung des Fischotterbestandes in ausgewählten Fließgewässern Niederösterreichs mittels nicht-invasiver genetischer Methoden. Endbericht im Auftrag des NÖ Landesfischereiverbandes.

Sittenthaler, M., Koskoff, L., Pinter, K., Nopp-Mayr, U., Parz-Gollner, R. & Hackländer K. (2019): Fish size selection and diet composition of Eurasian otters (*Lutra lutra*) in salmonid streams: Picky gourmets rather than opportunists?. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 420: 1-17.

Schenekar, T. & Weiss, S. (2018): Genetische Untersuchungen der Populationsgröße des Eurasischen Fischotters in den Kärntner Fischgewässern. Endbericht im Auftrag des Amts der Kärntner Landesregierung, Abteilung 10 - Land- und Forstwirtschaft, Unterabteilung Agrarrecht.

Schenekar, T. & Weiss, S. (2019): Genetische Untersuchung von Fischotter-Lösungen. Endbericht im Auftrag der Umweltbundesamt GmbH.

Steiner, E. (1991): Ökologie und Verhalten des Graureihers an Fischgewässern – Vogelschutz in Österreich - Mitteilungen der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde, 6: 64 - 74.

Thalinger, B., Oehm, J., Mayr, H., Obwexer, A., Zeisler, C. & Traugott, M. (2015): Molecular prey identification in Central European piscivores. *Molecular Ecology Resources*, 16 (1): 123-137.

Trolliet, F., Huynen, M.-C., Vermeulen, C. & Hambuckers, A. (2014): Use of camera traps for wildlife studies. A review. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, 18(3): 446-454.

Utschick, H. (1981): Nahrungsgrundlagen und Aktivitätsmuster des Graureihers (*Ardea cinerea*) in Bayern – Garmischer Vogelkundliche Berichte, 10: 52 - 72.

Vergara, M., Ruiz-González, A., López de Luzuriaga, J. & Gómez-Moliner, B.J. (2014): Individual identification and distribution assessment of otters (*Lutra lutra*) through non-invasive genetic sampling: Recovery of an endangered species in the Basque Country (Northern Spain). *Mammalian Biology*, 79: 259–267.

Wise M.H. (1980): The use of fish vertebrae in scats for estimating prey size of otters and mink. *Journal of Zoology*, 195: 181-213.

Zschille, J., Stier, N., Roth, M. & Berger, U. (2012): Dynamics in space use of American mink (*Neovison vison*) in a fishpond area in Northern Germany. *European Journal of Wildlife Research*, 58: 955-968.

3.2 Initiierung einer Stakeholder Plattform bzw. eines Netzwerks „Prädatoren“

Durch die Vernetzung aller Stakeholder und die Initiierung einer Stakeholder Plattform sollten Anreize geschaffen werden zur

Vernetzung der Stakeholder

- gemeinsamen Erarbeitung von Ansätzen im Umgang mit Prädatoren
- Etablierung eines sachlichen und die Interessen der Anderen respektierenden Gruppen-Dialogs
- Kommunikation von Maßnahmen, um Schäden zu reduzieren und vorzubeugen, Erfahrungsaustausch, Zusammenstellung bestehender Erfahrungen und Lösungsansätze
- Vernetzung aller Betroffenen und im Themenbereich Einfluss ausübenden Institutionen in Österreich
- Förderung des fachlichen Austauschs und der Entwicklung von Konfliktlösungsstrategien
- Initiierung der internationalen Vernetzung (Mitteleuropa)

Ziel war es, ein passendes Kommunikationswerkzeug für das Netzwerk von Stakeholdern bestehend aus BetreiberInnen von Aquakulturanlagen, relevanten Verbänden sowie VertreterInnen verschiedener Bereiche, die sich mit dem Thema Aquakultur und Prädatoren auseinandersetzen, zu finden.

3.2.1 Stakeholderanalyse – AkteurlInnenlandschaft

Um das relativ breite Netzwerk zu erreichen, wurden möglichst alle ProduzentInnen, Stakeholder, Verbände und VertreterInnen verschiedener Bereiche, die sich mit der Thematik Aquakultur und Prädatoren beschäftigen, aufgelistet und ihren unterschiedlichen Rollen zugeordnet. Die Stakeholderanalyse sollte das soziale System „Aquakultur und Prädatoren“ überschaubar darstellen (siehe Abbildung 5). Aufbauend auf der Stakeholderanalyse konnten relevante AkteurInnen herausgefiltert und eingeladen werden, sich an der Entwicklung einer Plattform als „user“ aktiv zu beteiligen.

Soziales System „Aquakultur und Prädatoren“

Die grafische Darstellung bildete damit die Grundlage, dass die Beteiligung am Diskussionsprozess in den Stakeholder Workshops weitgehend ausgewogen war und ProduzentInnen, Forschung, Verwaltung und NGOs in ähnlichem Ausmaß vertreten waren.

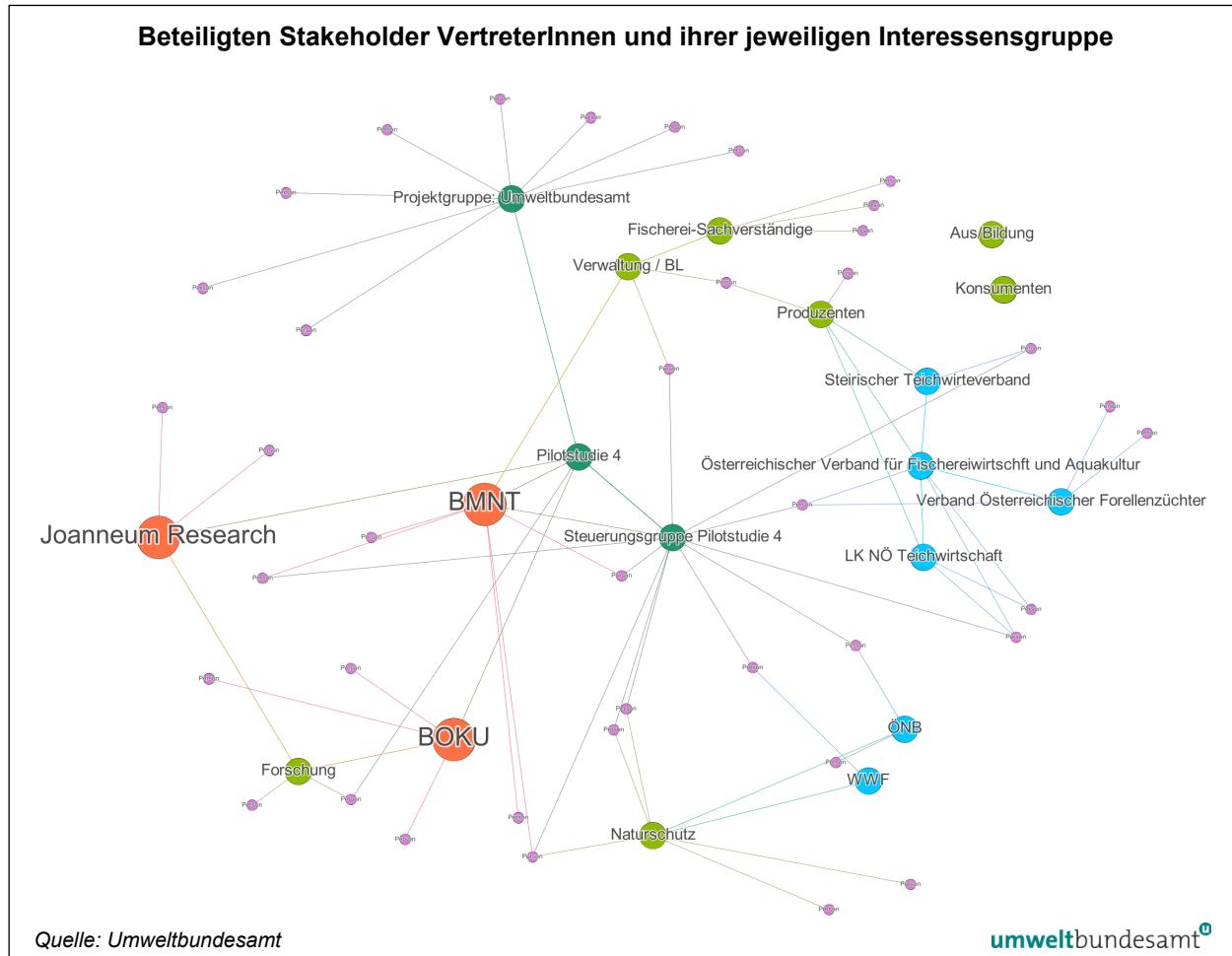


Abbildung 5: Grafische Darstellung der beteiligten Stakeholder VertreterInnen und ihrer jeweiligen Interessensgruppe.

3.2.2 Überblick über verschiedene bestehende Plattformen zu Themen mit Konfliktpotenzial

bestehende Plattformen Die Recherche zu Plattformen, die sich mit Konfliktpotenzialen beschäftigen, er gab eine Reihe von Anknüpfungspunkten für die Vorbereitung der Diskussion in den beiden Stakeholder Workshops. Als Beispiele für existierende Plattformen und ihre Webseiten können genannt werden:

- <https://wolf-forum.de/>
- <https://wolfsmonitor.de/>
- <https://forum.wildundhund.de/forums/wolf-in-den-medien.6/>
- <http://www.gipfeltreffen.at/forum/gipfeltreffen/aktuelles-und-diskussionen/5255-problem-b%C3%A4r-in-s%C3%BCdtirol>
- <https://www.otterspotter.de/mitmachen>

Möglichkeiten der Kommunikationsformen Eine Analyse bestehender Online Tools hinsichtlich der angebotenen Kommunikationsformen ergab die folgenden Möglichkeiten:

- **Persönlich:** Arbeitsgruppen, Workshops, Stammtisch

- *Teilöffentlich:* klassische Öffentlichkeitsarbeit, Konferenz, Webseite, Info-Stände/Tafeln
- *Kommunikation in eine Richtung:* Newsletter
- *Interaktive Kommunikation* (z. B. Foren, Chatrooms, Messenger, Groupware/Team/Collaboration Tools)
- Bildet produktives Arbeiten das Ziel, können weitere Funktionen genutzt werden: z. B. Kalender, Archiv, dokumenten-management, Versionierungs-Tools etc.

Dabei können Online-Tools **unterschiedliche Charakteristika** aufweisen:

**Charakteristika von
Online-Tools**

- Offen für alle Interessierten bis hin zu geschlossenen Gruppen mit ausgewählten TeilnehmerInnen
- (Nicht-)Moderierter Chat bis Arbeitsplattform
- Reine Projekt-/Arbeitsplattform kann mit nach außen gerichteter Öffentlichkeitsarbeit (z. B. als Informationsportal) kombiniert werden.

Online-Tools können zudem folgende **mögliche Funktionen** erfüllen:

**Funktionen von
Online-Tools**

- Können einen Nutzungszweck erfüllen oder/und unterstützen
- Sie müssen leicht handhabbar sein (usability)
- Eine mögliche Moderation achtet auf das Einhalten von vorgegebenen Richtlinien, von Umgangsformen, bis thematisch, oder Zuordnung von Beiträgen zu bestehenden Themen
- Beachtet werden muss hierbei, dass Online-Tools **für die Benutzer und von den Benutzern leben**. Alle müssen einen Nutzen davon haben, sonst schläft das Online-Tool ein. Zudem müssen Tools gepflegt und weiterentwickelt werden.
- Komplexe Bedienungsanforderungen können zu einem hohen Anteil von „Spielern“ führen, die sich hauptsächlich der Technik wegen mit dem Tool beschäftigen, und der Inhalt tritt in den Hintergrund.

Beispiele für Online Diskussionsforen:

**Online
Diskussionsforen**

- Wolf-forum.de
 - Registrierung optional, eröffnet aber weitere Funktionen, wie z. B. die Nachrichtenfunktionen
 - Moderierte Foren zu Unterthemen
 - Registrierte Nutzer können neue Themen öffnen
 - Aktivitätsüberwachung, Suchfunktion für archivierte Beiträge
 - Rollen: technisch Administrator, Moderator, registrierter Benutzer, Guest

Das Wolf-forum.de erfüllt den Zweck des Austausches von Interessierten rund um ein zentrales Thema, den Wolf. Es beinhaltet einen großen Anteil an persönlichen Meinungsbeiträgen, stellt aber auch eine Wissensdokumentation und Nachrichtenbörse dar.

- Wolfsmonitor.de
 - Nachrichtenseite
 - Weniger interaktiv
 - Betreut von einem Redakteur, der die Nachrichten auswählt und veröffentlicht

- Melde-Portale** Beispiele für Melde-Portale:
- Otterspotter.de der Aktion Fischotterschutz in Deutschland (Niedersachsen)
 - Ehrenamtliche Helfer haben Sichtungen von Fischotter früher über Meldebogen berichtet, heute geschieht dies per Smartphone
 - Registrierung ist Voraussetzung um Sichtungen zu melden
 - Unterschiedliche Informationen sind dagegen öffentlich abrufbar
 - Verbreitung von Fischottern auf einem 10 km-Raster einsehbar
 - Inkl. Chatforum „Ottertalk“ für registrierte Benutzer
 - NABU: Naturbeobachtung.at
 - Erfasst werden verschiedene Arten
 - Registrierung ist Voraussetzung um Sichtungen verschiedener Arten zu melden
 - Zusatzinformationen zu den Sichtungen, wie z. B. Wetter, Umgebung, besondere Umstände oder Merkmale, etc. abrufbar
 - Meldungen erfolgen per Fotonachweis und werden von Fachleuten geprüft
 - Ptracker app:
 - sammelt Sichtungen von verschiedenen Arten von Fischprädatoren
 - Angabe von Tierart, Alter und Geschlecht, Aktivität, Ort, ggfs. wird Gewässername zugeordnet
 - Datenbank liegt beim LFV

**Collaboration Tools,
Team management
und Groupware**

Zudem besteht noch die Möglichkeit an **Collaboration Tools, Team management und Groupware**, welche komplexe Varianten zur Unterstützung von Team- oder Gruppenarbeit darstellen. Sie stellen eine Möglichkeit zur Unterstützung von Arbeitsgruppen dar und umfassen folgende Funktionen:

- Aufgaben und dessen Aufgabenverteilung
- Überblick über Termine, Zeitpläne, Ressourcen und Nachrichten
- Gesammelt in einer Datenbank, wobei je nach Bedarf unterschiedliche Funktionen genutzt werden können
- Hohe Fähigkeiten zur Personalisierung

Die dargestellten Online-Tools dienen vorrangig der Einbindung der interessierten Öffentlichkeit. Zur Lösung von Konflikten, die emotional besetzt sind, sind verschiedene Prozesse notwendig. Online-Tools können evtl. unterstützend wirken, den Prozess begleiten, aber nicht gestalten.

3.2.3 Stakeholder Workshops

**Kronkretisierung
der Plattform
„Aquakultur und
Prädatoren“**

Zwei Stakeholder Workshops (im Juli und November 2019) dienten der Bedarfsschärfung und der Konkretisierung eines Kommunikationswerkzeugs „Plattform Aquakultur und Prädatoren“. Unter den TeilnehmerInnen waren jeweils VertreterInnen des Bundes und der Länder, aus den Bereichen Naturschutz und Landwirtschaft, sowie von NGOs und ProduzentInnenverbänden bzw. Landwirtschaftskammern, sowie einige Landes-Fischereisachverständige. VertreterInnen der einzelnen Bundesländer (sowohl vom Naturschutz als auch der Fischerei) waren, trotz Einladung zur Veranstaltung, unterrepräsentiert.

Im ersten Stakeholder Workshop (WS1) wurde, ausgehend von einer Darstellung der Bestandssituation des Fischotters, diskutiert, welche Voraussetzungen und Unterstützungen notwendig wären, um bundesweit eine gute Lösung des Konfliktes der Teichwirtschaft mit Fisch-Prädatoren erarbeiten zu können. Folgende Ziele wurden festgehalten:

- Gewünscht wird ein offenes Aufeinanderzugehen **Ziele**
- Länderübergreifender Austausch
- Möglichkeit des Informationsaustausches inkl. aktueller Studien
- Praxisaustausch über praktische Wege zum Thema Prädatoren-Erfahrungen von TeichwirtInnen und Aquakultur
- Erarbeitung anerkannter Fakten als gemeinsame Basis zu der alle Stakeholder stehen (vergl. Dialogforum Fischotter 2018 vom ÖNB)
- Installieren einer Fachgruppe, die Empfehlungen an die Politik formuliert
- Erarbeitung gemeinsamer, österreichweiter Rahmen/Managementpläne
- Kommunikation soll das Thema Fischotter in der Öffentlichkeit entschärfen

Als zentrale Inhalte wurden dabei genannt:

zentrale Inhalte

- Überblick über die österreichweit verfügbaren Informationen:
 - Offenlegung der Informationen durch die Bundesländer
- Austausch und Information über aktuelle Studien und Methoden zur Bestandserhebung der Fischotter
- Koordination von Managementmaßnahmen und -plänen
- Wissenschaftliche Begleitung aller Pläne, Maßnahmen und Eingriffe
- Wesentlich wird hier vor allem eine Arbeitsgruppe gesehen, die sich regelmäßig und mehrmals trifft.
- Ansetzen an bereits durchgeföhrten Dialogplattformen:
 - Ergebnisse des Dialogforums 2018 (im Rahmen des LE-Projektes) sind öffentlich unter <https://naturschutzbund.at/newsreader-36/items/es-gibt-an-naeherungen-beim-thema-fischotter.html> zu finden
 - Im Arbeitskreis NÖ wird versucht, politische Empfehlungen auszuarbeiten
- Berücksichtigung aller Prädatorenarten
- Informationsplattform
 - für alle einsehbar
 - Sammeln von Methoden
 - Sichtbarkeit von AnsprechpartnerInnen
 - Sammlung von Informationen

Als Hemmnisse und Herausforderungen wurden folgende Punkte identifiziert:

Hemmnisse und Herausforderungen

- Zeit- und Ressourcenbedarf
- In Niederösterreich gestaltet sich der stattfindende Prozess zu politischen Empfehlungen im Rahmen der Managementpläne Fischotter als schwierig und aufwendig
- Bundesweite Koordinierung ist wünschenswert. Allerdings gestaltet sich bereits die landesinterne Abstimmung als schwierig, sodass ein nationaler Schulterschluss eine große Herausforderung ist.
- Diskrepanz zwischen fachlich besetzten Arbeitskreisen und politischer Ebene der Entscheidungen

- Online-Plattform:
 - Ressourcenintensiv
 - Befürchtung, dass die einzelnen darauf gesammelten Daten (wie in der Fischotter-App) AquakulturbetreiberInnen nicht helfen
 - in einer Online-Plattform ist das Risiko hoch, dass nur einige wenige Personen Zeit investieren
- Eine Sammlung von Schadensmeldungen mittels eines Online-Tools wurde als problematisch angesehen:
 - Warnung vor der Veröffentlichung dieser Daten; starker Einblick in Betriebsdaten
 - Rechtlicher Datenschutz müsste hier vorab geklärt werden
 - Eindeutig durch den Fischotter verursachte Schäden auszumachen ist nicht einfach.
 - Zeitliche Frage – Meldung der Schäden erfolgt aus wirtschaftlichem Grund, nämlich in Hinblick auf eine Entschädigung. Da die BetreiberInnen zu dieser Zeit mit der Abfischung beschäftigt sind, gibt es kaum die zeitliche Verfügbarkeit, Schäden zu veröffentlichen.

Zusammenfassend wurde klar, dass derzeit der Nutzen einer Online-Unterstützung gemessen an dem dafür notwendigen Aufwand als gering eingestuft wird. Ein Austausch und die Koordination zwischen Bund und den Bundesländern untereinander und zwischen den Stakeholdern wird im Themenfeld Fischotter und Aquakultur als essentiell angesehen. Denn für die Entwicklung von über Bundesländergrenzen hinausgehende, einheitliche Methoden zur Bestandserhebung, Monitoring, Wissens- und Informationsstand über Maßnahmenentwürfe und Managementpläne wäre eine österreichweite Abstimmung hilfreich und wünschenswert.

**zweiter Stakeholder
Workshop**

Der zweite Workshop (WS2), zu dem derselbe Teilnehmerkreis eingeladen wurde, baute auf den oben beschriebenen Ergebnissen des ersten Stakeholder Workshops auf. Dabei kristallisierten sich zentrale Forderungen für die Fortsetzung des Kommunikationsprozesses zu Prädatoren in der Aquakultur heraus:

Zentrale Forderungen für einen Abstimmungs- und Koordinationsprozess zu „Aquakultur und Prädatoren“

- Ein klares Wollen und auch Umsetzen von Transparenz und Koordinierung in Abstimmungs- und Kommunikationsprozessen zu „Aquakultur und Prädatoren“ vor allem bei den Bundesländern ist notwendig. Nicht nur passiv, sondern auch aktiv muss eine offene Informationspolitik betrieben werden. Dazu gehört auch das Offenlegen von Ideen und evtl. strittigen Diskussionsthemen und Argumenten.
- Solide organisatorische und finanzielle Basis für den Koordinierungsprozess ist notwendig. Eine gemeinsame Finanzierung durch Bund und Bundesländer scheint sinnvoll.
- Die Verantwortung des Bundes als Initiator und für die vermittelnde Koordination wurde mehrfach angesprochen. Um die Bundesländer an Bord zu holen, sei ein Anschub durch den Bund notwendig.
- Schadensdokumentation und -anerkennung ist für die Klärung der Ist-Situation notwendig, bei entsprechenden Sachverständigen aber auch vorhanden. Die Dokumentationen sollten datenschutzkonform aufbereitet und veröffentlicht werden.

Ziele einer zukünftigen, erwünschten Koordinierung eines Abstimmungsprozesses zwischen Bund, Ländern und anderen Stakeholdern wurden formuliert:

- Methoden und Standards zu Bestandserhebungen und Schadenserhebungen bzw. Monitoring sind zu entwickeln und festzulegen
- Datenkonsistenz und Vergleichbarkeit von Informationen ist anzustreben
- Transparenz der Beschreibung der Problemlage und verfolgter Lösungsansätze und Erfahrungen sind zu unterstützen
- Dokumentation von „best practice“-Beispielen soll erfolgen
- Zusammenführung und Abstimmung bestehender Projekte
- Forschungsbedarf (z. B. über Faktoren für Mortalitäten, der Wirksamkeit von Präventivmaßnahmen, über verschiedene Entnahmemethoden etc.) ist zu formulieren und Projekte zu entwickeln
- Es soll eine österreichweite und internationale/europaweite Vernetzung zu dem Thema erfolgen
- Es sollten alle Arten von Fischprädatoren einbezogen werden
- Fischereiwirtschaft und Fließgewässerwirtschaft muss eingebunden werden
- Vorbereitung von Entscheidungsgrundlagen für Politik

Vorschläge für den organisatorischen Rahmen, in dem eine zukünftige Kommunikation zu Prädatoren und Aquakultur stattfinden kann:

- Ausreichend Ressourcen sind notwendig, um den Prozess auf eine solide Grundlage zu stellen. Eine Möglichkeit sei eine Basis-Finanzierung durch Bundesländer und Bund gemeinsam.
- Die Zusammenarbeit kann in Anlehnung an bestehende Bund-Länder Kooperationen gestaltet werden
- Anleihe kann am neuen „Österreichzentrum Bär/Wolf/Luchs“ genommen werden
- Eine zweistufige Mitgliedschaft kann möglicherweise hilfreich sein, um weitere Stakeholder wie NGOs, Wissenschaft etc. einzubinden

Die Ökologische Station Waldviertel (BAW) wird als Know-how-Zentrum in den Mittelpunkt gerückt. Dort werden bereits seit 2014 gutachterliche Daten zu Schäden gesammelt und Beratung zu Präventionsmaßnahmen durchgeführt. Solche Informationen sollten ausgewertet und anonymisiert veröffentlicht werden, wobei diese in der Schriftenreihe des Bundesamtes, in der Synopse Fischotter und in Österreichs Fischerei bereit zu einem gewissen Anteil veröffentlicht wurden. Die öffentliche Wahrnehmung der Schäden in der Teichwirtschaft könnte so verbessert werden.

Teilweise fehlen jedoch fachlich-wissenschaftliche Grundlagen für die Entwicklung von Managementmaßnahmen. Zum Beispiel herrscht bisher zu wenig Kenntnis über die Populationsdynamik und Mortalitätsfaktoren des Fischotters. Auch welchen Einfluss Entnahmen auf die Population haben, oder wie geeignete Fang- bzw. Jagdmethoden aussehen, ist noch zu wenig erforscht. Die Analyse von Mortalitätsfaktoren in Fischpopulationen oder die Weiterentwicklung von Schadensvermeidungsstrategien sind Themen, die vertiefend wissenschaftlich bearbeitet werden müssen, um fundiert Maßnahmen planen zu können. Alle Eingriffe und Versuche müssen zudem durch wissenschaftliche Begleitung auf Effektivität und Nebenwirkungen untersucht werden.

Ziele

Vorschläge für den organisatorischen Rahmen

Ökologische Station Waldviertel als Know-how-Zentrum

koordiniertes Vorgehen zielführend Jedoch wird ein weiteres zwischen allen Beteiligten koordiniertes Vorgehen sowohl von den BranchenvertreterInnen der Teichwirte als auch von Fischerei- und NaturschutzvertreterInnen verschiedener Verwaltungsebenen sowie von NGOs als zielführend und hilfreich angesehen. Rasches Handeln ist dabei angesichts der nach eigenen Aussagen existenzgefährdenden Situation für die Teichwirte und des Tempos der Entwicklungen gefordert. Der Bund kann als Initiator für eine Kooperation mit und unter den Bundesländern wirken.

4 MODUL 3: Identifikation von Hemmnissen und Potenzialen zur nationalen Fischproduktionssteigerung

Ziel der österreichischen Strategie „Aquakultur 2020“ ist es, die heimische Produktion von Süßwasserfischen deutlich zu steigern. Die Selbstversorgung mit regional produziertem Süßwasserfisch soll in Österreich von 34 % (Stand 2012) auf 60 % im Jahr 2020 erhöht werden (STATISTIK AUSTRIA 2018). Da die Aquakulturreproduktion gegenüber 2012 nur leicht angestiegen ist, war ein Ziel des Moduls 3 mittels Interviews die Einschätzung von Hemmnissen und Potenzialen der Aquakulturbetriebe offenzulegen.

Zusätzlich sind die Mitgliedstaaten gefordert biologische und ökonomische Daten zur Unterstützung der Common Fisheries Policy (CFP) bereitzustellen. Im Rahmen des Artikel 11 des Data Collection Framework (DCF) (EU) 1004/2017 wird vorgeschrieben, dass alle Mitgliedstaaten der Europäischen Union unter anderem die beschriebenen national gesammelten Daten vorlegen müssen. Ein weiteres Ziel des Moduls 3 war es daher, in einer quantitativen Befragung die folgenden umweltbezogenen Variablen zu erheben:

- Arzneimittel oder Behandlungen: nach Fischart in Gramm
- Mortalität in Prozent

Entsprechend soll dargelegt werden, inwieweit diese Daten für Österreich erhoben werden können und welche Herausforderungen sich bei der Erhebung in Österreich stellen.

Zur Bearbeitung der beiden Schwerpunkte des Moduls 3 wurde einerseits die Durchführung von qualitativen Interviews und andererseits die Erhebung der von der EU geforderten Umweltvariablen über quantitative Befragungen ausgewählt. Dafür wurde eine Stichprobe von 63 Betrieben ausgewählt, die bezüglich der Umweltdaten quantitativ befragt wurden. Aus dieser Stichprobe wurden vier Testbetriebe sowie 16 weitere Betriebe ausgewählt, die zusätzlich qualitativ interviewt wurden.

**Identifikation
mittels Interviews**

**quantitative
Erhebung**

4.1 Erhebung der Umweltvariablen

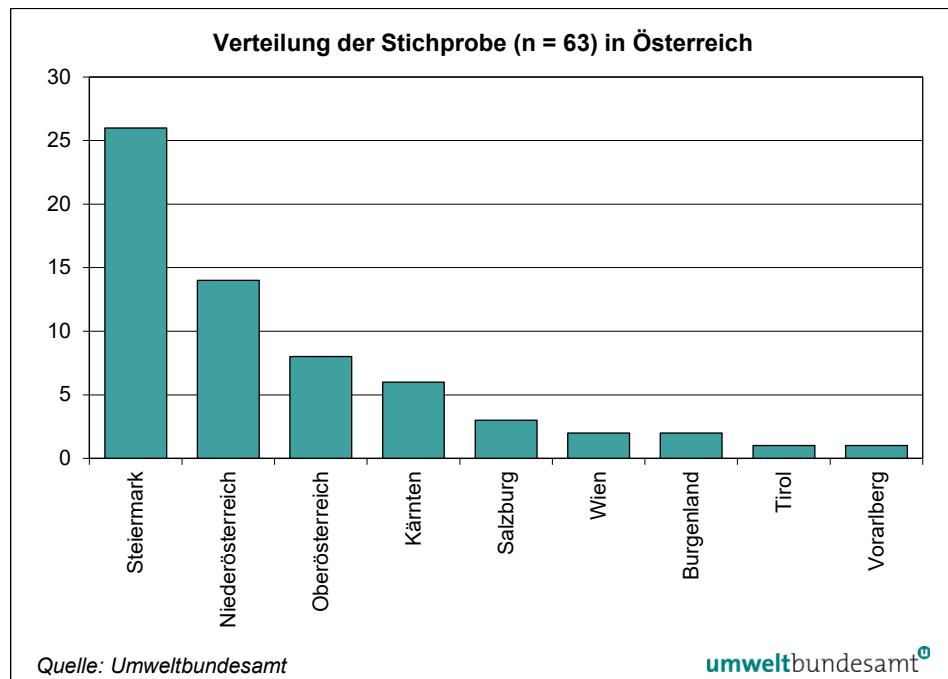
Die Abfrage der Umweltvariablen zur Unterstützung des CFP erfolgte über einen einfachen Fragebogen (siehe Anhang). Befragt wurden 63 Betriebe der Stichprobe, die durch das Joanneum Research im Rahmen der *Pilotstudie 3a zu den Erhebungsmöglichkeiten sozio-ökonomischer Daten in der österreichischen Fischerei und Aquakultur* ermittelt wurde (Abbildung 6).

**Abfrage mittels
Fragebogen**

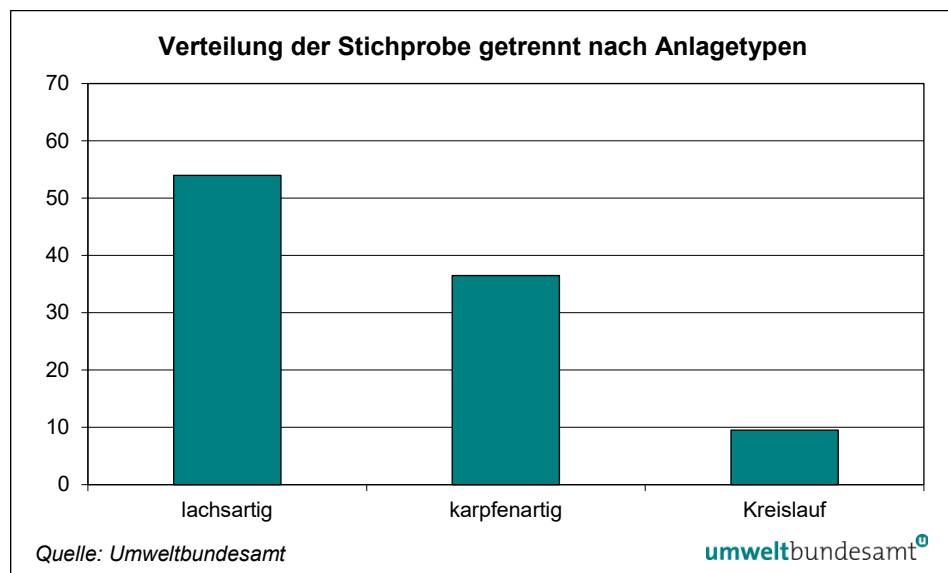
Die Gruppierung der Stichprobe erfolgte aufgrund der drei Charakteristika:

- Einteilung der Anlagentypen in karpfenartige (=Karpfenzuchtbetriebe), lachsartige (= Forellenzuchtbetriebe) und Kreislaufanlagen (siehe Abbildung 7)
- Umsatz 2013–2016 bzw. in einer zweiten Zuteilung Umsatz 2013–2017.
- Einteilung der Betriebe in Speisefisch bzw. Jungfisch.

*Abbildung 6:
Verteilung der
Stichprobe (n = 63)
in Österreich.*



*Abbildung 7:
Verteilung der
Stichprobe nach
Anlagetypen.*



Der Fragebogen (siehe Anhang) umfasste neben den Umweltvariablen *Mortalität in %* und *Medikamenteneinsatz in g* zudem detailliertere Fragen bezüglich Mortalität, Medikamenteneinsatz und gewünschtes Potenzial der Produktionssteigerung. Die Befragung fand direkt am Betrieb statt und der Fragebogen wurde in Anwesenheit eines Befragers von den BetreiberInnen selbst ausgefüllt. Die Befragung ergänzte die geführten Interviews.

4.1.1 Medikamenteneinsatz 2017

Medikamente wurden wie in Abbildung 8 ersichtlich in 19 % der befragten Betriebe eingesetzt.

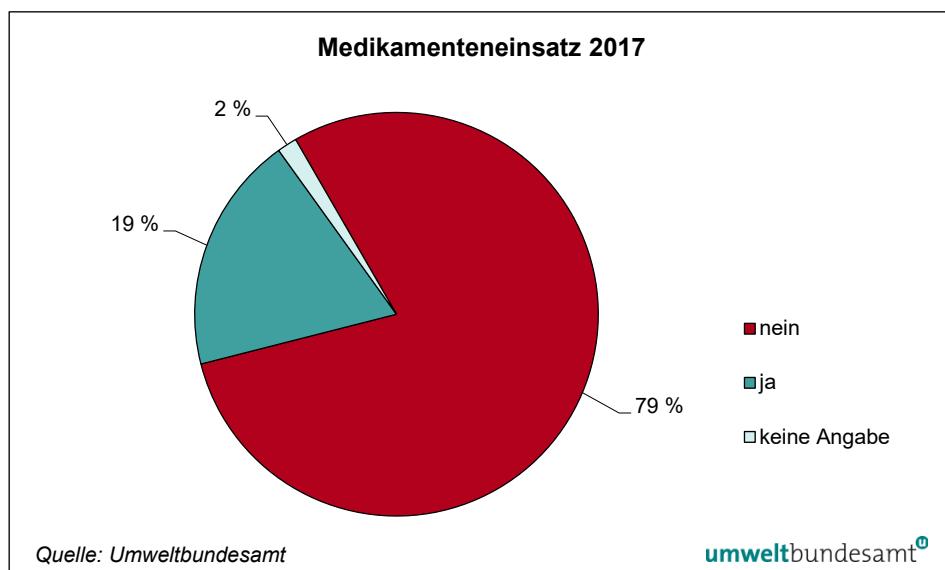


Abbildung 8:
Medikamenteneinsatz
2017.

Der Medikamenteneinsatz sollte von den Befragten in Kilogramm (kg) angegeben werden. Diese Einheit musste jedoch im Laufe der Befragung um den Medikamenteneinsatz in Liter (!) ergänzt werden, da angegebene Medikamente z. T. nur als Flüssigkeit verabreicht werden.

Die 19 % der Stichprobe, die im Jahr 2017 Medikamente im Betrieb eingesetzt haben, setzen sich zusammen aus:

- Zwei Angaben von einem Einsatz zwischen 1–5 kg
- Sechs Angaben von einem Einsatz von 1–20 l
- Vier fehlende Angaben hinsichtlich der Höhe des Einsatzes

Dabei wurde in unterschiedlicher Häufigkeit der Einsatz folgender Medikamente genannt:

- **Florfenicol und Florfenicollösung:** ist eine chlor- und fluorhaltige chemische Verbindung, die als Antibiotikum in der Tiermedizin eingesetzt wird. Sie wird als Injektionslösung intramuskulär oder subkutan bei Infektionen von Tieren verwendet. Der Stoff ist ein Breitbandantibiotikum mit Wirkung gegen grampositive und gramnegative Bakterien.
- **Selectan:** ist eine Florfenicol Injektionslösung.
- **Oxitetracyclin:** ist ein Breitbandantibiotikum das bei Fischen vor allem zur Behandlung von Infektionskrankheiten verwendet wird.
- **Badril:** Ist ein Antibiotikum zur Therapie von Infektionskrankheiten hervorgerufen durch Mykoplasmen sowie gramnegative und gewisse grampositive Bakterien. Der Wirkstoff ist Enrofloxacin aus der chemischen Klasse der Fluorochinolone. Die Substanz besitzt eine bakterizide Wirkung.

Häufigkeit der eingesetzten Medikamente

- **Penicilline:** sind eine Gruppe von antibiotisch wirksamen Substanzen, die sich strukturell von der 6-Aminopenicillansäure ableiten. Zu der Gruppe der Penicilline zählt man nicht nur biosynthetisch und teilsynthetisch hergestellte Penicilline sondern auch natürlich vorkommende Penicilline, die als sekundäre Stoffwechselprodukte von verschiedenen *Penicillium*-, *Aspergillus*-, *Trichophyton*- und *Streptomyces*-Arten gebildet werden. Penicillin wird in der Aquakultur als Breitbandantibiotikum gegen bakterielle Infektionskrankheiten verwendet. Obwohl es heute zahlreiche Bakterienstämme gibt, die gegen dieses Antibiotikum resistent sind, kann es noch immer erfolgreich eingesetzt werden.
- **Antibiotikalösungen:** finden in der Aquakultur Verwendung in der Behandlung von bakteriellen Erkrankungen von Fischen.
- **Impfstoffe:** werden vor allem zur Prophylaxe gegen virale und bakterielle Erkrankungen eingesetzt. Für die Gesundheit der Fische, insbesondere in Aquakulturanlagen, sind Impfungen von großem Wert, da hier die Gefahr von seuchenhaft verlaufenden Infektionskrankheiten mit bis zu 100 Prozent Verlusten besteht.

Desinfektionsmittel kein Medikament

Zudem wurde von vereinzelten Betrieben Chloramin T und Formalin als Medikament angegeben. Da es sich hierbei jedoch um Desinfektionsmittel handelt, die nicht als Medikament oder Behandlung gezählt werden, wurden diese Angaben aus der Stichprobe entfernt.

Desinfektion bedeutet totes oder lebendes Material in einen Zustand zu versetzen, in dem eine Infektion nicht mehr möglich ist. Im Gegensatz dazu ist ein Medikament oder Arzneimittel ein Stoff oder eine Stoffzusammensetzung, der bzw. die „zur Heilung oder zur Verhütung menschlicher oder tierischer Krankheiten bestimmt ist oder sich zur Beeinflussung physiologischer Funktionen eignet“. Diese Definitionen beruhen auf der ausführlicheren Formulierung in zwei grundlegenden gesetzlichen Regelwerken der Europäischen Union, den Richtlinien 2001/83/EG (Gemeinschaftskodex für Humanarzneimittel) und 2001/82/EG (Gemeinschaftskodex für Tierarzneimittel).

Die unterschiedlichen Angaben und die für Betriebe schwierige Abgrenzung zwischen Medikamenteneinsatz/Behandlung und Einsatz von Desinfektionsmitteln zeigen, dass in etwaigen zukünftigen Befragungen die Begriffe Desinfektionsmittel und Medikament bzgl. der Verwendung in der Aquakultur klar abgegrenzt werden müssen um eine Homogenität in der Erhebung der Umweltvariablen zu erreichen.

Zudem zeigt die Befragung, dass im Vorfeld geklärt werden muss, ob der Medikamenteneinsatz in Reinform oder als Lösung anzugeben ist.

Aufgrund der unterschiedlichen Angaben des Medikamenteneinsatzes 2017 in l und in kg ist im gegenständlichen Projekt keine Darstellung des Mittelwertes und der Standardabweichung möglich, da bei den eingesetzten flüssigen Medikamenten/Behandlungen nicht auf das Gewicht in kg rückgeschlossen werden kann.

Eine Abfrage des Medikamenteneinsatzes/Behandlungen ausschließlich in Gramm/Fischart kann nicht empfohlen werden, da so die Erfassung des Einsatzes von Flüssigkeiten ausgeschlossen wird.

sensibles Thema

Die Befragung zeigt, dass es sich beim Medikamenteneinsatz um ein sensibles Thema handelt. Daher ist es empfehlenswert, vorab die abzufragenden Inhalte und die Zielsetzung genau zu definieren und abzugrenzen, um eine Versachlichung des Themas zu erreichen.

4.1.2 Mortalitätsrate 2017

Die Mortalitätsrate der Fische in den befragten Anlagen liegt im Mittelwert bei 21,7 % mit einer Standardabweichung von 18,8 %. Die Verteilung der angegebenen Mortalitätsraten je Betrieb zeigen Abbildung 9 und Abbildung 10.

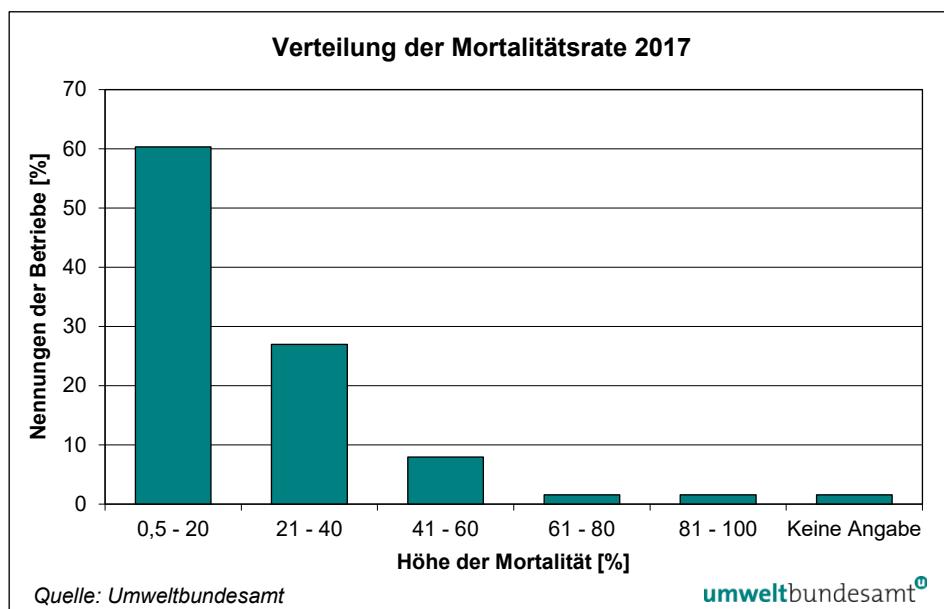


Abbildung 9:
Verteilung der Höhe der Mortalität (Stand 2017).

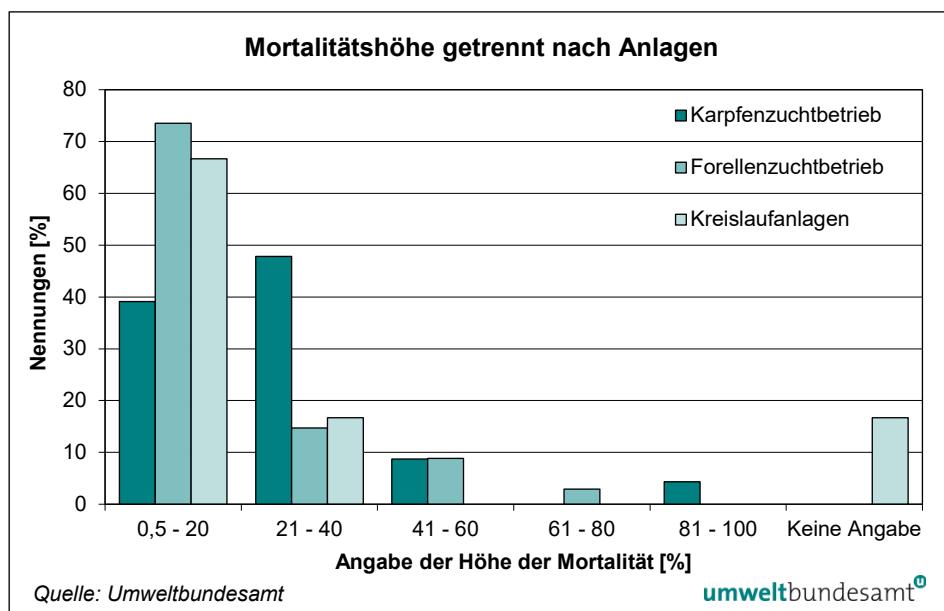


Abbildung 10:
Höhe der Mortalität [%]
getrennt nach
Anlagentypen
(Stand 2017).

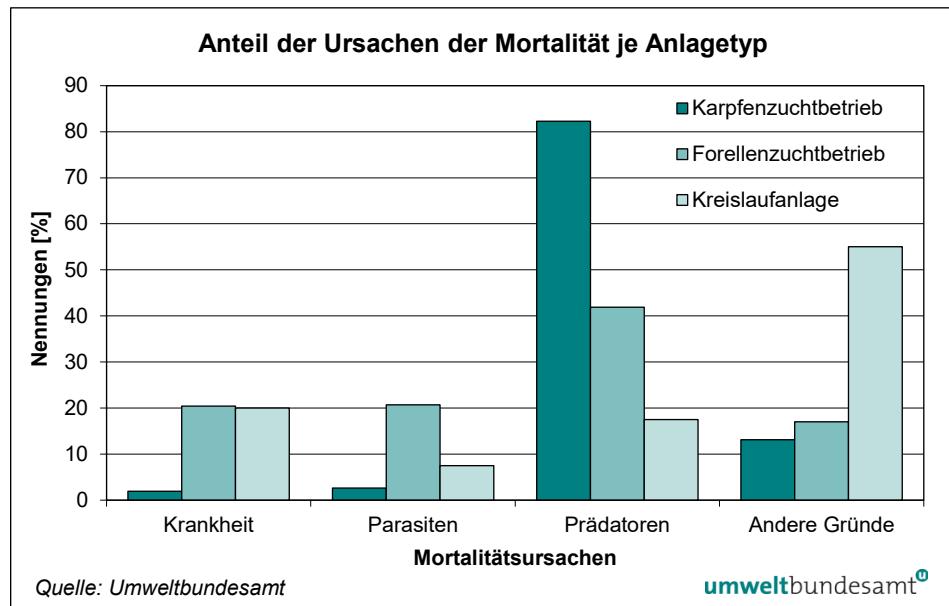
Dabei liegt die Mortalitätsrate in der Produktion der karpfenartigen Fische mit einem Mittelwert von 28,8 % und einer Standardabweichung von 20,5 % über dem Gesamtdurchschnitt der Mortalität von Fischen. In der Produktion der lachsartigen Fische befindet sich die Mortalitätsrate im Mittelwert bei 18,2 % mit einer Standardabweichung von 17,2 %. Kreislaufanlagen haben mit einer durchschnittlichen Mortalitätsrate von 12,7 % mit einer Standardabweichung von 12 % die geringsten Werte.

Verteilung der Mortalitätsursachen

Mortalitätsursachen

Die Mortalität je Anlagentyp lässt sich auf verschiedene Ursachen zurückführen, deren Verteilung in Abbildung 11 ersichtlich ist

Abbildung 11:
Durchschnittliche
Ursachen der Mortalität
2017 getrennt nach
Anlagentypen.



„Andere Gründe“ fasst folgende Mortalitätsursachen zusammen:

- Natürlicher Ausfall,
- Wetterextreme,
- Stress der Tiere,
- Sauerstoffmangel,
- Pilzerkrankungen,
- Wasserverschmutzung,
- Prädation durch andere Tiere (Katzen, Füchse, Biber etc.).

Abbildung 11 zeigt, dass Prädatoren auch in Kreislaufanlagen als Mortalitätsursache genannt wurden, obwohl dies auf Grund der technischen Beschaffenheit der Anlage höchst unwahrscheinlich ist. Der Grund für diese Angabe konnte nicht eruiert werden, es dürfte sich um eine Fehlangabe der Befragten handeln. Dieser Wert wird daher in einer weiterführenden Betrachtung nicht miteinbezogen.

Anteil verschiedener Prädatoren als Mortalitätsursache

Der Anteil den verschiedene Prädatoren an der Mortalitätsrate haben, ist in Abbildung 12 ersichtlich.

Prädatoren als Mortalitätsursache

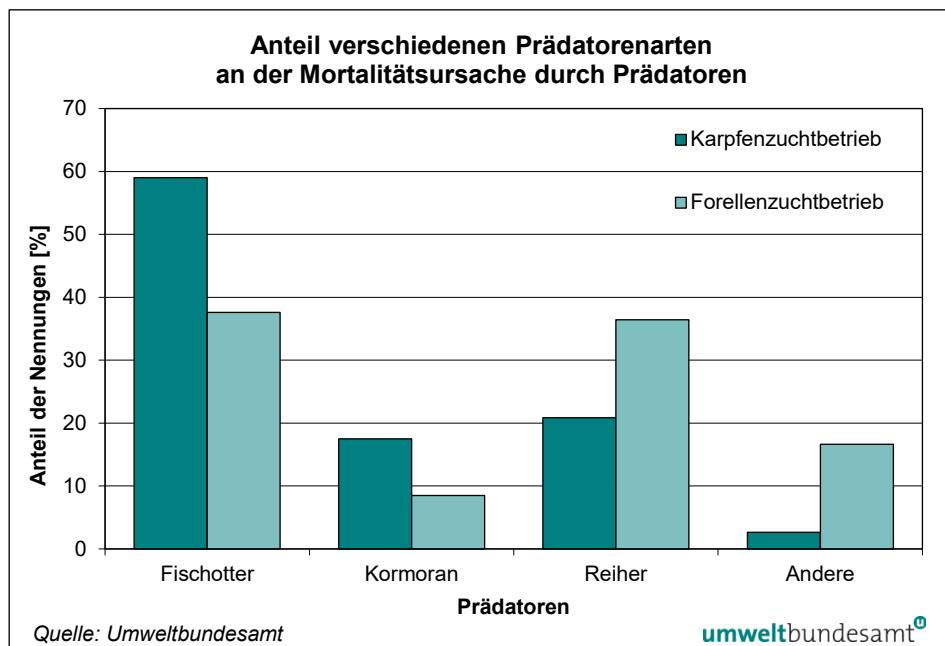


Abbildung 12:
Anteil verschiedener
Prädatorenarten an der
Mortalitätsrate (2017).

Als „andere Prädatoren“ bzw. „weitere Tiere“ wurden genannt:

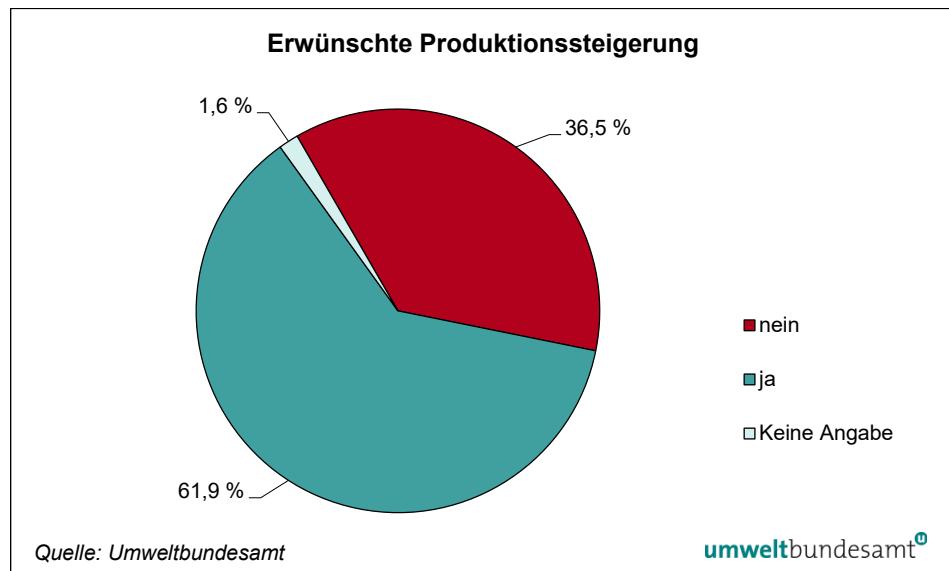
- Eisvogel,
- Gänsesäger,
- Eule,
- Wasservögel,
- Schwarzstorch,
- Seeadler,
- Wildenten,
- Krähen,
- Mink,
- Schlangen,
- Katzen.

4.1.3 Produktionssteigerung

Zum Abschluss wurde gefragt, ob sich die BetreiberInnen von Aquakulturanlagen eine Steigerung der Produktion wünschen, wenn Hindernisse, die derzeit eine Produktionssteigerung verhindern, nicht bestehen würden.

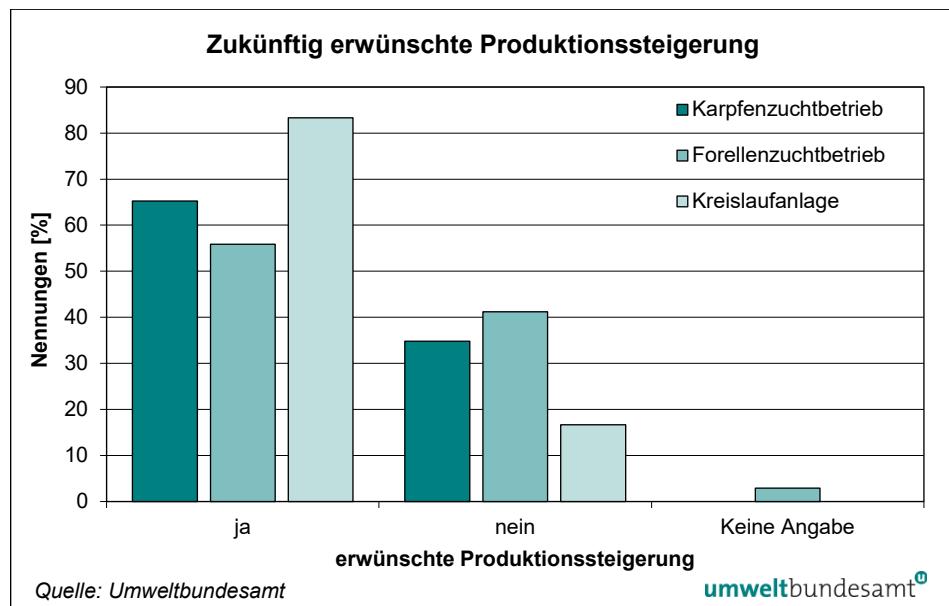
Wie in Abbildung 13 ersichtlich, können sich ca. 62 % eine Produktionssteigerung vorstellen, dagegen möchten ca. 37 % selbst bei Beseitigung möglicher Hindernisse ihre Produktion nicht steigern.

*Abbildung 13:
Zukünftig erwünschte
Produktionssteigerung
(Stand 2017).*



Werden die Analgentypen getrennt voneinander betrachtet, ergibt sich ein ähnliches Bild. Eine Steigerung der Produktion wird zum Großteil in den Betrieben jedes Anlagentyps favorisiert. Überraschend ist jedoch, dass sich nur knapp mehr als die Hälfte der Forellenbetriebe eine Steigerung der Produktion wünscht (Abbildung 15).

*Abbildung 15:
Zukünftig erwünschte
Produktionssteigerung
getrennt nach
Anlagentypen
(Stand 2017).*



4.2 Leitfadengestützte Interviews zur Erhebung von Hemmnissen und Potenzialen der österreichischen Aquakultur

Zusätzlich zu den Erhebungen der Umweltvariablen mittels eines Fragebogens wurden über Interviews die Hemmnisse und Potenziale der Aquakulturbranche aus Sicht einer zufällig ausgewählten Gruppe von österreichischen FischproduzentInnen gesammelt. Empfehlungen, Wünsche und Forderungen wurden in der Folge strukturiert und übersichtlich dargestellt.

Auf Basis von sozialwissenschaftlichen Methoden und dem einschlägigen Erfahrungswissen am Umweltbundesamt zu ExpertInneninterviews initiierte das Projektteam die Durchführung von Interviews.

**sozial-
wissenschaftliche
Methoden**

Im Rahmen der Steuerungsgruppensitzung am 19. Juli 2018 wurde der Umfang der finalen Liste an InterviewpartnerInnen von 15 auf 20 Betriebe erhöht. Es wurden vier Betriebe als Testbetriebe für den Leitfaden ausgewählt. Die Auswahl der weiteren 16 Betriebe basierte auf einer Zufallsauswahl aus der geschichteten Stichprobe der Aquakulturbetriebe auf Grundlage der LFBIS Daten (BMLRT 2016), die von Joanneum Research erstellt wurde. Die Interviews wurden direkt im Betrieb geführt und dauerten im Durchschnitt zwischen einer und eineinhalb Stunden.

20 Betriebe

Bei der Zufallsauswahl der InterviewpartnerInnen wurden folgende Kriterien berücksichtigt:

- Verteilung der Betriebe nach Produktionsarten
 - 8 Karpfenartige
 - 10 Lachsartige
 - 2 Kreislaufanlagen
- Geografische Verteilung orientiert an den Hauptproduktionsgebieten,
- Verteilung entsprechend der Produktionsmenge der Betriebe

Begleitet wurde die Kontaktaufnahme zu den Betrieben durch die Steuerungsgruppe, die das gesamte Projekt begleitete. Dabei wurden die Betriebe über den Obmann des Österreichischen Verbands für Fischereiwirtschaft und Aquakultur kontaktiert und um Teilnahme an der Befragung gebeten.

Kontaktaufnahme

Anhand eines Interviewleitfadens wurden die ausgewählten Aquakulturbetriebe zu ihren Meinungen und Standpunkten, was Hemmnisse, Potenziale und vor allem Empfehlungen anbelangt, befragt. Dabei stand die Beantwortung von drei Kernfragen im Vordergrund:

- Welche Hemmnisse für die Steigerung der Fischproduktion sieht der/die ProduzentIn?
- Welche Potenziale zur Steigerung der Fischproduktion sieht der/die ProduzentIn?
- Welche Empfehlungen zur Beseitigung der Hemmnisse und zur Entwicklung der Potenziale zur Produktionssteigerung kann der/die ProduzentIn geben?

Interviewleitfaden

Der Interviewleitfaden (siehe Anhang) wurde im Voraus an die Betriebe geschickt. Während der Befragung wurde der/die Interviewte gebeten, auch auf folgende Aspekte einzugehen, falls das in der Darstellung der Hemmnisse nicht bereits erfolgt ist:

- Wasserrechtliche Auflagen,

- Naturschutzrechtliche Vorgaben,
- Natürliche Bedingungen,
- Investitionen und Förderungen,
- Ausbildung und Beratung,
- Arbeitsbedingungen in der Fischereiwirtschaft,
- Vermarktung von Fisch,
- Fischkrankheiten und Bezug von Medikamenten,
- Klimatische Veränderungen.

Die Ergebnisse und Erkenntnisse der Interviews wurden am 24.9.2019 in einer Abschlussveranstaltung des Moduls 3 vorgestellt. Die TeilnehmerInnen hatten dabei die Möglichkeit, ihre Aussagen zu ergänzen und präzisieren.

4.2.1 Auswertung der Interviews

**Durchführung,
Auswertung,
Dokumentation**

Die Durchführung der leitfadengestützten Interviews begann im Juli 2018 und war im Jänner 2019 abgeschlossen. Im Anschluss an die Interviews wurden die Audio-Dateien transkribiert und die Mitschriften ausgewertet. Die Ergebnisse wurden in Tabellen zusammengeführt. Die Dokumentation dient als Grundlage für die Auswertung und Interpretation der Ergebnisse.

**Bedeutung der
Hemmnisse für
jeweiligen Betrieb**

Der Schwerpunkt der Auswertung lag auf der Erhebung der Bedeutung der unterschiedlichen Hemmnisse für die jeweiligen Betriebe. Dazu wurde die Anzahl der Nennungen eines Aspektes quantitativ vergleichend dargestellt – jeweils für die unterschiedlichen Anlagentypen (Forellenzuchtbetriebe, Karpfenzuchtbetriebe, Kreislaufanlagen), um etwaige Unterschiede nach Anlagentyp darstellen zu können. Die qualitative Auswertung enthält die Beschreibung der genannten Aspekte des jeweiligen Hemmnisses. Dabei stellt die Zahl in der Klammer die Anzahl der BetreiberInnen dar, die diesen Aspekt von selbst genannt haben. Auf einen Vergleich zwischen biologisch und konventionell geführten Betrieben wurde verzichtet, da bei den Salmonidenzuchtbetrieben der Stichprobenumfang der biologisch wirtschaftenden Betriebe zu gering war ($n = 1,5$). Bei den Karpfenzuchtbetrieben wurden die Unterschiede in der Bewirtschaftungsweise als marginal eingestuft. Anschließend an die Beschreibung des jeweiligen Hemmnisses werden die von den BetreiberInnen genannten Vorschläge zur Beseitigung der Hemmnisse dokumentiert.

Diskussion

In der anschließenden Diskussion wurden die Ergebnisse der Interviews mit den Aussagen der folgenden Projekte/Berichte/Dokumente verglichen:

- Fragebogenaktion des Verbands österreichischer Forellenzüchter (2008)¹²,
- ExpertInnenworkshops „Nachhaltigkeit in der Aquakultur“ (2016),
- Dialogplattform „Nachhaltigkeit in der Aquakultur“ (2017, 2019)¹³,
- Abschlussworkshop zum Modul 3 am 24. September 2019.

¹² Verband Österreichischer Forellenzüchter (2008): Befragung von Fischzüchtern über Erfolge, Probleme und Entwicklung des Wirtschaftszweiges Aquakultur. Nicht publiziert.

¹³ Dialogplattformen 2017 und 2019 widmeten sich dem Thema Nachhaltigkeit in der Aquakultur. Wien.

4.2.2 Hemmnisse in der nationalen Fischproduktion

Verteilt über alle Betriebe zeigt sich, dass vor allem Prädatoren, Klimawandel und wasserrechtliche Vorgaben die größten Hemmnisse aus Sicht der Interviewten darstellen. Jedoch wurden auch weitere Hemmnisse, wie naturschutzrechtliche Vorgaben, die zu Einschränkungen führen, der Bezug von Medikamenten, Krankheiten, Probleme bei Vermarktung und Absatz der Fischprodukte sowie Arbeitsbedingungen in einzelnen Interviews genannt (Abbildung 17).

Der Vergleich der Produktionstypen (Abbildung 17) hinsichtlich der Bedeutung der genannten Hemmnisse zeigt, dass Prädatoren für Karpfen- und Forellenzuchtbetriebe ein wesentliches Hemmnis darstellen. Zudem sind notwendige Investitionen und die damit verbundenen Förderungen vor allem für Karpfenzuchtbetriebe von Relevanz. Wasser- und naturschutzrechtliche Vorgaben treffen insbesondere Karpfen- bzw. Forellenzuchtbetriebe, nicht jedoch KreislaufanlagenbetreiberInnen. Hemmnisse aufgrund des Klimawandels sind vorrangig für Forellenzuchtbetriebe relevant, weniger für KarpfenzüchterInnen sowie KreislaufanlagenbetreiberInnen. Fischkrankheiten und Medikamenteneinsatz waren insbesondere für ForellenzüchterInnen ein Thema, ebenso wie die Frage eines geeigneten Standortes. Hingegen spielten Aspekte der Vermarktung sowie der Ausbildung und Beratung besonders für KreislaufanlagenbetreiberInnen eine große Rolle.

Keinen Einfluss auf die Produktionssteigerung in Kreislaufanlagen haben klimatische Veränderungen, Standortfragen oder die Naturschutz- bzw. Prädatorenproblematik.

Prädatoren, Klimawandel und wasserrechtliche Vorgaben

Hemmnisse nach Anlagenart

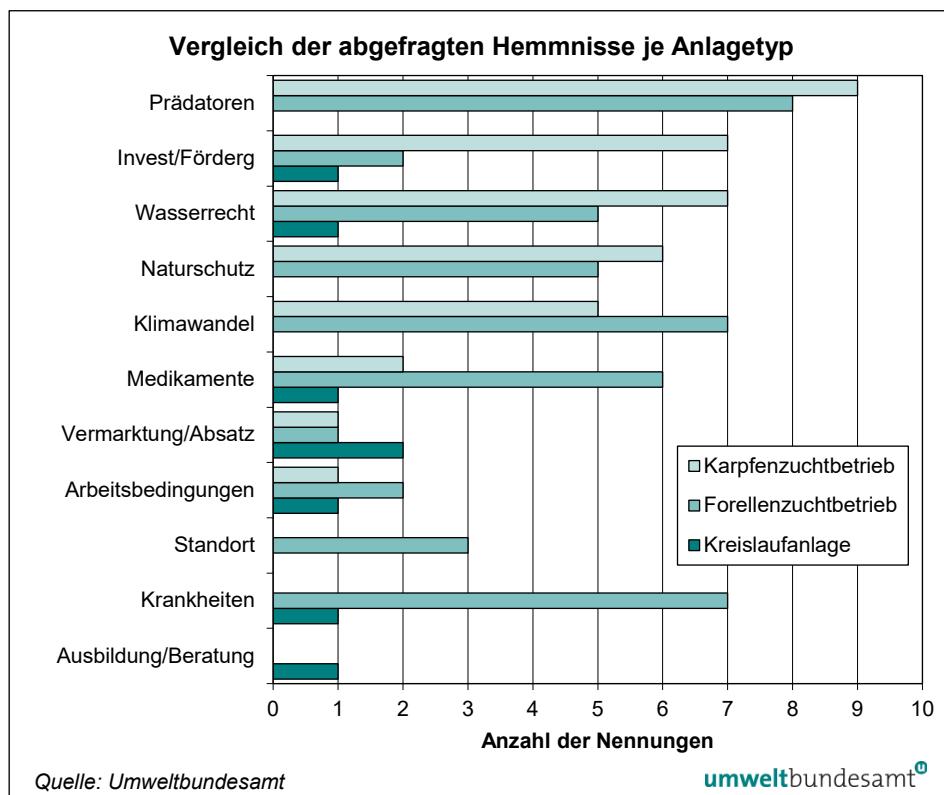


Abbildung 17:
Darstellung der
Hemmnisse nach
Anlagentypen.

In den folgenden Kapiteln 4.2.2.1 bis 0 wird auf die einzelnen Aspekte näher eingegangen.

4.2.2.1 Wasserrechtliche Vorgaben

Wasserrechtliche Vorgaben sind sowohl für den Teichbau als auch für die Errichtung von Durchflussanlagen relevant. Kreislaufanlagen werden aus der Wasserleitung gespeist und sind nicht unmittelbar an einen Vorfluter angeschlossen. Zudem werden Abwässer biologisch gereinigt und rezirkuliert. Daher wurden wasserrechtliche Vorgaben sowohl von Karpfen- als auch für Forellenzuchtbetriebe im Zuge der Interviews erwähnt, waren jedoch für Kreislaufanlagen nicht von Bedeutung.

genannte Hemmnisse

Dabei wurden folgende Aspekte von den BetreiberInnen als Hemmnis genannt (Anzahl der Nennungen in Klammer):

a) Wasserrechtliche Befristung bei der Neuvergabe bzw. im Zuge von Erweiterungsansuchen für Produktionsanlagen (10)

wasserrechtliche Befristung für Produktionsanlagen

Die verliehene Dauer des Wasserrechts wird als betriebswirtschaftlich zu kurz eingeschätzt, dadurch sind Investitionen nicht rentabel bzw. Betriebsübergaben schwierig. Zudem hemmt ein möglicher Verlust von unbefristeten Wasserrechten die BetreiberInnen Anträge auf Erweiterung zu stellen.

b) Zusätzliche bzw. strengere Auflagen aufgrund neuer wasserrechtlicher Vorgaben, z. B. durch die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (8)

neue wasserrechtliche Vorgaben

Die BetreiberInnen schätzten die Umsetzung der Vorgaben, wie z. B. Maßnahmen für den Hochwasserschutz bzw. die verpflichtende Anbringung einer Fischtreppe aus der Wasserrahmenrichtlinie als technisch und finanziell aufwändig ein. Dabei standen auch sukzessive Einschränkungen von genehmigten Entnahmemengen aus dem Vorfluter bei gleichzeitiger Erhöhung der vorgeschriebenen Restwassermengen im Vorfluter im Vordergrund. Auch wurden Diskrepanzen zwischen den zugeteilten Wasserentnahmemengen und der jeweils relevanten Anlagengröße festgestellt, die einen weiteren Betrieb der Anlage erschweren.

c) Dauer und Kosten der wasserrechtlichen Verfahren (4)

wasserrechtliche Verfahren

Die BetreiberInnen stellten lange wasserrechtliche Verfahrensdauern sowie eine Abhängigkeit der Vergabedauer von der Bezirkszugehörigkeit fest. Zudem wird angemerkt, dass die für Erweiterungen bzw. den Neubau notwendigen Vorleistungen (z. B. Planerstellung oder technische Berichte) hohe Kosten mit sich bringen. Die dafür notwendigen Planungskosten werden je nach Anlage als genauso hoch wie der Bau der neuen Anlage eingeschätzt.

d) Fehlende Planungssicherheit bei wasserrechtlichen Verfahren „Man kann sich nie sicher sein was bei der Verhandlung rauskommt“ (3)

fehlende Planungssicherheit bei Verfahren

Die angemerkt fehlende Planungssicherheit bezog sich auf die Anzahl und Dauer der wasserrechtlichen Bewilligung bei der Wiederverleihung, insbesondere im Vergleich zu bereits bestehenden Wasserrechten des jeweiligen Betreibers. Zudem wurde bemängelt, dass im Vorfeld einer Verhandlung oft unklar ist, welche zusätzlichen Auflagen zu erfüllen sind. Eine gewisse Willkür hinsichtlich der Vergabemenge bzw. -dauer auf Basis des Wasserrechts wurde festgestellt. Zudem sind bei den Verfahren zunehmend auch andere Interessen (Angelfischerei, Trinkwasser) zu berücksichtigen, die einen weiteren Unsicherheitsfaktor für den Ausgang des Verfahrens darstellen. Auch die prinzipielle Möglichkeit einer Ablehnung von Ansuchen stellte für die BetreiberInnen ein Hemmnis dar.

e) Praxisferne Auflagen („Die Leute, die die Gesetze machen, sollten aus der Praxis kommen“) (2)

Mehrere Beispiele für – aus Sicht der BetreiberInnen – praxisferne Auflagen wurden genannt:

- Die Heranziehung eines rechnerischen Höchsthochwassers für die Festlegung von Hochwasserschutzmaßnahmen scheint oft nicht nachvollziehbar zu sein.
- Die Anbringung von Vorrichtungen beim Teichzulauf, um ein Einschwemmen von Wasserorganismen in die Anlage zu verhindern (z. B. Gitter o. ä.) verlangt aufwändige und häufige Kontrollen sowie Reinigungsmaßnahmen.
- Die Vorgabe, dass beim Bespannen des Teiches eine Restwassermenge in den Nachfluter rinnen muss, führt zum Risiko von Fischverlusten.

**praxisferne
Auflagen**

Zur Beseitigung der genannten Hemmnisse aufgrund von wasserrechtlichen Vorgaben wurden von den BetreiberInnen verschiedene Vorschläge gemacht.

**Vorschläge zur
Beseitigung der
Hemmnisse**

Hinsichtlich einer für den Betrieb geeigneten Dauer der verliehenen Wasserrechte reichten die Angaben von einer Nicht-Befristung des Wasserrechts, über die Dauer von mindestens einer Generation oder mindestens 20 Jahre. Insgesamt wäre eine längere Wasserrechtsdauer wünschenswert.

Die BetreiberInnen forderten zudem eine vermehrte Unterstützung vonseiten der Behörden in Wasserrechtsverfahren, denn „*die Behörde sollte ein guter Begleiter des Produzenten sein und nicht die Institution, die Produktion hemmt*“.

Ein weiterer Aspekt betraf die verbesserte Planungssicherheit bei Anträgen für die Errichtung bzw. Erweiterung von Anlagen. Dabei sollten klare Kriterien für die Wasserentnahmemengen und somit Produktionskapazität eines Vorhabens definiert werden. Weniger Komplexität bzw. mehr Realitätsnähe bei der Vorschreibung von Auflagen wären wünschenswert.

Ein/e BetreiberIn schlug eine bundesweit einheitliche Anwendung der Leitlinien für die Errichtung von Aquakulturanlagen vor.

Ein/e weitere(r) BetreiberIn schlug Ausnahmegenehmigungen für Fischzuchtanlagen bei der Umsetzung von Vorgaben durch die WRRL vor und zwar hinsichtlich a) der Entnahme von Wasser aus dem Vorfluter, sowie eine bessere Abstimmung von Vorgaben zu Restwasser im Vorfluter und Wasserbedarf der Aquakulturanlage und b) der Durchgängigkeit des Gewässers bei Fischzuchtanlagen. Denn „... *wenn die WRRL nicht geändert wird, dann werden wir in den nächsten Jahren von der Produktion her zurückfallen ...*“).

Schlussendlich wurde auch eine Bevorzugung von kleinen, direkt vermarktenden Betrieben bei der Vergabe von Bewilligungen als wünschenswert erwähnt.

Wasserrechtliche Vorgaben sind laut Auskunft der ProduzentInnen ein wesentliches Hemmnis der Aquakulturproduktion. Bereits in der Fragebogenaktion des Verbands der österreichischen Forellenzüchter im Jahr 2008 wurde festgestellt, dass wasserrechtliche Verhandlungen oft in nicht nachvollziehbaren Auflagen münden sowie zunehmend mehr Auflagen vonseiten der BetreiberInnen zu erfüllen sind. In dieser Umfrage von 2008 stellten fehlende Wasserrechte bereits einen Grund für die Betriebsaufgabe dar. Geeignete wasserrechtliche Voraussetzungen wurden bereits damals als wesentliche Maßnahme der Produktionserhöhung genannt. Großzügige Wasserrechtsvergaben und -dauern sowie geringe Restwassermengen wurden bereits 2008 gefordert, um die Rentabilität der

getätigten Investitionen zu gewährleisten. Auch die Installation einer fachlich versierten vermittelnden Stelle zwischen ProduzentInnen und Behörden wurden bereits zu diesem Zeitpunkt erwähnt.

Wasserrechtliche Probleme bei der Bewilligung neuer Teichanlagen wurden bereits im Rahmen des ExpertInnenworkshops „Nachhaltigkeit in der Aquakultur und Teichwirtschaft 2016“ insbesondere für die Salmonidenproduktion angesprochen, sowie die Erneuerung des Leitfadens für die wasserrechtliche Genehmigung neuer Anlagen hervorgehoben.

Im Rahmen der Dialogplattformen „Nachhaltigkeit in der Aquakultur“ 2017 und 2019 waren wasserwirtschaftliche Rahmenbedingungen eines der diskutierten Schwerpunktthemen, bei dem die unterschiedlichen Ansichten der Stakeholder vorgebracht wurden. Die wesentlichen Aspekte wie Restwassermengen, Wiederverleihung von Wasserrechten, Dauer wasserrechtlicher Genehmigungen, Konflikte mit den Vorgaben aus der WRRL, sowie die nötige fachliche Unterstützung und Beratung der AntragstellerInnen durch Leitfäden bzw. KoordinatorInnen wurden bereits bei diesen Veranstaltungen diskutiert. Für letzteren Aspekt wurde insbesondere eine Checkliste für ProjektwerberInnen für die Antragstellung als hilfreich erachtet.

Wie auch bei der Abschlusspräsentation des Moduls 3 festgehalten, werden zur Unterstützung der ProduzentInnen einheitliche und bundesweit gültige Leitlinien für die Antragstellung begrüßt, sofern diese sowohl vom BMLRT als auch von Seiten der Bundesländer Akzeptanz finden. Zudem wird die Einbindung von FachexpertInnen für die wasserrechtliche Antragstellung vorgeschlagen.

4.2.2.2 Naturschutzrechtliche Vorgaben

Naturschutzrechtliche Vorgaben sind sowohl für Karpfen- als auch für Forellenzuchtbetriebe relevant.

genannte Hemmnisse Folgende Aspekte wurden von den BetreiberInnen als Hemmnis genannt (Anzahl der Nennungen in Klammer):

a) Notwendige Maßnahmen aufgrund von Schäden durch geschützte Arten (Fischotter, Biber) (9)

Schäden durch geschützte Arten Durch geschützte Arten (Fischotter bzw. Biber) entsteht den BetreiberInnen ein hoher Aufwand (z. B. durch Beseitigung von Biberdämmen, Produktionsausfälle durch Fischotter etc., siehe auch Kapitel 4.1.2). Die finanziellen Aufwände zur Abschreckung bzw. der direkte Produktionsausfall durch bestimmte Arten (insbesondere Fischotter), aber auch indirekte Auswirkungen, wie der geringere Besatz von Naturgewässern aufgrund der Fischotterproblematik, führen zu sinkendem Absatz von Besatzfisch und schlagen sich in erhöhten Kosten bzw. einer verringerten Produktivität (bzw. auch Produktqualität) des Betriebes wieder.

Die ProduzentInnen merkten an, dass es keinen gesamtheitlichen Zugang zur Bewältigung des Problems gibt, unter anderem aufgrund der unterschiedlichen Vorgangsweisen in unterschiedlichen Bundesländern (z. B. Ottermanagement). Auch die Einschränkung des individuellen Handlungsspielraumes beim Umgang mit Fischprädatoren (keine Möglichkeit der Eigenentnahme) wurde als hemmend für die Produktion angesehen.

b) Einschränkung des Handlungsspielraums in Schutzgebieten (3)

Die BetreiberInnen erwähnten den fehlenden Handlungsspielraum in Schutzgebieten (z. B. Natura-2000-Gebieten). In diesen ist teilweise Fischzucht nicht möglich bzw. gibt es Einschränkungen hinsichtlich der verwendbaren Arten für die Produktion (z. B. keine Bach- oder Seeforelle).

Schutzgebiete

**c) Vorgaben hinsichtlich der Durchgängigkeit von Gewässern (3)
bzw. zu verbleibender Restwassermengen im Vorfluter (2)**

Vorgaben aus der Qualitätszielverordnung Ökologie zur Durchgängigkeit der Fließgewässer stellen für Fischzuchtbetriebe ein Hemmnis bzw. einen unerwünschten Zustand dar. Laut BetreiberInnen kann eine Durchgängigkeit zu einer Krankheitsübertragung von Wildtieren auf die Zuchtfische führen. Zudem stellen die Vorgaben hinsichtlich der zu verbleibenden Restwassermengen im natürlichen Gewässer ein Hemmnis dar, da diese zu geringeren erlaubten Wasserentnahmемen für die Produktion bei der Bewilligung von Anlagen führen können.

**Vorgaben
hinsichtlich
Durchgängigkeit
von Gewässern**

**d) Ablehnung von Standorten aufgrund des Vorkommens
geschützter Arten (1)**

Die Ablehnung von geeigneten Standorten für die Fischzucht aufgrund naturschutzrechtlicher Vorgaben wurde als weiteres Hemmnis genannt. Klassische Teichstandorte (z. B. vernässte Wiesen) werden heutzutage als potenzielle Standorte für die Fischzucht häufig nicht mehr genehmigt, da diese oft naturschutzrechtlich geschützt sind oder Schutzobjekte aufweisen.

geschützte Arten

Die folgenden Vorschläge zur Beseitigung der Hemmnisse aufgrund naturschutzrechtlicher Vorgaben wurden von den interviewten BetreiberInnen genannt:

**Vorschläge zur
Beseitigung der
Hemmnisse**

a) Bestandsregulation von Prädatoren (6)

Die Bestandsregulation der Prädatorenpopulationen (z. B. Fischotter, Reiher) wurde als notwendige Maßnahme zur Beseitigung des Hemmnisses genannt: „*Es ist absolut notwendig, dass wir das Otterschutzprogramm umwandeln in ein Karpfenschutzprogramm*“. Dabei wurde von den BetreiberInnen eine nachhaltige Dezimierung bzw. das Bereitstellen von Möglichkeiten der Regulierung der Prädatorenpopulation zumindest ab einem bestimmten Schadensdruck als notwendig erachtet. Ein Abschuss wurde nur für problematische Einzelindividuen (z. B. Fischotter, die in Aquakulturanlagen eindringen) gefordert: „*... es geht nicht darum alle Otter abzuschießen, es geht darum, dass beim Naturschutz ankommt, es ist der Zenit erreicht ...*“. Nach Beseitigung der Fischmortalitäten aufgrund der Prädatoren wird ein gewisser Wachstumseffekt in der Produktion angenommen: „*Es gibt automatisch a doppelte Menge an Fisch, wenn ich nur da a bissl an Riegel verschieb.*“.

**Bestandsregulation
von Prädatoren**

b) Ausgleichszahlungen für Maßnahmen zum Schutz vor Prädatoren (3)

Ausgleichszahlungen für die Kosten von Maßnahmen zum Prädatorenschutz wurden als sinnvolle Maßnahme erachtet. Derartige Ausgleichszahlungen (z. B. Einzäunhilfen) sollten jedoch kostendeckend gestaltet werden.

**Ausgleichs-
zahlungen**

c) Ausgleichssysteme für Prädatoren (2)

**Ausgleichssysteme
für Prädatoren**

Es wurde angemerkt, dass eine Verbesserung des Nahrungsangebotes in Naturgewässern sowie Verbesserungen der Habitate der Naturgewässer, die nicht zur Aquakulturproduktion genutzt wurden, zu einer Verringerung des Prädatorandrucks auf die Fischereiwirtschaft beitragen kann. Dies könnte z. B. über die Errichtung von Hochwasserrückhaltebecken, die gleichzeitig als Ausgleichshabitate für Prädatoren dienen, erreicht werden. Diese Maßnahmen können jedoch nur über den Zusammenschluss mehrerer BetreiberInnen erfolgen.

d) Abwägung von Interessen bei der Standortwahl (1)

Standortwahl

Die Berücksichtigung der Produktionssituation bei der Abwägung naturschutzfachlicher Interessen sowie der Fischzuchtinteressen im Rahmen der Genehmigung von Standorten für die Errichtung von Fischzuchten wird als notwendig erachtet (z. B. bei Vorkommen naturschutzfachlich geschützter Arten an einem Standort). Zudem wird in ausgewiesenen Naturschutzgebieten eine Produktionserweiterung nicht als möglich bzw. sinnvoll erachtet.

e) Österreichweit einheitliches Naturschutz- und Jagdgesetz (1)

**einheitliches
Naturschutz- und
Jagdgesetz**

Ein österreichweit einheitliches Naturschutz- bzw. Jagdgesetz würde eine bundesweite Vereinheitlichung der Vorgangsweise im Umgang mit naturschutzrechtlich geschützten Prädatoren und damit gleiche Voraussetzungen für die ProduzentInnen gewährleisten.

f) Ausnahmen für Fischzuchten von den Vorgaben der WRRL (1)

**Ausnahmen bei
Vorgaben der WRRL**

Ein/e BetreiberIn schlug vor, Fischzuchten von den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG) hinsichtlich der Durchgängigkeit der Fließgewässer bzw. der vorgeschrriebenen Restwassermengen auszunehmen

Das Thema der (naturschutzrechtlich geschützten) Fischprädatoren steht nach wie vor im Vordergrund als Hemmnis der österreichischen Aquakulturbraanche. Sogenannte „Fischfresser“ wurden bereits bei der Fragebogenaktion des Verbandes österreichischer Forellenzüchter im Jahr 2008 als Problemursache von 44 % der befragten ProduzentInnen genannt, wobei auf naturschutzrechtlich geschützte Arten wie z. B. den Fischotter verwiesen wurde. In der Dialogplattform *Nachhaltigkeit in der Aquakultur 2017* wurde das Thema Fischprädatoren – insbesondere Fischotter – als Schwerpunktthema bearbeitet. Es wurden unterschiedliche Ansichten der Stakeholder zur weiteren Vorgangsweise präsentiert. Modul 2 des gegenständlichen Projektes widmet sich im Detail diesem Thema (Kapitel 3). Aufgrund der Ergebnisse der Interviews sowie der Ergebnisse anderer Workshops (z. B. ExpertInnenworkshop zur Nachhaltigkeit in Aquakultur und Teichwirtschaft 2016) sind Ausgleichszahlungen für Präventivmaßnahmen und für Ausfall in Kombination mit der Vereinheitlichung der Förderbedingungen in allen Bundesländern ein wesentlicher Aspekt zur Beseitigung des Hemmnisses. Auch eine objektivere Abwägung von Interessen (Naturschutz vs. Fischproduktion) bei der Antragstellung könnte durch eine verbesserte Schulung bzw. entsprechende Leitlinien erreicht werden.

4.2.2.3 Natürliche Bedingungen für die Produktionserweiterung – Standortwahl

Standorte mit ausreichender Wasserverfügbarkeit (in geeigneter Menge und Qualität) wurden von den ProduzentInnen als wesentliche Voraussetzung für die Fischproduktion identifiziert. Ausschließlich ForellenproduzentInnen erwähnten diesen Aspekt jedoch als konkretes Hemmnis ihrer Produktion; für Karpfenzuchtbetriebe und KreislaufanlagenbetreiberInnen stellen natürliche Bedingungen für die Produktionserweiterung kein Hemmnis dar. Thematisiert wurde im Speziellen folgender Aspekt:

a) **Fehlende Verfügbarkeit von geeigneten Wasserläufen/Standorten für die Forellenzucht (3)**

Laut ProduzentInnen sind geeignete und wirtschaftlich sinnvolle Standorte bereits besetzt bzw. geeignete Wasserläufe für größere Anlagen kaum verfügbar: „*die besten Plätze sind schon von Fischzuchten besetzt*“. Die Verfügbarkeit von geeigneten Standorten für Fischzuchten wurde jedoch regional unterschiedlich eingeschätzt. Es wurde angemerkt, dass sich die generelle Verknappung an landwirtschaftlicher Fläche auch hemmend auf die Fischproduktion auswirkt.

**keine geeigneten
Wasserläufe für
Forellenzucht**

Im Zuge der Fragebogenaktion des österreichischen Verbandes der Forellenzüchter im Jahr 2008 wurde die Schlussfolgerung getroffen, dass ungenutzte Wasserressourcen für die österreichischen ForellenzüchterInnen vorhanden sind. In diesem Zusammenhang sind die Ergebnisse der Potenzialerhebung im Rahmen des Projektes AquaNovum zu erwähnen, die den ProduzentInnen einen ersten Überblick über mögliche Gebiete in Österreich, die als Standorte für Aquakulturanlagen in Frage kommen, bieten soll. Die Standortfrage ist für FischzüchterInnen wesentlich, um den Erfolg einer Fischzuchtanlage zu garantieren. Die Bestellung einer juristisch und fachlich kompetenten koordinierenden Person zwischen AntragstellerIn und genehmigender Behörde zur Abklärung von Fragen hinsichtlich der Eignung von Standorten zur Errichtung von Fischzuchten, sowie den damit verbundenen Auflagen, wäre hierfür hilfreich.

**Projekt AquaNovum
– mögliche
Standorte für
Aquakulturanlagen**

4.2.2.4 Investitionen und Förderungen

Notwendige Investitionen und damit verbundene Förderungen stellten insbesondere für Karpfenzuchtbetriebe aber auch für Forellenzuchtbetriebe ein relevantes Hemmnis dar.

Dabei wurden folgende Aspekte genannt, die die BetreiberInnen an einer zufriedenstellenden Weiterführung ihres Betriebs hindern:

**genannte
Hemmnisse**

- das Auslaufen von Fördergeldern des EMFF-Fonds innerhalb einer Förderperiode, was keine weiteren Investitionen mehr ermöglicht;
- der bürokratische Aufwand bei Fördereinreichungen;
- das notwendige Zusammenspiel der Faktoren Förderungen, Eigentumsrechte und Wasserrechte als Voraussetzungen für Investitionen;
- die zu geringen Förderquoten bzw. die Ablehnung von Förderansuchen im Rahmen von EMFF-Förderungen;
- die national unterschiedlichen Förderquoten, z. B. beim EMFF-Fonds; die Änderung von Förderbedingungen – z. B. die Nichtförderung von Arbeitszeit;
- lange Re-Finanzierungszeiten von Investitionen, die zum Teil nur über andere Nutzungen möglich sind (z. B. Schotterabbau, Tourismus);

- praxisferne Förderauflagen (z. B. die notwendige Aufbewahrung von bereits defekten Geräten als Nachweis);
- die Benachteiligung kleiner Betriebe z. B. durch Mindestteichgrößen von 1 ha als Kriterium für Förderung;
- die generelle Benachteiligung von Teichflächen gegenüber anderen landwirtschaftlichen Flächen und der damit fehlende Anreiz für die Fischproduktion.

Vorschläge zur Beseitigung der Hemmnisse

Zur Beseitigung der Hemmnisse wurde eine Reihe von Vorschlägen vorgebracht:

- Förderung kleiner traditioneller Betriebe anstatt großer Investoren mit hohen, aber kurzfristigen Gewinnerwartungen – z. B. über eine Vorreihung;
- Fischereiwirtschaftliche Erfahrung als Kriterium für den Bezug von Fördergeldern;
- Rechtsicherheit durch längerfristige Investitionszusagen;
- die Einrichtung eines Beratungsgremiums für Förderungen mit ExpertInnen aus unterschiedlichen fischereiwirtschaftlichen Disziplinen, wie z. B. Fischgesundheitsdienst, FachtierärztInnen aber auch PraktikerInnen aus der Fischzucht;
- insbesondere die KreislaufanlagenbetreiberInnen wünschen sich eine Berücksichtigung der technischen Entwicklung der Fischereiwirtschaft bei der Vergabe von Förderungen, damit neue, innovative Projekte umgesetzt werden können;
- die Förderung gemeinschaftlicher Anschaffungen (z. B. Fahrzeuge oder Erntehilfen);
- eine Anpassung der Förderquoten, wie sie auch in anderen Mitgliedstaaten durchgeführt wurde (z. B. in CZ);
- bessere Kontrolle der Fördergelder, um Insolvenzen zu verhindern (z. B. im Zusammenhang mit Kreislaufanlagen);
- die Einbeziehung ökologischer Leistungen der Teichwirtschaft (z. B. Hochwasserretention, Erhaltung des Landschaftsbildes) in die Förderkriterien;
- die Versicherungsmöglichkeit von betrieblichen Investitionen, wie sie in anderen Mitgliedstaaten möglich ist;
- ein Ausgleich der Unverhältnismäßigkeit zwischen landwirtschaftlichen und teichwirtschaftlichen Fördersätzen;
- der Einsatz einer Ansprechperson von behördlicher Seite für die AntragstellerInnen.

In der Karpfenzucht stellt das Förderwesen ein emotional belasteteres Thema dar als in der Forellenzucht, was wahrscheinlich daraus resultiert, dass seltener aber dafür höhere Investitionen getätigten werden müssen. Vor allem EU-weit unterschiedliche Förderbedingungen führen zu Wettbewerbsverzerrungen zwischen den einzelnen Mitgliedstaaten.

4.2.2.5 Ausbildung oder Beratung

Hemmnisse aufgrund unzureichender Ausbildung von MitarbeiterInnen und Beratung der ProduzentInnen war ausschließlich für KreislaufanlagenbetreiberInnen von Relevanz. Von diesen wurde angemerkt, dass die Beratung hinsichtlich der Genehmigung einer neuen Anlage von Behördenseite verbesserungswürdig sei.

Von den Forellen- und KarpfenzüchterInnen gab es zu dieser Thematik folgende Anmerkungen:

- Die Ausbildung wird teilweise als zu wenig praxisbezogen bzw. nicht zeitgemäß eingeschätzt.
- Die Beratung durch die zuständigen Kammern bzw. Behörde wird als unzureichend erachtet.
- In Österreich fehlt es an Forschung und innovativen Ansätzen in der Fischzucht.
- Generell steht bei der Ausbildung die Fischereiwirtschaft in Konkurrenz zur Landwirtschaft.
- Zudem gibt es einen generellen Facharbeitermangel.

**genannte
Hemmnisse**

Um die derzeitige Ausbildungssituation zu verbessern, wurden folgende Vorschläge gebracht:

- eine Aquakultur-Ausbildung auf universitärem Niveau, wobei auch eine Vernetzung mit anderen Ausbildungseinrichtungen – vor allem im Ausland – wünschenswert wäre (4)
- das Einbringen neuer Aspekte (neue, innovative Ansätze) in die Ausbildung
- eine generelle Aufwertung des Berufsbildes, z. B. über einen höheren Bekanntheitsgrad
- die Förderung von vertiefender Forschung im Aquakulturbereich, insbesondere in den Bereichen der Futtermittelproblematik bzw. der Fischkrankheiten
- die Förderung von Weiterbildung für die FischzüchterInnen, z. B. über den Ausbau bestehender Einrichtungen (z. B. Scharfling, Edelhof, ökologische Station Waldviertel)
- die Förderung der Rotation von Lehrlingen zwischen unterschiedlichen Betrieben.

**Vorschläge zur
Beseitigung der
Hemmnisse**

Die Beratung könnte gestärkt werden durch:

- eine verbesserte Beratung durch die Kammern/Verbände – z. B. eine eigene Ansprechperson für FischzüchterInnen in der Landwirtschaftskammer
- mehr wissenschaftliche Beratung
- umfangreichere Beratung im Bereich Vermarktung

Auch wenn Ausbildung und Beratung im Aquakulturbereich nicht als spezifisches Hemmnis bei der gegenständlichen Befragung identifiziert wurde, ist ein Verbesserungsbedarf nach wie vor ein relevantes Thema der Aquakulturbranche. Bereits 2008 wurde im Zuge der Fragebogenaktion des österreichischen Verbandes der Forellenzüchter das Thema Weiterbildung abgefragt. Der Großteil der BetreiberInnen wünschte sich Weiterbildung, insbesondere durch Fachliteratur, Informationen von Verbänden, Kurse oder Tagungen. Zudem wurde die Verbesserungswürdigkeit der Beratung von Seiten der Verbände und auch die fehlende Praxisnähe der einschlägigen fischereiwirtschaftlichen Literatur genannt. Die Schaffung eines Institutes für die österreichische Fischzucht wurde angeregt. Insbesondere wurde im Rahmen der Dialogplattform zur Nachhaltigkeit in der Aquakultur und Teichwirtschaft auch bereits die unzureichende universitäre Forschungslandschaft im Bereich der Aquakultur erwähnt. Allerdings wurde im Rahmen des Abschlussworkshops zur Vorstellung der Interviewergebnisse festgehalten, dass Beratung nicht die primäre Aufgabe der zuständigen Behörden ist, sondern diese Aufgabe von anderen Institutionen wahrgenommen werden muss.

**Wunsch nach
Weiterbildung**

4.2.2.6 Arbeitsbedingungen in der Fischproduktion

Die Arbeitsbedingungen stellen für die befragten FischzuchtbetreiberInnen kein wesentliches Hemmnis für die Produktion dar. Dennoch wurden einige allgemeine Aspekte genannt, die hemmend auf die Produktion wirken können:

genannte Hemmnisse

- die schweren körperlichen Anforderungen sowie der Schwerpunkt auf arbeitsintensiven, manuellen bzw. wenig technisierten Tätigkeiten, inklusive Wochenendarbeit, die einer „work-life-balance“ entgegensteht
- das Fehlen von geeignetem Fachpersonal sowie die Notwendigkeit der Inanspruchnahme von LeiharbeiterInnen (z. B. per Maschinenring)
- die Überbezahlung von Mitarbeitern und die hohen Mindestlöhne im Kollektivvertrag

Vorschläge zur Verbesserung

Als mögliche Verbesserung der Situation wurde vorgeschlagen, anstatt einer Flächenförderungspolitik eine Personenförderungspolitik umzusetzen.

Im Zuge der Diskussion der Ergebnisse der Interviews in der Abschlusspräsentation von Modul 3 wurde betont, dass der generelle Facharbeitermangel insbesondere auch die Fischzuchtbranche betrifft. Allerdings wurde die geäußerte Kritik einiger BetreiberInnen hinsichtlich zu hoher Mindestlöhne in den Kollektivverträgen kritisch hinterfragt, da der Mindestlohn im Kollektivvertrag generell als niedrig eingeschätzt wird, was wiederum aufgrund der geringen Attraktivität der Bezahlung zu einem FacharbeiterInnenmangel beitragen kann.

4.2.2.7 Absatz- bzw. Vermarktungsmöglichkeiten

In den Interviews stellte der Absatz bzw. die Vermarktung der Fischprodukte in Karpfenzucht- bzw. Forellenzuchtbetriebe ein eher nachrangiges Hemmnis dar. Im Gegensatz dazu nannten die interviewten KreislaufanlagenbetreiberInnen die Vermarktung ihrer Fischprodukte als mögliches Hemmnis für ihre Produktion bzw. die Erweiterung. Insgesamt wurden folgende hemmende Faktoren genannt, die eine Steigerung der Produktion bremsen können:

hemmende Faktoren

- Die ausländische Konkurrenz am Fischsektor führt zu einem hohen Preisdruck, z. B. durch den Verkauf von tschechischen Karpfen, türkischer Forelle und allgemein durch den Verkauf von Meeresfisch.
- Die inländische Konkurrenz führt teilweise zu einem schwierigen Zugang zu Vermarktungsmöglichkeiten, wenn größere Betriebe Marktplätze besetzen.
- Karpfenprodukte kämpfen nach wie vor mit einem geschmacklichen Imageproblem beim Konsumenten.
- Die Absatzchancen von Karpfen und Forellen sind ungleich verteilt. Während Forellen ganzjährig absetzbar sind, sind die Absatzchancen im Handel für Karpfen limitiert (vorrangig um die Weihnachtszeit).
- Strenge Auflagen und Kontrollen bei Ab-Hof-Verkauf (z. B. hinsichtlich der Etikettierung).
- Herkunftscontrollen insbesondere im Fischzukauf.
- Es kommt immer wieder zu Trittbrettfahrern bei Markenfisch, die sich in der Vermarktung an die Marke hängen, auch wenn sie nicht unter diesem Siegel produzieren – z. B. „Waldviertler Karpfen“.
- Ökologische Leistungen der Produktion – vor allem der Teichwirtschaft – werden nach wie vor durch den Preis nicht abgegolten.

- Der Besatzfischverkauf ist aufgrund der Fischotterproblematik rückläufig.
- Vor allem bei Kreislaufanlagen wird der Preis von wenigen Schlachthöfen bestimmt.

Zudem nannten die interviewten KreislaufanlagenbetreiberInnen die fehlenden Vermarktungsmöglichkeiten ihrer Fischprodukte als einen wesentlichen hemmenden Faktor für eine Produktionserweiterung.

Um die Situation in diesem Bereich verbessern zu können, wurden Vorschläge und Forderungen benannt:

- Eine verstärkte Bewusstseinsbildung des Konsumenten hinsichtlich der regionalen Erzeugung von Fisch bzw. Nutzung von geschützten Ursprungsbezeichnungen von Produkten
- Eine Imageaufbesserung hinsichtlich der geschmacklichen Qualität von Karpfenprodukten
- Verwertungsmöglichkeiten für tierische (Fisch-)Abfälle für die ProduzentInnen
- Eine Entbürokratisierung des Ab-Hof-Verkaufs sowie die Stärkung der Direktvermarktung für kleine Betriebe
- Verbesserter Kundenkontakt sowie Einholung von Feedback vom KundInnen
- Die Beibehaltung der dezentralen Schlachtungsmöglichkeiten für Fischzuchtbetriebe
- Verbesserte Beratung durch die Landwirtschaftskammer
- Die Kennzeichnung von ausländischer Ware (inkl. Zukauf)
- Der Aufbau von Vertriebsinfrastrukturen („Lagerhaus-ähnlich“), v. a. für KreislaufanlagenbetreiberInnen.

Vorschläge zur Verbesserung

In der Dialogplattform zur Nachhaltigkeit in der Aquakultur und Teichwirtschaft wurde ein Herkunftsnnachweis von heimischem Fisch als notwendig erachtet, um die inländische Produktion zu stärken. Auch wurden die sinkenden Marktpreise angesprochen, sowie die gute Nachfrage nach Biofisch thematisiert. Obwohl laut der Fragebogenaktion des Verbandes der österreichischen Forellenzüchter der Großteil der heimischen FischzüchterInnen seine Produkte noch an Privatkunden lieferte, sind in letzter Zeit eine Reihe von Vermarktungsinitiativen (z. B. „Gute Wahl Fisch“, Karpfen-Kampagne etc.) entstanden, um heimische Fischprodukte zu bewerben. Allerdings stellen heimische Fischprodukte im Handel nach wie vor ein Nischenprodukt dar und die steigende Nachfrage wird daher im Handel vorrangig durch ausländische Ware abgedeckt. Damit die österreichischen FischproduzentInnen diese Lücke füllen können, müssen in Österreich erst die entsprechenden Rahmenbedingungen geschaffen werden, um den spezifischen Anforderungen an Fischprodukte des Handels entsprechen zu können (z. B. Verkauf nur als Filet und nicht im Ganzen, Verfügbarkeit entsprechender Mengen etc.).

Herkunftsnnachweis für heimischen Fisch

4.2.2.8 Krankheiten und Medikamenteneinsatz

Krankheiten stellen kein Hemmnis in der Produktion karpfenartiger Fische dar. Allerdings ist das Auftreten von Krankheiten – sofern nicht massiv vorhanden – in Fischteichen oft schwer abschätzbar (siehe Kapitel 4.1.1). In den Interviews stellte sich heraus, dass Fischkrankheiten von KarpfenproduzentInnen häufig nicht separat erfasst und nur im Rahmen der Angabe einer Gesamt mortalität berücksichtigt werden. Hingegen werden von ForellenzüchterInnen spezifisch

durch Krankheiten verursachte Mortalitäten genauer erfasst und benannt. Für die interviewten KreislaufanlagenbetreiberInnen spielen Krankheiten eine untergeordnete Rolle, da sich viele Krankheitserreger aufgrund der niedrigen pH-Werte der Anlage nicht ausbreiten können.

Vorschläge zur Beseitigung der Hemmnisse

Zur Beseitigung von Hemmnissen durch Krankheiten wurden folgende Aspekte genannt:

- einwandfreie Grundhygiene der (eigenen und zugekauften) Fische sowie Einhaltung von Hygienekonzepten
- gute, stressfreie Haltungsbedingungen
- vorbeugende Maßnahmen (z. B. Einsatz von Desinfektionsmitteln)
- Verfügbarkeit von geeigneten Medikamenten zur Krankheitsbekämpfung

Die Interviews zeigten, dass der Bezug von Medikamenten besonders für ForellenzüchterInnen eine Rolle spielt. KarpfenzüchterInnen greifen eher auf präventive Maßnahmen wie die Kalkung von Teichen zurück und setzen durch extensive Haltung auf ein Vorbeugen vor Fischkrankheiten und einen minimierten Medikamenteneinsatz. Die Kreislaufanlagenbetriebe gaben an, wegen der biologischen Filteranlage keine Medikamente einsetzen zu müssen.

genannte hemmende Faktoren

Dennoch wurden in den Interviews folgende hemmende Faktoren im Zusammenhang mit Fischkrankheiten und Medikamenteneinsatz benannt:

- Ein Therapienotstand bei Fischkrankheiten ist feststellbar und für einige Krankheiten fehlen nach Verboten bestimmter Medikamente (z. B. Malachitgrün) die Alternativen.
- Der Zeitraum zwischen der Diagnose der Erkrankung und dem tatsächlichen Medikamenteneinsatz ist zu lang, um Produktionsausfälle zu vermeiden.
- Das Risiko einer Betriebssperre besteht bei anzeigenpflichtigen Krankheiten.
- Es gibt eine Unterversorgung an auf Fischkrankheiten spezialisierten Betreuungstierärzten.
- Eine Zunahme von Fischkrankheiten aufgrund der Klimaerwärmung ist zu erwarten.
- Der Einsatz von Medikamenten ist bei Erkrankung oft nicht wirtschaftlich.

mögliche Lösungswege

Hingewiesen wurde dabei auf folgende mögliche Lösungswege:

- Anpassung der Fischseuchen-Verordnung bezüglich der kommerziellen Verwertung regenerierter Fische, da derzeit Fische aus einem Seuchenbetrieb nur unmittelbar zur Tötung bzw. Schlachtung in Verkehr gebracht werden dürfen.
- Adaptierung des Arzneimittelrechts hinsichtlich der Widmung von geeigneten, fischspezifischen Arzneimitteln.
- Ein ausgebautes Beratungsnetz durch Tierärzte oder Beratungsinstitutionen.

Bereits in der Fragebogenaktion der österreichischen ForellenzüchterInnen im Jahr 2008 war die Fischgesundheit bzw. die Verfügbarkeit von Medikamenten und Therapien ein großes Thema. Schon damals wurden Schwierigkeiten in der Medikamentenbeschaffung und auch ein Therapienotstand für bestimmte Fischkrankheiten festgestellt. Zudem wurde auch im ExpertInnenworkshop, in dem die Ergebnisse der Interviews vorgestellt und diskutiert wurden, betont, dass es sich hierbei nach wie vor um ein großes Thema handelt. Vor allem die Verfügbarkeit von Medikamenten stellt ein Problem dar und ein intensiverer Austausch mit Tierärzten wird als notwendig erachtet.

4.2.2.9 Prädatoren

Alle KarpfenproduzentInnen bzw. viele ForellenproduzentInnen nannten in den Interviews Prädatoren als wesentliches Hemmnis ihrer Produktion. Aufgrund der räumlichen Abgeschlossenheit geben KreislaufanlagenbetreiberInnen keinerlei Einschränkungen ihrer Produktion durch Prädatoren an.

In Karpfen- und Forellenzuchtbetrieben kann der Einfluss von Fischprädatoren sehr maßgeblich für die Motivation sein, den Betrieb aufrechtzuerhalten:

Einflüsse durch Fischprädatoren

- Produktionsausfälle bis hin zu Totalverlusten
- Beschädigungen, Verletzungen, „angefressene“ bzw. „angeschlagene“ Fische
- Krankheitsübertragung durch Wildtiere, die in die Anlage gelangen, um dort Fisch zu jagen
- Folgeschäden im Frühjahr durch gestresste Fische bzw. fehlende Kondition der Fische unter anderem aufgrund der fehlenden Winterruhe
- Ausfall des Besatzfischmarktes
- Erheblicher finanzieller Aufwand durch Einzäunung, Überspannungen und Zaunwartungen

Vorschläge zum Umgang mit Prädatoren finden sich wegen der Überschneidung der Themen im Kapitel 4.2.2.2.

Eine umfassende Erhebung von Mortalitäten in Aquakulturen aufgrund von Prädatoren bzw. Fischkrankheiten wurde bis dato in Österreich noch nicht durchgeführt. Die quantitativen Ergebnisse aus dem vorliegenden Projekt geben dazu einen ersten Anhaltspunkt (siehe Kapitel 4.1.2).

Schäden durch Prädatoren in der österreichischen Aquakultur wurden bereits wiederholt bei den unterschiedlichsten Veranstaltungen diskutiert. Bei der Fragebogenaktion des Verbandes österreichischer Forellenzüchter 2016 wurden sogenannte „Fischfresser“ als Problemursache von mehr als 40 % der befragten BetreiberInnen angegeben. Auch wurde dieses Thema beim ExpertInnenworkshop „Nachhaltigkeit in Aquakultur und Teichwirtschaft“, sowie der Dialogplattform „Nachhaltigkeit in der Aquakultur“ 2017 intensiv diskutiert (siehe auch Kapitel 4.2.2.2).

4.2.2.10 Klimatische Veränderungen

Die Auswirkungen des Klimawandels sind für viele österreichische Fischzuchtbetriebe bereits spürbar und wurden als relevante Hemmnisse für die Aquakultur identifiziert. Insbesondere ForellenzüchterInnen erwähnten die Auswirkungen klimatischer Veränderungen als produktionshemmend. Dies lässt sich möglicherweise mit der höheren Toleranz karpfenartiger Fische gegenüber höheren Wassertemperaturen bzw. einem veränderten Wasserchemismus erklären.

In Zusammenhang damit wurden von den Interviewten folgende Beobachtungen und Bedenken geäußert:

genannte Beobachtungen und Bedenken

- kontinuierlicher Rückgang der Wassermenge, sowohl in Teichen als auch in Fließgewässern
- häufiges Auftreten extremer Wetterverhältnisse; Trockenphasen wechseln sich mit konzentrierten Niederschlagsphasen bzw. Überschwemmungseignissen ab
- Anstieg der Wassertemperaturen (auch im Quellwasserbereich)

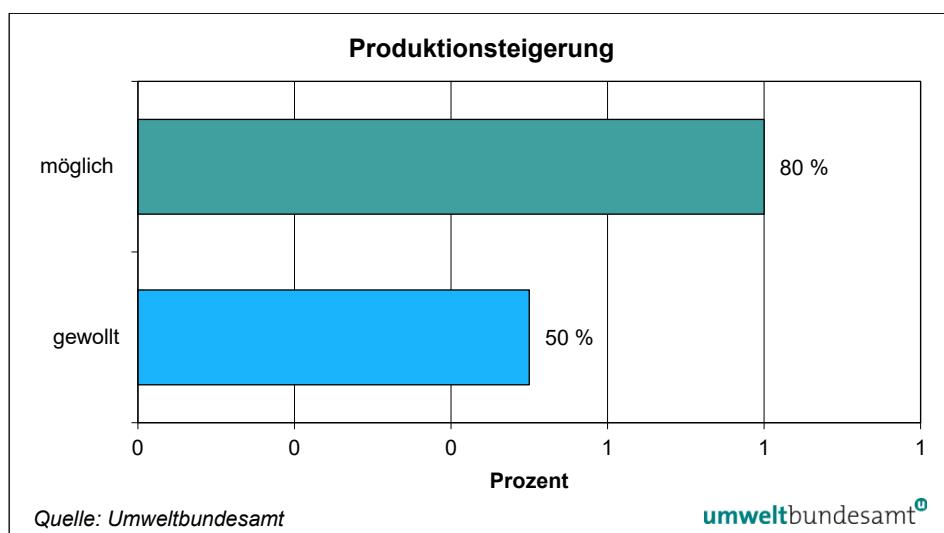
Befürchtungen bei KarpfenproduzentInnen	Die interviewten KarpfenproduzentInnen äußerten folgende Befürchtungen aufgrund der klimatischen Änderungen <ul style="list-style-type: none">● keine Genehmigung für Fischteiche z. B. bei Niedrigwasserstand in Naturgewässern aufgrund vorgeschrriebener Restwassermengen● zunehmend schwierigere Befüllbarkeit von Teichen, besonders von Himmelsteichen● zu wenig Wasser für Hälterungen● notwendige Reduktion von Fischbesatzdichten● Fischverluste (aufgrund von Sauerstoffproblemen bei hohen Temperaturen) bzw. Gewichtsverluste aufgrund der Einstellung der Fütterung● vermehrte Prädatorenproblematik, vor allem durch milde Winter und eisfreie Flächen● Notwendigkeit technische Maßnahmen (z. B. Belüftung der Teiche)
Befürchtungen bei ForellenproduzentInnen	ForellenproduzentInnen befürchten dagegen: <ul style="list-style-type: none">● negative Auswirkungen für die Haltung und Vermehrung bestimmter Fischarten (v. a. Seesaibling)● die Notwendigkeit (technischer) Maßnahmen wie z. B. die Verschmälerung von Fließkanälen, die Re-Zirkulation von Wasser oder der Einsatz von Grundwasserpumpen● Fischverluste, besonders durch hohe Temperaturen oder Ausschwemmungen bei Überschwemmungsereignissen● physikalisch Beeinträchtigungen der Anlagen, z. B. durch Blockaden von Zuläufen und Einschwemmung von Schmutzwasser● sinkender Grundwasserspiegel in Naturgewässern, dadurch werden Restwassermengen immer häufiger
kein Hemmnis bei KreislaufanlagenbetreiberInnen	Die interviewten KreislaufanlagenbetreiberInnen sehen den Klimawandel nicht als hemmenden Faktor für die Produktion. Dennoch könnte es sein, dass Wasserkühlung als technische Maßnahme gegen zu hohe Temperaturen eingesetzt werden muss.
Möglichkeiten zur Absicherung der Produktion	Von den BetreiberInnen wurden zur Absicherung der Produktion folgende Möglichkeiten genannt: <ul style="list-style-type: none">● Eine Versicherungsmöglichkeit für kritische Wassersituationen (Überschwemmungen bzw. Niedrigwasserstände)● Die (finanzielle) Unterstützung individueller Notfall-Maßnahmen (z. B. für Grundwasserpumpen etc.)● Die Anerkennung von Fischteichen als regionale Klimapuffer● Rasche Bewilligungen von Hochwasserschutzprojekten In der Dialogplattform „Nachhaltigkeit in der Aquakultur“ 2019 wurden bereits die Ergebnisse der gegenständlichen Befragungen zum Klimawandel vorgestellt und die Herausforderungen des Klimawandels für die österreichische Aquakultur diskutiert. Die Befragungen zeigten hierbei auf, dass bereits erste Notfall- und Anpassungsmaßnahmen durch die FischzuchtbetreiberInnen aufgrund des Klimawandels vorgenommen wurden. Herausforderungen durch und der Umgang mit dem Klimawandel wurden dabei als dringlich zu behandeln angesehen.

Im Rahmen des ExpertInnenworkshops, in dem die Ergebnisse der Interviews präsentiert wurden, wurde zudem auf den Zusammenhang zwischen vermehrt auftretenden Fischkrankheiten und den Klimawandel hingewiesen. Als erster Schritt wurde eine Unterstützungs- bzw. Versicherungsmöglichkeit von Notfallmaßnahmen aufgrund von klimatischen Extremereignissen gefordert. Generell wurde weiterer Forschungsbedarf hinsichtlich der Auswirkungen des Klimawandels auf die Fischzucht in Österreich festgestellt.

4.2.2.11 Potenziale

Die qualitative Erhebung der Produktionspotenziale differenzierte zwischen der generellen Möglichkeit einer Produktionserhöhung der jeweiligen FischzuchtbetreiberInnen (grün) und ihrem Willen, die Produktion auch tatsächlich zu erhöhen (blau) (Abbildung 19).

mögliche und gewollte Produktionssteigerung



*Abbildung 19:
Gegenüberstellung der möglichen und gewollten Produktionssteigerung.*

Insgesamt sahen 80 % der ProduzentInnen ein Potenzial für eine Steigerung in ihrem Betrieb, aber nur die Hälfte der BetreiberInnen äußerte ihre Absicht, die Produktion steigern zu wollen. Diese Diskrepanz ist sowohl bei den Karpfen- als auch den ForellenzüchterInnen ähnlich groß ausgeprägt. Im Gegensatz dazu ist keine Diskrepanz zwischen der Möglichkeit und dem Willen einer Produktionserhöhung bei den zwei befragten KreislaufanlagenbetreiberInnen zu erkennen. Zu den Ergebnissen der quantitativen Befragung zu einer möglichen Produktionssteigerung siehe Kapitel 4.1.3.

Die befragten ProduzentInnen erwähnten gewisse Voraussetzungen für eine mögliche Steigerung der Produktion.

Voraussetzungen für eine Produktionssteigerung

Für die ForellenproduzentInnen ist die Wasserverfügbarkeit sowie verfügbares Wasserrecht wesentlich, gefolgt von der Möglichkeit der Intensivierung sowie der Verfügbarkeit von entsprechenden Fördermöglichkeiten und einer schnellen behördlichen Abwicklung.

Für KarpfenproduzentInnen ist eine Produktionssteigerung vorrangig über den Bau bzw. die Erweiterung von Teichanlagen, jedoch weniger über Intensivierungsmaßnahmen zu erreichen.

Hingegen wollen KreislaufanlagenbetreiberInnen neue Kreislaufanlagen entweder selbst errichten oder über Vertragslandwirte errichten lassen.

Betriebs- wirtschaftliche Ziele

Viele der Interviewten gaben zudem an, dass sie zudem andere betriebswirtschaftliche Ziele verfolgen, die nicht unmittelbar zu einem Produktionsanstieg führen:

- Innerbetriebliche Optimierungen sowie Maßnahmen zur Wertschöpfungssteigerung (technische Anpassungen, Mechanisierung, Maßnahmen zur Krankheitsvermeidung, Aufbau einer eigenen Setzlingsproduktion etc.)
- Optimierung des Gleichgewichts zwischen Produktion und Verkauf bzw. Stabilisierung der Produktion (z. B. über Ausbau der Kundenbindung, Sortimentserweiterung etc.)
- Wechsel bzw. Diversifizierung der produzierten Fischarten
- Erhalt des Betriebes bzw. Vorbereitung für eine Übergabe an die nächste Generation
- Ausbau alternativer Nutzungen von Teichen (z. B. für Angelfischerei, Freizeitnutzung, Badetourismus)
- Evaluierung der Verwertung von Abfällen aus der Fischproduktion

Sowohl Forellen- als auch KarpfenproduzentInnen stehen einer schnellen Produktionssteigerung allgemein kritisch gegenüber. Eine Verdoppelung der derzeitigen Produktionsmengen ohne Qualitätseinbußen wird als schwer umsetzbar eingeschätzt. Im Karpfenzuchtbereich werden Steigerungen nach Einschätzung der Interviewten hauptsächlich über Flächenausdehnungen (z. B. Anlage neuer Teiche) und nur geringfügig über Managementmaßnahmen erfolgen können. Eine Produktionssteigerung von Forellen wird aufgrund der regional fehlenden Verfügbarkeit geeigneter Wasserressourcen als schwierig angesehen. Die KreislaufanlagenbetreiberInnen sehen eine mögliche Steigerung über den Ausbau der Produktion durch Vertragslandwirte bzw. mittels Fischartendiversifizierung.

allgemeine Möglichkeiten zur Produktions- steigerung in Österreich

Um eine Produktionssteigerung in Österreich zu erreichen, wurde von den Interviewten allgemein erwähnt:

- Beseitigung der hohen Mortalitäten durch Prädatoren
- verbessertes Seuchenmanagement bei anzeigepflichtigen Krankheiten
- Anpassung der wasserrechtlichen und naturschutzrechtlichen Vorgaben
- Auslotung der Ausnutzung der Intensitätsstufe 1 bei Forellenzuchtbetrieben
- Nutzung des Potenzials alter, stillgelegter Teichanlagen
- Imageaufbesserungen für heimischen Fisch
- Aufbau einer kompetenten, praxisnahen Ansprechstelle für unterschiedliche Fischzuchtagenden
- Allgemeine Entbürokratisierung
- Einbezug von PraktikerInnen bei behördlichen Verfahren
- Erhöhung der Fischdiversität in der österreichischen Fischzucht (inkl. wissenschaftlicher Unterstützung)

Die Befragung des Verbands der österreichischen Forellenzüchter 1998 zeigte auf, dass Produktionssteigerungen in der österreichischen Aquakultur aufgrund vielfältiger Ursachen an ihre Grenzen stoßen. Produktionssteigerungsziele wurden bereits damals nicht erreicht bzw. gab es einen Rückgang der Produktion.

Auch wurde eine gewisse Skepsis der ForellenzüchterInnen gegenüber weiteren Steigerungen der Produktion festgestellt. Bei der gegenständlichen Befragung konnte ein nicht unwesentliches Potenzial für die Steigerung der Produktion, insbesondere bei ForellenzuchtbetreiberInnen und KreislaufanlagenbetreiberInnen, ermittelt werden. Allerdings war auch bei dieser Befragung eine gewisse Skepsis der BetreiberInnen erkennbar, die zu einer Diskrepanz zwischen dem Potenzial und dem Willen einer Produktionserhöhung beitrug. Erst wenn bestimmte Hemmnisse beseitigt bzw. reduziert und entsprechende Rahmenbedingungen gesetzt wurden, werden ökologisch und ökonomisch nachhaltige Produktionssteigerungen der heimischen Aquakultur umsetzbar sein.

5 LITERATURVERZEICHNIS

- ACKEFORS, H., ENELL, M (1990): Discharge of nutrients from Swedish fish farming to adjacent sea areas. *Ambio* 19 (1): 28-35.
- ADÁMEK, Z., KORTAN, D., LEPIČ, P. & ANDREJÍ, J. (2003): Impacts of otter (*Lutra lutra* L.) on fishponds: a study of fish remains at ponds in the Czech Republic. *Aquaculture International* 11: 389-396.
- AGES – Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH (2018): Veterinärjahresbericht 2017.
- ALMEIDA, D., BARRIENTOS, R., MERINO-AGUIRRE, R. & ANGELER, D.G. (2012): The role of prey abundance and flow regulation in the marking behaviour of Eurasian otters in a Mediterranean catchment. *Animal Behaviour* 84: 1475-1482.
- AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG (2014): Battisti, T.: Aquakulturanlagen. Hilfestellung für wasserrechtliche Bewilligungsverfahren im Hinblick auf die AEV-Aquakultur und hydromorphologische Fragestellungen in der Steiermark. Graz.
- AQUAKULTUR-STATISTIKVERORDNUNG 2012: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft betreffend die Statistik über die Aquakulturproduktion 2012. BGBl. II Nr. 344/2012.
- ARRENDAL, J., VILÀ, C. & BJÖRKLUND, M. (2007): Reliability of noninvasive genetic census of otters compared to field censuses. *Conservation genetics* 8: 1097-1107.
- BAFU – Bundesamt für Umwelt (2013): Ökosysteme und ihre Leistungen erfassen und räumlich darstellen. Schlussbericht. https://www.econcept.ch/media/projects/downloads/2018/01/Schlussbericht_Oekosysteme_Leistungen_efassen_raeumlich_darstellen.pdf (zuletzt abgerufen am 19.07.2018).
- BALSCHEKA, A.; GRAISS, W. & KIRCHMAIER, L. (2019). Landwirtschaftliches Kulturerbe in Österreich. *Land und Raum*, 1, 9-12.
- BAUER, C. (2014): Waldviertler Teiche. In: Denisia 33, zugleich Kataloge des oberösterreichischen Landesmuseums, Neue Serie 163 (2014): 157-166.
- BAUER-HAÁZ, É.A.; FERINCZ, Á. SZEGVÁRI, Z., SZÉLES, G.L. & LANSZKI, J. (2014): Fish preference of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) on an abandoned fish pond and the role of fish sampling methods. *Fundamental and Applied Limnology* 184: 161-168.
- BAW – Bundesamt für Wasserwirtschaft (Sine anno): Aquakultur in Österreich. Produktionsformen in der österreichischen Aquakultur. Wien.
- BAYERL, H.; FRIEDRICH, M. LUDT, C.; HAHN, N.; CHLEBDA, N.; BECK, R.; SCHREIBER, R. & KÜHN, R. (2008): Wildtier und Mensch im Dreiländereck Bayern – Tschechien – Österreich am Beispiel des Fischotters. Projektbericht. Freising.
- BEKKER, D. L. & NOLET, B. A. (1990): The diet of Otters *Lutra lutra* in the Netherlands in winter and early spring. *Lutra* 33, 134-144.
- BERGHEIM, A.; SANI, S.; INDREVÍK, G.; HOLLAND, P. (1993): Sludge removal from salmonid tank effluent using rotaring microsieves. *Aquacultural Engineering*, 12: 97-109. BLICK INS LAND (2019): Waldviertler Teichlandschaft soll Kulturerbe werden. <https://blickinsland.at/waldviertler-teichlandschaft-soll-kulturerbe-werden/> (zuletzt abgerufen am 9.10.2019).
- BMASGK – Bundesministerium für Arbeit und Soziales, Gesundheit und Konsumentenschutz (2018): Aquakulturregister. <http://aquakultur.ehealth.gv.at> (zuletzt abgerufen am 16.10.2018).

BMF – Bundesministerium für Finanzen (2014): Kundmachung des Bundesministers für Finanzen über die Bewertung des der Fischzucht und der Teichwirtschaft gewidmeten Vermögens sowie der Fischereirechte. BMF-010202/0108-VI/3/2014.

BMLRT – Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (2012): Aquakultur 2020 – Österreichische Strategie zur Förderung der nationalen Fischproduktion. Wien.

BMLRT – Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (2016): Teichförderung im Rahmen der Sonderrichtlinie des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft zur Förderung der naturnahen, extensiven Bewirtschaftung von Teichen (GZ. BMLFUW-LE.2.1.7/0061-II/6/2015).

BMLRT – Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (2017): Grüner Bericht 2017 gemäß §9 des Landwirtschaftsgesetzes. Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft im Jahr 2016. 58. Auflage. Wien.

BOHL, M. (1998): Zucht und Produktion von Süßwasserfischen. DLG-Verlags-GmbH. 719 Seiten. ISBN 3-7690-0543-0.

BONESI, L. & MACDONALD, D. W. (2004): Impact of released Eurasian otters on a population of American mink: a test using an experimental approach. *Oikos*, 106: 9-18.

BONESI, L. & PALAZON, S. (2007): The American mink in Europe: Status, impacts, and control. *Biological Conservation*, 134: 470-483.

BONESI, L., CHANIN, P. & MACDONALD, D.W. (2004): Competition between Eurasian Otter *Lutra lutra* and American Mink *Mustela vison* Probed by Niche Shift. *Oikos*, 106: 19-26.

BONESI, L., HALE, M. & MACDONALD, D. W. (2013): Lessons from the use of non-invasive genetic sampling as a way to estimate Eurasian otter population size and sex ratio. *Acta Theriologica* 58: 157-168.

BOYD & BANZHAF (2007): What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63: 616-626.

BRZEZINSKI, M. & ROMANOWSKI, J. (2006): Experiments on spraiting activity of otters (*Lutra lutra*) in the Bieszczady Mountains, southeastern Poland. *Mammalia*, 70(1–2): 58-63.

BUCHART, M. (2012): Leitfaden Aquakulturen – Hinweise für Planung und Betrieb von extensiven Durchflussanlagen, Hrsg: Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Gruppe Wasser, St. Pölten.

BUTZ, I., VENS-CAPELL, B. (1981): Organische Belastungen des Wassers mit Stoffwechselprodukten von Forellen bei Verfütterung von Trockenfutter. *Fisch und Umwelt* 10: 103-125.

CAI, J. & LEUNG, P. (2017): Short-Term Projection of Global Fish Demand and Supply Gaps. In: Weitzman (2019): Applying the ecosystem services concept to aquaculture: A review of approaches, definitions, and uses. *Ecosystem Services* 35 (2019): 194-206.

CARRS, D.N. & PARKINSON, S.G. (1996): Errors associated with otter *Lutra lutra* faecal analysis. I. Assessing general diet from spraints. *Journal of Zoology*, 238: 301-317.

CARSS, D.N. & NELSON, K. (1998): Cyprinid prey remains in otter *Lutra lutra* faeces: some words of caution. *Journal of Zoology*, 245(2): 238-244.

- CASPER, R.M., JARMAN, S.M., GALES, N.J. & HINDELL, M.A. (2007): Combining DNA and morphological analyses of faecal samples improves insight into trophic interactions: a case study using a generalist predator. *Marin Biology* 152: 815-825.
- CLAVERO, M., PRENDA, J. & DELIBES, M. (2003): Trophic diversity of the otter (*Lutra lutra L.*) in temperate and Mediterranean freshwater habitats. *Journal of Biogeography* 30: 761-769.
- CONROY, J.W.H., WATT, J., WEBB, J.B. & JONES A. (2005): A guide to identification of prey remains in otter spraint. Occasional Publication No. 16. The Mammal Society, London.
- COOPER, T.; HART, K.; & BALDOCK, D. (2009): The Provision of Public Goods Through Agriculture in the European Union, Report Prepared for DG Agriculture and Rural Development, Contract NO 30-CE-0233091/00-28, Institute for European Environmental Policy. London.
- CREUTZ, G. (1983): Der Graureiher (*Ardea cinerea*). A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 2. Auflage.
- DAY, C.C., WESTOVER, M.D., HALL, L.K., LARSEN, R.T., McMILLAN, B.R. (2016): Comparing direct and indirect methods to estimate detection rates and site use of a cryptic semi-aquatic carnivore. *Ecological Indicators*, 66: 230-234.
- DAY6OUTDOORS (2013): PlotWatcher Pro – Game Surveillance System.
- DIMALEXIS, A., PYROVETSI, M. & SGARDELIS, S. (1997): Foraging Ecology of the Grey Heron (*Ardea cinerea*), Great Egret (*Ardea alba*) and Little Egret (*Egretta garzetta*) in Response to Habitat, at 2 Greek Wetlands. *Colonial Waterbirds*, 20 (2): 261-272.
- DULFER, R., FOERSTER, K. & ROCHE, K. (1998): Habitat, home range and behaviour. In: Dulfer, R. & Roche, K. (Hrsg.): First phase management plan for otters in the Třeboň Biosphere Reserve. *Nature and Environment* 93. Council of Europe Publishing: 24-33.
- EAA – European Environment Agency (2019): CICES – Common Internationale Classification of Ecosystem Services.
- EC – European Comission (2015a): Science for Environment Policy. FUTURE BRIEF: Sustainable Aquaculture. Report: 1-24.
- EC – European Comission (2015b): Ecosystem Services and Biodiversity. Science for Environment Policy. In-depth report. May 2015, Issue 11.
- EC-DG Environment (2016): Options for a strategic approach to pharmaceuticals in the environment. Task 1 report – Revised version.
- EINEN, O., HOLMEFJORD, I., ASGARD, T., TALBOT, C. (1995): Auditing nutrient discharges from fish farms: Theoretical and practical considerations. *Aquaculture Res.* 26: 701-713.
- EP – Europäisches Parlament (2018): Bericht – Aktueller Stand und künftige Herausforderungen bei der Entwicklung einer nachhaltigen und wettbewerbsfähigen europäischen Aquakulturbranche. Plenarsitzungsdokument A8-0186/2018.
- ERLINGE S. (1967): Food habits of the fish-otter *Lutra lutra L.* in south Swedish habitats. *Viltrevy* 4:371-443.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2018): Global Aquaculture Production 1950-2016. In: Weitzman (2019): Applying the ecosystem services concept to aquaculture: A review of approaches, definitions, and uses. *Ecosystem Services* 35 (2019): 194-206.

FERRANDO, A., LECIS, R., DOMINGO-ROURA, X. & PONSÀ, M. (2008): Genetic diversity and individual identification of reintroduced otters (*Lutra lutra*) in north-eastern Spain by DNA genotyping of spraints. *Conservation Genetics*, 9: 129-139.

FIVELSTAD, S., THOMASSEN, J. M., SMITH, M. J. et al. (1990): Metabolite production rates from atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and arctic char (*Salvelinus alpinus* L.) reared in single pass land –based brackish water and sea water systems. *Aquacultural Engineering* 9: 1-21. In Schulz, C. & Rennert, B. (2003): *Aquakultur und Umwelt – Nährstoffausträge der deutschen Aquakultur, die Ökologischen Folgen sowie technische Möglichkeiten zu deren Reduzierung*: In: *Handbuch Angewandte Limnologie*. Wiley-VCH, Weinheim. ISBN: 978-3-527-32131-5.

FROEHLICH, H., GENTRY, R., HALPERT, B. (2018): *Nature Ecology & Evolution*, 2(11): 1745-1750. DOI: 10.1038/s41559-018-0669-1.

GABLER WIRTSCHAFTSLEXIKON: Revision von Kuppelprodukte: <https://wirtschaftslexikon.gabler.de/definition/kuppelprodukte-40672/version-264052> (zuletzt abgerufen am 23.3.2019).

GELDHAUSER F. & GERSTNER, P. (2002): *DER TEICHWIRT*. 2002. Eugen Ulmer GmbH & Co. ISBN 3-8001-4583-0.

GUTER, A., DOLEV, A., SALTZ, D. & KRONFELD-SCHOR, N. (2008): Using videotaping to validate the use of spraints as an index of Eurasian otter (*Lutra lutra*) activity. *Ecological Indicators*: 462-465.

GWIĄZDA, R. & AMIROWICZ, A. (2006): Selective Foraging of Grey Heron (*Ardea cinerea*) in Relation to Density and Composition of the Littoral Fish Community in a Submontane Dam Reservoir. *Waterbirds*, 29(2): 226-232.

HÁJKOVÁ, P., ZEMANOVÁ, B., BRYJA, J., HÁJEK, B., ROCHE, K., TKADLEC, E. & ZIMA, J. (2006): Factors affecting success of PCR amplification of microsatellite loci from otter faeces. *Molecular Ecology Notes*, 6: 559-562.

HÁJKOVÁ, P.; ZEMANOVÁ, B.; ROCHE, K.; HÁJEK, B. (2009): An evaluation of field and noninvasive genetic methods for estimating Eurasian otter population size. *Conservation Genetics*, 10: 1667-1681.

HARRINGTON, L., HARRINGTON, A.L., YAMAGUCHI, N., THOM, M.D., FERRERAS, P. WINDHAM, T.R. & MACDONALD, D.W. (2009): The impact of native competitors on an alien invasive: temporal niche shifts to avoid interspecific aggression? *Ecology*, 90(5): 1207-1216.

HAUSGARTEN.NET (2004-2019): Teichschlamm entfernen und entsorgen – doch wohin damit? <https://www.hausgarten.net/gartenteich-teich/gartenteich-pflegen-pflege/teichschlamm-entfernen.html> (zuletzt abgerufen am 8.10.2019).

HOLZINGER, W.E., ZIMMERMANN P., WEISS S. & SCHENEKAR T. (2018): Fischotter: Verbreitung und Bestand in der Steiermark 2017/2018. Ökoteam-Institut für Tierökologie und Naturraumplanung & Universität Graz, Institut für Biologie. Endbericht im Auftrag des Amts der Stmk. Landesregierung – Abteilung 13: Umwelt und Raumordnung.

HONG, S., GIM, J.-S. KIM, H.G., COWAN, P. & JOO, G.-J. (2019): A molecular approach to identifying the relationship between resource use and availability in Eurasian otters (*Lutra lutra*). *Canadian Journal of Zoology*, e-First Article: <https://doi.org/10.1139/cjz-2018-0289>.

HUBOLD, G. & KLEPPER, R. (2013): Die Bedeutung von Fischerei und Aquakultur für die globale Ernährungssicherheit. Thünen Working Paper 3. Braunschweig. https://www.thuenen.de/media/publikationen/thuenen-workingpaper/ThuenenWorkingPaper_03.pdf (zuletzt abgerufen am 01.03.2019).

- HUGHSON, D.L., DARBY, N.W. & DUNGAN, J.D. (2010): Comparison of motion-activated cameras for wildlife investigations. California Fish and Game, 96(2): 101-109.
- INFORMATIONSBÜRO UND TOURISMUSVEREIN WEIDEN AM SEE (Sine anno): Schilf – Süßgras mit Stil. <https://www.weidenamneusiedlersee.at/Schilf-Suessgras-mit-Stil.47.0.html> (zuletzt abgerufen am 8.10.2019).
- JACOBSEN, L. & HANSEN, H.-M. (1996). Analysis of otter (*Lutra lutra*) spraints: Part 1: Comparison of methods to estimate prey proportions; Part 2: Estimation of the size of prey. Journal of Zoology, 238: 167-180.
- JANSSENS, X., FONTAINE, M. C., MICHAUX, J. R., LIBOIS, R., DE KERMABON, J., DEFOURNY, P. & BARET, P. V. (2008): Genetic pattern of the recent recovery of European otters in southern France. Ecography, 31:176-186.
- JENKINS, D. & HARPER, R.J. (1980): Ecology of Otters in Northern Scotland: II. Analyses of Otter (*Lutra lutra*) and Mink (*Mustela vision*) Faeces from Deeside, N.E. Scotland in 1977-78. Journal of Animal Ecology, 49 (3): 737-754.
- KANTELHARDT, J. & HÜBNER, R. (2010): Monetäre Bewertung landwirtschaftsbezogener Ökosystemleistungen. In: Agrarische Rundschau 6/2010.
- KING, R.A., READ, D.S., TRAUGOTT, M. UND SYMONDSOHN, W.O.C. (2008): Molecular analysis of predation: a review of best practice for DNA-based approaches. Molecular Ecology, 17: 947-963.
- KIRCHMAIER, L. & GRATZL, G. (2017): Teiche mit Doppelfunktion. <https://www.lko.at/teiche-mit-doppelfunktion+2500+2699258> (zuletzt abgerufen am 8.10.2019).
- KLENKE, R., GRUBER, B., SCHWERDTNER, K., & VALLENTIN, A. (2005): Influence of landscape structure in Upper Lusatia (Saxony, Germany) on damage in fish ponds caused by otters. In: 5th European vertebrate pest management conference 5–8 Sep 2005, Abstracts, Budapest: 79.
- KLENKE, R., TSCHIERSCHKE, A., GRUBER, B., LAMPA, S., HEMPEL, U., GEISSLER, S., HELM, C., HOFMANN, C., KALBITZ, J., KAULFUSS, J., LIU, Z. & HENLE, K. (2008): Räumliche und zeitliche Aktivitätsmuster von Fischottern (*Lutra lutra Linnaeus, 1758*) anhand von frischen Markierungsfunden in einer Teichlandschaft. Säugetierkundliche Informationen, 6(37): 229-246.
- KŁOSKOWSKI, J. (1999): Otter *Lutra lutra* predation in cyprinid-dominated habitats. Zeitschrift für Säugetierkunde, 64: 201-209.
- KŁOSKOWSKI, J. (2000): Selective predation by otters *Lutra lutra* on common carp *Cyprinus carpio* at farmed fisheries. Mammalia, 64 (3): 287-294.
- KŁOSKOWSKI, J. (2005): Otter *Lutra lutra* damage at farmed fisheries in southeastern Poland, II: exploitation of common carp *Cyprinus carpio*. Wildlife Biology, 11 (3): 257-261.
- KŁOSKOWSKI, J. (2010): Human-wildlife conflicts at pond fisheries in eastern Poland: perceptions and management of wildlife damage. European Journal of Wildlife Research, 57(2): 295-304.
- KLUPP, H. (Sine anno): Traditionelle Teichwirtschaft im Spannungsfeld von Ökonomie und Ökologie – aufgezeigt am EU-Fischwirtschaftsgebiet Tirschenreuth in Bayern. Vortrag. Graz.
- KNOLLSEISEN, M. (1996): Fischbestimmungsatlas als Grundlage für nahrungsökologische Untersuchungen. BOKU-Berichte zur Wildtierforschung und Wildbewirtschaftung 12. Eigenverlag der Universität für Bodenkultur Wien.

- KNÖSCHE R. (2016): Die Teichwirtschaft im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie Teil 1. In Fischer und Teichwirt 09/2016: 334-337.
- KNÖSCHE, R., SCHRECKENBACH, K., PFEIFER, M., WEISSENBACH, H. (2001): Phosphor- und Stickstoffbilanzen von Karpfenteichen. Fischer und Teichwirtschaft 2: 48-51. In: Schulz, C. & Rennert, B. (2003): Aquakultur und Umwelt - Nährstoffausträge der deutschen Aquakultur, die Ökologischen Folgen sowie technische Möglichkeiten zu deren Reduzierung: In: Handbuch Angewandte Limnologie. Wiley-VCH, Weinheim. ISBN: 978-3-527-32131-5.
- KOELEWIJN, H.P., PEREZ-HARO, M., JANSMAN, H.A.H., BOERWINKEL, M.C., BOVENSCHEN, J., LAMMERTSMA, D.R., NIWOLD, F.J.J. & KUITERS A.T. (2010): The reintroduction of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) into the Netherlands: hidden life revealed by noninvasive genetic monitoring. Conservation Genetics, 11(2): 601-614.
- KOFLER H., LAMPA S., LUDWIG T. (2018): Fischotterverbreitung und Populationsgrößen in Niederösterreich 2018. Endbericht im Auftrag des Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung.
- KRANZ A., COCCHIARO, B., POLEDNIK, L., JARAUSCH, 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.
- KRAVCÍK, M.; POKORNÝ, J.; KOHUTIAR, J.; Kováč, M.; TÓTH, E. (2007): Water for the Recovery of the Climate – A New Water Paradigm. Municipalia a.s. and TORY Consulting a.s.
- KRAWCZYK, A.J., BOGDZIEWICZ, M., MAJKOWSKA, K. & GLAZACZOW, A. (2016): Diet composition of the Eurasian otter *Lutra lutra* in different freshwater habitats of temperate Europe: a review and meta-analysis. Mammal Review, 46:106-113.
- KRUUK H. (2008): Otters: ecology, behaviour and conservation. Oxford University Press, Oxford.
- KUHN, R. & MEYER, W. (2009): Infrared thermography of the body surface in the Eurasian otter *Lutra lutra* and the giant otter *Pteronura brasiliensis*. Aquatic Biology, 6: 143-152.
- LAMPA, S. (2015): From Faeces to Ecology and Behaviour – Non-Invasive Microsatellite Genotyping as a Means to Study Wild Otters (*Lutra lutra*). Dissertation, Faculty of Biology and Pharmacy of the Friedrich Schiller University Jena.
- LAMPA, S., HENLE, K., KLENKE, R., HOEHN, M. & GRUBER, B. (2013): How to overcome genotyping errors in non-invasive genetic mark-recapture population size estimation – A review of available methods illustrated by a case study. Journal of Wildlife Management; 77(8):1490-511.
- LAMPA, S., MIHOUB, J.-B., GRUBER, B., KLENKE, R. & HENLE, K. (2015): Non-invasive genetic markrecapture as a means to study population sizes and marking behaviour of the elusive Eurasian otter (*Lutra lutra*). PLoS ONE, 10(5): e0125684.
- LANGE, J., STIER, N., HUPE, K. & SIMON, O. (2011): Erfahrungen und Leistungsfähigkeit verschiedener Fotofallen bei der Erfassung von Raubsäugern. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung, Band 36: 633-642.
- LANSZKI, J. & KÖRMENDI, S. (1996): Otter diet in relation to fish availability in a fish pond in Hungary. Acta Theriologica, 41 (2): 127-136.
- LANSZKI, J. & MOLNAR, T. (2003): Diet of otters living in three different habitats in Hungary. Folia Zoologica, 52(4): 378-388.

- LANSZKI, J., KÖRMENDI, S., HANCS, C., MARTIN, T.G. (2001): Examination of some factors affecting selection of fish prey by otters (*Lutra lutra*) living by eutrophic fish ponds. *Journal of Zoology*, 255: 97-103.
- LANSZKI, J., HIDAS, A., SZENTES, K., RÉVAY, T., LEHOCZKY, I., JENEY, Z. & WEISS, S. (2010): Genetic structure of otter (*Lutra lutra*) populations from two fishpond systems in Hungary. *Mammalian Biology*, 75: 447-450.
- LANSZKI, J., PALLOS, S. Z., NAGY, D. & YOXON, D., (2007): Diet and fish choice of Eurasian otters (*Lutra lutra* L.) in fish wintering ponds in Hungary. *Aquaculture International*, 15: 393-402.
- LERONE, L.; CARPANETO, G.M. & LOY, A (2015): Why camera traps fail to detect a semi-aquatic mammal: activation devices as possible cause. *Wildlife Society Bulletin*, 39:193-196.
- LERONE, L.; MENGONI, C.; CARPANETO, G. M.; RANDI, E.; LOY, A. 2014: Procedures to genotype problematic non-invasive otter (*Lutra lutra*) samples. *Acta Theriologica*, 59: 511-520.
- LIBOIS, R.M. & HALLET-LIBOIS, C. (1988): Éléments pour l'identification des restes craniens des poissons dulcaquicoles de Belgique et du nord de la France. 2 Cypriniformes. In: Desse J. & Desse-Berset N. (Hrsg.): Fiches d'ostéologie animale pour l'archéologie, Série A, No 4. Centre de Recherches Archéologiques du CNRS, Belgium.
- LIBOIS, R.M.; HALLET-LIBOIS, C. & ROSOUX, R. (1987): Éléments pour l'identification des restes craniens des poissons dulcaquicoles de Belgique et du nord de la France. 1 – Anguilliformes, Gastérostéiformes, Cyprinodontiformes et Perciformes. In: Desse J. & Desse-Berset N. (Hrsg.): Fiches d'ostéologie animale pour l'archéologie, Série A, No 3. Centre de Recherches Archéologiques du CNRS, Belgium.
- LIQUETE, C.; PIRODDI, C.; DRAKOU, E.G.; GURNEY, L.; KATSANEVAKIS, S.; CHAREF, A. & EGHOH, B. (2013): Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal. In: Weitzman (2019): Applying the ecosystem services concept to aquaculture: A review of approaches, definitions, and uses. *Ecosystem Services* 35 (2019): 194-206.
- MASON, C.F. & MACDONALD, S.M. (1986): Otters: ecology and conservation. Cambridge University Press, New York. Druckversion von 2008.
- MATZINGER, T. M. E. (2014): Teiche in der Landschaft – Bedeutung, Funktion & Gefährdung. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Band 36: 59.
- MATZINGER, T.M.E (2014): Teiche in der Landschaft – Bedeutung, Funktion & Gefährdung. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Band 36.
- MEA – Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington D.C.
- MEEK, P.D. & PITTEL, A. (2012): User-based design specifications for the ultimate camera trap for wildlife research. *Wildlife Research*, 39(8): 649-660.
- MEEK, P.D.; BALLARD, G.-A. & FLEMING, P.J.S. (2015): The pitfalls of wildlife camera trapping as a survey tool in Australia. *Australian Mammalogy*, 37: 13-22.
- MEIER, C. & BUCHER, A. (2010): Die zukünftige Landschaft erinnern. Eine Fallstudie zu Landschaft, Landschaftsbewusstsein und landschaftlicher Identität in Glarus Süd. Bristol-Stiftung; Bern, Stuttgart, Wien, Haupt Verlag.
- MITTNECKER 2014: Löschwasserbedarf. http://www.brandschutzjahrbuch.at/2014/Inserate_2014/88_L%C3%B6schwasser.pdf. zuletzt abgerufen am 9.10.2019.

- MÜLLECKER, C. (2013) Der Einfluss von Nassbaggerungen auf die Grundwasserqualität. Dissertation, Universität Wien. Fakultät für Geowissenschaften, Geographie und Astronomie.
- NÖ TEICHWIRTEVERBAND (Hrsg.) (2014): Synopse Fischotter. Eigenverlag. 106 Seiten.
- OEHM, J.; TAHLINER, B.; EISENKÖLBL, S. & TRAUGOTT, M. (2017): Diet analysis in piscivorous birds: What can the addition of molecular tools offer?. *Ecology & Evolution* 7: 1984-1995.
- OUTEIRO, L., & VILLASANTE, S. (2013). Linking salmon aquaculture synergies and trade-offs on ecosystem services to human wellbeing constituents. *Ambio*, 42(8), 1022-1036. doi:10.1007/s13280-013-0457-8.
- PEELER, E.J.; OIDTMANN, B.C.; MIDTLYNG, P.J.; MIOSSEC, L. & GOZLAN, R.E. (2011) Non-native aquatic animals introductions have driven disease emergence in Europe. *Biological Invasions* 13 (6): 1291-1303.
- PINTER, K.; STÖGER, E. & UNFER, G. (2016a): Fischbestandserhebung an fünf ausgewählten Niederösterreichischen Gewässern. Endbericht im Auftrag des NÖ Landesfischereiverbandes und der Revierbände I-V.
- PINTER, K.; STÖGER, E.; SITTENTHALER, M.; PARZ-GOLLNER, R. & UNFER, G. (2016b): Endbericht der Studie zu Otter- und Fischbeständen in ausgewählten Fließgewässern Niederösterreichs. Mitteilungsblatt des NÖ Landesfischereiverbandes, 1: 4-8.
- POLEDNÍK, L. (2005): Otters (*Lutra lutra* L.) and fishponds in the Czech Republic: interactions and consequences. PhD thesis, Palacky University Olomouc.
- POLEDNÍKOVÁ, K.; KRANZ, A.; POLEDNÍK, L. & MYŠIAK, A. (2013): Otters Causing Conflicts. The Fish Farming Case of the Czech Republic. In: Klenke, R.A. et al. (Hrsg.): Human-Wildlife Conflicts in Europe, Environmental Science and Engineering, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg: 81-106.
- POORE, J. & NEMECEK, T. (2018): Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science*. Vol. 360, Issue 6392, pp. 987-992. DOI: 10.1126/science.aaq0216.
- QUAGLIETTA, L.; FONSECA, V.C.; MIRA, A. & BOITANI, L. (2014): Sociospatial organization of a solitary carnivore, the Eurasian otter (*Lutra lutra*). *Journal of Mammalogy*, 95(1): 140-150.
- RECONYX (2015): Hyperfire – High Performance Cameras. Instruction Manual. Reconyx Inc.
- REMONTI, L.; BELESTRIERI, A.; SMIROLDO, G. & PRIGIONO, C. (2011): Scent marking of key sources in the Eurasian otter. *Annales Zoologici Fennici* 48: 287-294.
- REMONTI, L.; PRIGIONI, C.; BALESTRIERI, A.; SGROSSO, S. & PRIORE, G. (2010): Eurasian otter (*Lutra lutra*) prey selection in response to a variation of fish abundance, *Italian Journal of Zoology*, 77: 3: 331-338.
- RENNERT, B. (1994): Water pollution by a land-based trout farm. *J. Appl. Ichthyol.* 10: 373-378.
- ROCHE, K. (2014): Synopse Fischotter, Teil III – Südböhmen und Böhmisches Hochland. In: NÖ Teichwirteverband (Hrsg.): Synopse Fischotter. Österreich – Waldviertel, Mühlviertel. Tschechische Republik – Südböhmen, Böhmisches Mährisches Hochland, Eigenverlag.

- ROVERO, F.; ZIMMERMANN, F.; BERZI, D. & MEEK, P. (2013): Which camera trap type and how many do I need?. A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 24: 148-156.
- RUIZ-OLMO, J.; BATET, A.; MAÑAS, F. & MARTÍNEZ-VIDAL, R. (2011): Factors affecting otter (*Lutra lutra*) abundance and breeding success in freshwater habitats of the north-eastern Iberian Peninsula. *European Journal of Wildlife Research*, 57 (4): 827-842.
- SALES-LUÍS, T.; FREITAS, D. & SANTOS-REIS, M. (2009): Key landscape factors for Eurasian otter *Lutra lutra* visiting rates and fish loss in estuarine fish farms. *European Journal of Wildlife Research* 55: 345-355.
- SCHENEKAR, T. & WEISS, S. (2018): Genetische Untersuchungen der Populationsgröße des Eurasischen Fischotters in den Kärntner Fischgewässern. Endbericht im Auftrag des Amts der Kärntner Landesregierung, Abteilung 10 – Land- und Forstwirtschaft, Unterabteilung Agrarrecht.
- SCHENEKAR, T. & WEISS, S. (2019): Genetische Untersuchung von Fischotter-Lösungen. Endbericht im Auftrag der Umweltbundesamt GmbH.
- SCHLOTT, G. (2014): Synopse Fischotter, Teil II – Waldviertel und Mühlviertel. In: NÖ Teichwirteverband (Hrsg.): *Synopse Fischotter. Österreich – Waldviertel, Mühlviertel. Tschechische Republik – Südböhmen, Böhmisches Mährisches Hochland*, Eigenverlag.
- SCHULZ, C. & RENNERT, B. (2003): Aquakultur und Umwelt - Nährstoffausträge der deutschen Aquakultur, die Ökologischen Folgen sowie technische Möglichkeiten zu deren Reduzierung: In: *Handbuch Angewandte Limnologie*. Wiley-VCH, Weinheim. ISBN: 978-3-527-32131-5.
- SCHULZ, C. & RENNERT, B. (2003): Aquakultur und Umwelt - Nährstoffausträge der deutschen Aquakultur, die Ökologischen Folgen sowie technische Möglichkeiten zu deren Reduzierung: In: *Handbuch Angewandte Limnologie*. Wiley-VCH, Weinheim. ISBN: 978-3-527-32131-5.
- SEITEL, C. & OBERLE, M. (2019): Ökosystemdienstleistung der Karpfenteichwirtschaft. *Fischer & Teichwirt* 11/2019: 409-412.
- SEPPELT, R.; DORMANN, C. F.; EPPINK, F. V.; LAUTENBACH, S. & SCHMIDT, S. (2011): A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead, In: *Journal of Applied Ecology*, 48: 630-636.
- SITTENTHALER, M.; BAYERL, H.; UNFER, G.; KÜHN, R. & PARZ-GOLLNER, R. (2015a): Impact of fish stocking on otter (*Lutra lutra*) densities: a case study on two salmonid streams. *Mammalian Biology* 80: 106-113.
- SITTENTHALER, M.; BODNER, M.; PARZ-GOLLNER, R.; GRATZL, G.; HARING, E. & BAUER, C. (2015b): Teichmanagement und Fischotter – Fallstudie Teichgebiet Romaubach im Waldviertel NÖ. Endbericht im Auftrag des Amts der NO Landesregierung, Abteilung Naturschutz (RU5).
- SITTENTHALER, M.; HARING, E. & PARZ-GOLLNER, R. (2016): Erhebung des Fischotterbestandes in ausgewählten Fließgewässern Niederösterreichs mittels nicht-invasiver genetischer Methoden. Endbericht im Auftrag des NÖ Landesfischereiverbandes.
- SITTENTHALER, M.; KOSKOFF, L.; PINTER, K.; NOPP-MAYR, U.; PARZ-GOLLNER, R. & HACKLÄNDER K. (2019): Fish size selection and diet composition of Eurasian otters (*Lutra lutra*) in salmonid streams: Picky gourmets rather than opportunists?. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 420: 1-17.

- STATISTIK AUSTRIA (2016): Aquakultur-Erhebung 2016. Wien.
- STATISTIK AUSTRIA (2018): Speisefischproduktion1) in Tonnen 1996 bis 2017. Aquakulturproduktion. Wien.
- STATISTIK AUSTRIA (2018): Strukturdaten 2017. Wien.
- STAUB, C. & OTT, W. (2010): Finale Ökosystemleistungen als Wohlfahrtsindikatoren. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 161, 9: 341-345.
- STEINER, E. (1991): Ökologie und Verhalten des Graureihers an Fischgewässern – Vogelschutz in Österreich – Mitteilungen der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde, 6: 64-74.
- SUSTAIN AQUA (2009): SustainAqua Handbuch – Ein Handbuch für nachhaltige Aquakultur Ein Handbuch für nachhaltige Aquakultur. „SustainAqua – Integrierte Lösungswege für eine nachhaltige und gesunde Süßwasseraquakultur“.
- THALINGER, B.; OEHM, J.; MAYR, H.; OBWEXER, A.; ZEISLER, C. & TRAUTGOTT, M. (2015): Molecular prey identification in Central European piscivores. Molecular Ecology Resources, 16 (1): 123-137.
- TROLLIET, F.; HUYNEN, M.-C.; VERMEULEN, C. & HAMBUCKERS, A. (2014): Use of camera traps for wildlife studies. A review. Biotechnology, Agronomy, Society and Environment, 18(3): 446-454.
- TURKELBOOM, F.; THOONEN, M.; JACOBS, S.; GARCÍA-LLORENTE, M.; MARTÍN-LÓPEZ, B. & BERRY, P. (2016): Ecosystem services trade-offs and synergies (draft). In: Potschin, M. and K. Jax (eds): OpenNESS Ecosystem Services Reference Book. EC FP7 Grant Agreement no. 308428. Available via: www.openness-project.eu/library/reference-book.
- UMWELTBUNDESAMT (2011): Götz, M.; Schwaiger, E.; Sonderegger, G. & Süßenbacher, E.: Ökosystemleistungen und Landwirtschaft. Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2015): Götzl, M.; Schwaiger, E.; Schwarzl, B. & Sonderegger, G.: Ökosystemleistungen des Waldes. Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2019): Färber, B.; Götzl, M.; Schwarzl, B.; Sonderegger, G.; Weiss, M. (2019): Erfassung und Darstellung von Ökosystemleistungen in Österreich. Wien.
- UTSCHICK, H. (1981): Nahrungsgrundlagen und Aktivitätsmuster des Graureihers (*Ardea cinerea*) in Bayern – Garmischer Vogelkundliche Berichte, 10: 52-72.
- VERBAND ÖSTERREICHISCHER FORELLENZÜCHTER (2008): Befragung von Fischzüchtern über Erfolge, Probleme und Entwicklung des Wirtschaftszweiges Aquakultur. Nicht publiziert.
- VERGARA, M.; RUIZ-GONZÁLEZ, A.; LÓPEZ DE LUZURIAGA, J. & GÓMEZ-MOLINER, B.J. (2014): Individual identification and distribution assessment of otters (*Lutra lutra*) through non-invasive genetic sampling: Recovery of an endangered species in the Basque Country (Northern Spain). Mammalian Biology, 79: 259-267.
- VOGEL, S. (1988): Eine Produktions- und Einkommensalternative für landwirtschaftliche Betriebe in einem entwicklungsschwachen Gebiet. Forschungsprojekt Nr. 430 des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft. Wien.
- WALDVIERTEL TOURISMUS: <https://www.waldviertel.at/> (zuletzt abgerufen am 8.10.2019).
- WEDEKIND, H. (2009): Fischzucht-Kreislaufanlagen in Kombination mit Biogaserzeugung – Möglichkeiten und Probleme. Internationale Wissenschaftstagung. Biogas Science 2009. Band 3. Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft: 603-610.

WEITZMAN (2019): Applying the ecosystem services concept to aquaculture: A review of approaches, definitions, and uses. *Ecosystem Services* 35 (2019): 194-206.

WHO – World Health Organization (2014): Antimicrobial Resistance: Global Report on Surveillance 2014. Organization, W.H. (ed), Genva, Switzerland.

WISE M.H. (1980): The use of fish vertebrae in scats for estimating prey size of otters and mink. *Journal of Zoology*, 195: 181-213.

YUPITAZE (Sine anno): YUPITAZE – Acessoires aus Fischleder.

<https://www.yupitaze.at/manufaktur/> (zuletzt abgerufen am 8.10.2019).

ZIEMANN, H. (1988): Wasserwirtschaftliche Aspekte der Fischproduktion in und an Binnengewässern. *Wasserwirtschaft/Wassertechnik* 38(4):92-94.

ZSCHILLE, J.; STIER, N.; ROTH, M. & BERGER, U. (2012): Dynamics in space use of American mink (*Neovison vison*) in a fishpond area in Northern Germany. *European Journal of Wildlife Research*, 58: 955-968.

Anmerkung: Bitte beachten Sie, dass die Internetadressen von Dokumenten häufig verändert werden. In diesem Fall empfehlen wir, die angegebene Adresse auf die Hauptadresse (z. B. umweltbundesamt.at) zu reduzieren und von dort aus das Dokument zu suchen. Die nicht mehr funktionierende, lange Internetadresse kann Ihnen dabei als Orientierungshilfe dienen.

Rechtsnormen

Allgemeine Emissionsverordnung Aquakultur BGBl. II Nr. 397/2004 Fassung vom 23.10.2018.: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Begrenzung von wässrigen Emissionen aus Aquakulturanlagen (AEV Aquakultur).

Durchführungsbeschluss (EU) 2016/1251 der Kommission vom 12. Juli 2016 zur Annahme eines mehrjährigen Unionsprogramms für die Erhebung, Verwaltung und Nutzung von Daten im Fischerei- und Aquakultursektor für den Zeitraum 2017-2019.

Durchführungsverordnung (EU) Nr. 1243/2014 der Kommission vom 20. November 2014 zur Festlegung von Vorschriften gemäß der Verordnung (EU) Nr. 508/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates über den Europäischen Meeres- und Fischereifonds bezüglich der von den Mitgliedstaaten zu übermittelnden Informationen sowie des Datenbedarfs und der Synergien zwischen potenziellen Datenquellen.

Entscheidung der Kommission vom 30. April 2008 zur Durchführung der Richtlinie 2006/88/EG des Rates hinsichtlich der Einrichtung einer Website für Informationen über Aquakulturbetriebe und genehmigte Verarbeitungsbetriebe. ABI. Nr. L138.

Richtlinie 2006/88/EG des Rates vom 24. Oktober 2006 mit Gesundheits- und Hygienevorschriften für Tiere in Aquakultur und Aquakulturerzeugnisse und zur Verhütung und Bekämpfung bestimmter Wassertierkrankheiten. ABI. Nr. L 328.

Sonderrichtlinie des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft zur Förderung der naturnahen, extensiven Bewirtschaftung von Teichen (GZ. BMLFUW-LE.2.1.7/0061-II/6/2015).

Verordnung (EG) Nr. 762/2008 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 9. Juli 2008 über die Vorlage von Aquakulturstatistiken durch die Mitgliedstaaten und zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 788/96 des Rates.

Verordnung (EU) 2017/1004 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Mai 2017 zur Einführung einer Rahmenregelung der Union für die Erhebung, Verwaltung und Nutzung von Daten im Fischereisektor und Unterstützung wissenschaftlicher Beratung zur Durchführung der Gemeinsamen Fischereipolitik und zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 199/2008 des Rates.

Verordnung (EU) Nr. 1303/2013 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 17. Dezember 2013 mit gemeinsamen Bestimmungen über den Europäischen Fonds für regionale Entwicklung, den Europäischen Sozialfonds, den Kohäsionsfonds, den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums und den Europäischen Meeres- und Fischereifonds sowie mit allgemeinen Bestimmungen über den Europäischen Fonds für regionale Entwicklung, den Europäischen Sozialfonds, den Kohäsionsfonds und den Europäischen Meeres- und Fischereifonds und zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 1083/2006 des Rates.

Verordnung (EU) Nr. 508/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Mai 2014 über den Europäischen Meeres- und Fischereifonds und zur Aufhebung der Verordnungen (EG) Nr. 2328/2003, (EG) Nr. 861/2006, (EG) Nr. 1198/2006 und (EG) Nr. 791/2007 des Rates und der Verordnung (EU) Nr. 1255/2011 des Europäischen Parlaments und des Rates.

Verordnung (EU) Nr. 508/2014 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 15. Mai 2014 über die Gemeinsame Fischereipolitik und zur Reformierung der Verordnung (EG) Nr. 1380/2013 und Änderung der Verordnungen (EG) Nr. 2328/2003 und (EG) Nr. 861/2006 des Rates sowie zur Aufhebung der Verordnungen (EG) Nr. 791/2007 des Rates und des Beschlusses 2004/585/EG des Rates.

Verordnung (EU) Nr. 508/2014 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 15. Mai 2014 über den Europäischen Meeres- und Fischereifonds und zur Aufhebung der Verordnungen (EG) Nr. 2328/2003, (EG) Nr. 861/2006, (EG) Nr. 1198/2006 und (EG) Nr. 791/2007 des Rates und der Verordnung (EU) Nr. 1255/2011 des Europäischen Parlaments und des Rates.

6 GLOSSAR

Aquakultur:

- a) Darunter versteht man die Haltung von Fischen oder von im Wasser lebenden Krebs- oder Weichtieren mit dem Ziel, durch Anwendung von Maßnahmen wie Besatz, Fütterung oder Schutz vor natürlichen Feinden die Wachstumsprozesse gezielt zu verstärken und den Zuwachs an Tiermasse zu steigern. Die Ernährung der Tiere erfolgt teilweise oder zur Gänze durch das verabreichte Nahrungsdargebot (Futter) oder durch jenes Nahrungsdargebot, welches neben den natürlichen Produktionsvorgängen auch auf Grund von künstlicher Nährstoffzufuhr im Wasser entsteht (AEV Aquakultur 2018).
- b) Aquakultur ist die Zucht von Wasserorganismen mit entsprechenden Techniken mit dem Ziel der Produktionssteigerung über das unter natürlichen Bedingungen mögliche Maß hinaus, wobei die Organismen während der Zucht oder Haltung einschließlich Ernte bzw. Fang Eigentum einer oder mehrerer natürlicher oder juristischer Personen bleiben (Verordnung BGBl. II Nr. 315/2009).
- c) Aquakultur wird betrieben, sobald in irgendeiner Form, beispielsweise durch regelmäßigen Besatz, Fütterung oder Schutz vor natürlichen Feinden, mit dem Ziel der Produktionssteigerung in den Wachstumsprozess eingegriffen wird. Kennzeichen der Zucht ist ferner, dass sich die Fische im Besitz von Einzelpersonen bzw. Unternehmen befinden oder Gegenstand von Rechtsansprüchen aus vertraglichen Verpflichtungen sind (z. B. im Zusammenhang mit dem Besatz von Wildgewässern) (STATISTIK AUSTRIA 2016).

Aquakulturbetrieb: Jeder öffentliche oder private Betrieb (im Sinne von Unternehmen), der einer Tätigkeit im Zusammenhang mit der Zucht und Haltung und/oder dem Handel mit Tieren aus Aquakultur nachgeht (Aquakulturseuchen VO: Verordnung BGBl. II Nr. 315/2009).

Aquakulturanlage: Anlage zur Ausübung der Aquakultur. Eine Aquakulturanlage kann ein technisches Bauwerk sein oder ein Gewässer, welches durch technische Maßnahmen für die Ausübung der Aquakultur geeignet gemacht wird (AEV Aquakultur 2018). Brutanlagen und Aufzuchtanlagen sind Anlagen für die künstliche Fortpflanzung, das Schlüpfen und die Aufzucht während der ersten Lebensstadien von Wassertieren. Für statistische Zwecke beschränken sich Brutanlagen auf die Erzeugung von befruchteten Eiern. Die ersten Entwicklungsstadien von Wassertieren gelten als Erzeugung in Aufzuchtanlagen (Verordnung (EG) Nr. 762/2008).

Durchflussanlage: Aquakulturanlage, welche vom Wasser ohne Kreislaufführung kontinuierlich durchflossen wird oder bei welcher das Wasser im Kreislauf geführt wird mit einer täglichen Frischwasserzufuhr von größer als zwanzig Prozent des für die Tierhaltung verwendeten Anlagenvolumens (Beckenvolumens) (AEV Aquakultur 2018).

Becken und Fließkanäle: sind künstliche Anlagen, die über oder unter dem natürlichen Geländeniveau liegen und einen häufigen Wasserwechsel oder eine hohe Wasseraustauschrate und sehr kontrollierter Umgebung, aber keinen Wasserkreislauf aufweisen (Verordnung (EG) Nr. 762/2008).

Kreislaufanlage: Aquakulturanlage, bei welcher das Wasser im Kreislauf geführt wird und die tägliche Frischwasserzufuhr nicht größer ist als zwanzig Prozent des für die Tierhaltung verwendeten Anlagenvolumens (Beckenvolumens) (AEV Aquakultur 2018).

Teichanlage: Aquakulturanlage, welche vom Wasser ohne Kreislaufführung und diskontinuierlich durchflossen wird. Die Wasserzuleitung beschränkt sich im Wesentlichen auf den Zeitraum der Anlagenfüllung, die Wasserableitung auf den Zeitraum des Abfischvorganges (Abfischung, Entleerung und/oder Reinigung) der Aquakulturanlage (AEV Aquakultur 2018).

Jahresproduktionskapazität: Massenzuwachs an Fischen, Krebs- oder Weichtieren (ausgedrückt in Tonnen), der innerhalb eines Zeitraums von zwölf Monaten in einer Anlage erzielt werden kann. Die Jahresproduktionskapazität wird ermittelt

- a) bei einer Kreislaufanlage durch Multiplikation der spezifischen Jahresproduktionskapazität (ausgedrückt in Tonnen pro Kubikmeter Anlagenvolumen) mit der Größe des für die Tierhaltung verwendeten Teils der Anlage (in Kubikmeter).
- b) bei einer Durchflussanlage durch Multiplikation der spezifischen Jahresproduktionskapazität (ausgedrückt in Tonnen pro Tageskubikmeter Wasserdurchfluss) mit der Größe des maximalen Tageswasserdurchflusses der Anlage (in Kubikmeter je Tag).
- c) bei einer Teichanlage durch Multiplikation der spezifischen Jahresproduktionskapazität (ausgedrückt in Tonnen pro Hektar Wasserfläche) mit der Größe der Teichanlage (in Hektar) (AEV Aquakultur 2018).

Bachteiche bzw. Flussteiche: werden gespeist durch die durch Teiche hindurchfließenden oder mit den Teichen durch Gräben verbundenen Bäche oder Flüsse (MATZINGER 2014).

Quellteiche: diese Teiche erhalten das Wasser durch Quellen im Teichgrund oder am Rand der Teiche (MATZINGER 2014).

Himmelsteiche: Diese Teiche werden über Regenwasser gespeist, das zum einen direkt in die Teiche fällt und zum anderen aus dem unmittelbaren Einzugsgebiet in die Teiche gelangt (z. B. Wiesengräben) (MATZINGER 2014).

Laichteiche: Laichteiche dienen der Vermehrung der Fische (MATZINGER 2014).

Vorstreckteiche: In diese werden frisch geschlüpfte fressfähige Karpfen-Fischlarven umgesiedelt.

Streckteiche: Die Karpfen-Fischlarven werden ab einer Länge von ca. 4 cm vom Vorstreckteich in den Streckteich umgesiedelt wo wie für zwei Jahre verbleiben (MATZINGER 2014).

Abwachsteiche: In den Abwachsteichen werden zweisömmige Karpfen bis zur Schlachtreife gehalten (MATZINGER 2014).

Winterteiche: Die Überwinterung der Karpfen kann in speziellen Winterteichen erfolgen. Diese weisen eine höhere Besatzdichte als die Abwachsteiche auf (MATZINGER 2014).

7 ANHANG

7.1 Begleitschreiben und Interviewleitfaden

Begleitschreiben zur Information an die Interviewpartner

Sehr geehrter Herr, Sehr geehrte Frau

Ziel der österreichischen Aquakulturstrategie 2020 ist es, die heimische Produktion von Süßwasserfischen deutlich zu steigern. Die Selbstversorgung mit regional produziertem Süßwasserfisch soll in Österreich von 34 % (Stand 2012) auf 60 % im Jahr 2020 erhöht werden.

Ab Sommer 2018 werden Interviews mit ProduzentInnen und VertreterInnen der Verwaltung geführt, um herauszufinden, wie die Steigerung der Produktion erreicht werden kann. Diese Befragung wird vom Umweltbundesamt im Auftrag des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT) gemacht.

Wir bitten Sie deshalb, uns für ein Interview zur Verfügung zu stehen. Die Fragen wurden gemeinsam mit VertreterInnen der Aquakulturbranche (Österreichischer Forellenzüchterverband, NÖ und STMK-Teichwirteverband, Bundesamt für Wasserwirtschaft) erstellt und umfassen vor allem zwei Themenblöcke:

- Welche HEMMISSE und POTENZIALE zur STEIGERUNG DER FISCHPRODUKTION sehen Sie bei Ihrem Betrieb und
- welche LÖSUNGEN und EMPFEHLUNGEN würden Sie vorschlagen?

Unser Leitfaden liegt als Anlage bei, damit Sie sich schon im vornherein ein Bild machen können, worüber wir gerne mit Ihnen sprechen möchten. Die Auswertung erfolgt selbstverständlich anonymisiert und der Auftraggeber BMNT erhält nur aggregierte und keine personenbezogenen Daten.

In den nächsten Tagen wird sich ein Mitarbeiter/eine Mitarbeiterin des Umweltbundesamtes telefonisch bei Ihnen melden, um mit Ihnen einen Termin für das Interview bei Ihnen vor Ort auszumachen.

Wir wären Ihnen sehr dankbar, wenn Sie bereit wären, uns als Interviewpartner zur Verfügung zu stehen.

Mit freundlichen Grüßen

Dipl. Ing. Markus Payr

Obmann Österreichischer Verband für
Fischereiwirtschaft und Aquakultur

Dr. Helmut Gaugitsch

Projektleiter Umweltbundesamt

Pilotstudie 4 Environmental data on aquaculture

Interview-Leitfaden zu

Hemmnissen und Potentialen zur Steigerung der nationalen Fischproduktion

Informationen zum Betrieb (Bezugszeitraum 2017)

Angaben zum Anlagetyp des Betriebs

• **Wenn Teichanlage**

- Anzahl der Teiche:
- Haltungsvolumen: kg/ha oder m³

• **Wenn Durchflussanlage**

- Anzahl der Durchflussanlagen:
- Haltungsvolumen: kg/sec l

• **Wenn Kreislaufanlage**

- Anzahl der Anlagen:
- Haltungsvolumen: kg/sec l

Produktionsmenge

- Salmonidae kg
- Cyprinidae kg
- Andere kg

Biologischer Betrieb (ja/nein):

Produktion von Setzlingen Eigenproduktion Zukauf

Produktion von Besatzfischen Speisefischen

Haupterwerb oder Nebenerwerb:

Anzahl MitarbeiterInnen [Vollzeit, Teilzeit, Familienangehörige]:

Welche Fischereiliche Ausbildung bzw. Erfahrung haben die MitarbeiterInnen am Betrieb?

Allgemeine Fragen

Wie lange gibt es den Betrieb bereits:

Wie hat sich der Betrieb innerhalb der letzten zehn Jahre entwickelt?

Wie werden die Speisefische vermarktet?

1. Hemmnisse der Produktionssteigerung

- Welche Hindernisse sehen Sie grundsätzlich in der Produktion von Fischen?
- Auf welche Probleme mit Prädatoren stoßen Sie in Ihrer Aquakulturanlage?
- Wie sehen Sie den Bezug von Medikamenten?
- Welche Probleme haben Sie auf Ihrem Betrieb mit der Mortalität von Fischen?
- Haben Sie Erfahrungen, wie die Mortalität von Fischen gemindert/vermindert werden kann?
- Welche Vorschläge haben Sie, um die Hindernisse zu mindern/aufzulösen?

2. Potenziale der Produktionssteigerung

- Sehen Sie grundsätzlich Möglichkeiten um Ihre Fischproduktion zu steigern?
- Welche Ziele verfolgen Sie mit dem Betrieb / Welche betriebliche Perspektiven haben Sie?
- Welche Vorschläge haben Sie, um die Produktion zu steigern?

7.2 Fragebogen

Befragung der Umweltvariablen – Quantitative Erhebung

Diese Zahlen werden in den Fragebögen von Joanneum Research miterhoben

Medikamenteneinsatz und Mortalität

- Wie hoch ist der Medikamenteneinsatz / Jahr?
 - kg gesamt
- Wie hoch ist der Einsatz bestimmter Medikamente
 - kg Medikament A
 - kg Medikament B
- Wo beziehen Sie die Medikamente?
 - Tierarzt
 - Andere Quelle
 - Wenn andere Quelle, warum:

Mortalität von Fischen

- Wie hoch ist die Mortalität von Fischen?
 - % im Verhältnis zur Gesamtproduktion
- Was sind die Ursachen für die Mortalität (Verteilung in Prozent)?
 - % Krankheiten
 - % Parasiten
 - % Prädatoren
 - % andere
- Wie verteilt sich die Mortalität auf unterschiedliche Prädatoren?
 - % Fischotter
 - % Kormoran
 - % Reiher
 - % Gänsesäger
 - % andere Vogelarten
 - % Wassermäuse
- Werden über die Angaben Aufzeichnungen geführt / sind diese nachweis- /belegbar?
 - Ja
 - Nein

Produktionspotenziale

- Wenn alle Hürden und Hindernisse, die Sie zur Fischproduktion derzeit und zukünftig sehen ausgeräumt wären, um wie viel mehr Fische könnten Sie bei Ihren natürlichen Gegebenheiten (Wasserverfügbarkeit, Fläche) produzieren?
 - %
 - kg
- Wollen Sie mehr produzieren?
 - Ja
 - Nein

7.3 Gutachten der Veterinärmedizinischen Universität Wien

Department für Nutztiere und öffentliches
Gesundheitswesen in der Veterinärmedizin

Universitätsklinik für Geflügel und Fische

Abteilung Fischmedizin

Leiter: Prof. Dr. Mansour El-Matbouli

Veterinärmedizinische Universität Wien



Gutachten

Erstellt im Auftrag der

Universität für Bodenkultur Wien

University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna

Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt

Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement (IHG)

Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung

Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft (IWJ)

Gutachterin

Dr. med. vet. Eva Lewisch, European Specialist in Aquatic Animal Health (Dipl. ECAAH)

Klinische Abteilung für Fischmedizin

Veterinärmedizinische Universität Wien

Generelle Einschätzung der Problematik von Fischkrankheiten in Zusammenhang mit Aquakulturproduktion in Karpfenteichwirtschaften

Die Produktion von Karpfen, *Cyprinus carpio*, hat in Österreich eine lange Tradition. Laut Statistik Austria betrug die Produktion von karpfenartigen Speisefischen zwischen 1996 und 2010 zwischen 321 und 487 t, während in den Jahren ab 2011 zwischen 600 und 700 t aufscheinen. Das Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus nennt auf seiner aktuellen Homepage die Zahl von ca. 800 t. Karpfen gelten als robuste Fische welche ein breites Spektrum an Temperaturwerten und anderen Wasserparametern tolerieren. Dennoch sind die für diese Fischart optimalen Umweltparameter eine wichtige Voraussetzung für die Abwehr von Infektionserregern durch das Immunsystem.

Das vorliegende Gutachten versucht die Grundlagen für eine Einschätzung von krankheitsbedingten Ausfällen in der Karpfenproduktion Österreichs darzustellen. Dabei werden im ersten Teil die relevanten Krankheitserreger vorgestellt, während in den Teilen II und III die Auswirkungen von Krankheiten allgemein und bezogen auf Österreich behandelt werden.

I Relevante Krankheitserreger

1. Parasiten

Zahlreiche Parasiten (>300 Spezies) aus den unterschiedlichsten taxonomischen Stämmen wurden weltweit bei Karpfenarten gefunden. Dabei können sowohl die Fischpopulation als auch ein Einzeltier von mehreren Parasitenarten gleichzeitig befallen sein. In besonderem Maße sind Karpfen in extensiver Teichhaltung, wie sie in Österreich üblich ist, den Parasiten ausgesetzt.

1.1. Ektoparasiten

Ein häufiger Parasit bei allen Fischarten ist *Ichthyophthirius multifiliis*, der Erreger der Weißpunktchen-Krankheit. Dieser Parasit, der sich in einem temperaturabhängigen Entwicklungszyklus vermehrt, führt zu Schäden der Haut und der Kiemen, welche insbesondere bei Jungfischen und vorgeschnittenen Fischen auch Mortalitäten bedingen können. Ein weiterer häufiger Parasit ist *Ichthyobodo necator*, der Erreger der Costiasis; auch dieser ist speziell für Larven und Jungfische gefährlich, und führt zu Schäden an Kiemen und Haut (sogen. Hauttrüber). Weitere einzellige Parasiten die bei Karpfen gefunden werden können sind *Cryptobia branchialis* (Kiemen) sowie *Trichodina* sp., ein sehr häufiger Parasit der Haut und Kiemen. Sessile Ciliaten wie *Ambiphrya*, *Aplosoma*, *Epistylis* und *Phagobranchium* gelten nicht als primäre Pathogene, können bei massivem Befall aber zu einer Beeinträchtigung der Kiemenfunktion führen.

Häufig sind bei Karpfen in Aquakultur Hakensaugschwämme (Monogenea) auf Haut (*Gyrodactylus* sp.) und Kiemen (*Dactylogyrus* sp.) anzutreffen. Diese schädigen ihre Wirtes sowohl direkt mechanisch als auch indirekt durch die Schaffung von Eintrittspforten für Sekundärerreger. Dies gilt auch für das Doppeltier *Diplozoon* sowie Fischegel (*Piscicola geometra*) und verschiedene Arten vom Unterstamm der Krebstiere (Crustacea). Unter diesen ist besonders *Argulus foliaceus* erwähnenswert, da ein Befall mit Karpfenläusen zu den besonders häufig beobachteten Parasiten der österreichischen Karpfen in Aquakultur und Angelteichen gehört. Andere Krebstiere welche häufig angetroffen werden sind der Kiemenkrebs *Ergasilus sieboldi*, sowie der Ankerwurm *Lernaea cyprinacea*. Sowohl Karpfenläuse als auch Ankerwürmer können auch direkt Krankheiten übertragen.

1.2. Endoparasiten

Karpfen können von unterschiedlichen Bandwürmern sowie deren Larven befallen sein. Dazu gehören *Caryophyllaeus* sp., der Nelkenkopfbandwurm, sowie *Cyathocephalus truncatus* und *Bothriocephalus gowkongensis*. Diese schädigen ihren Wirt in erster Linie durch Nahrungsentrang. *Bothriocephalus acheilognathi*, ein aus China eingeführter Bandwurm kann jedoch auch zu Mortalitäten führen und *Ligula intestinalis*, die Larve eines Vogel-Bandwurms mit einer Länge von bis 20cm, durchbricht gelegentlich die Abdominal-Wand und kann ebenfalls den Tod des Fisches verursachen. Auch Kratzwürmer (Acanthocephala) können die Darmwand durchbrechen oder abgekapselt im abdominalen Gewebe gefunden werden. Im Darmtrakt können verschiedene Saugwürmer (Trematoden), Fadenwürmer (Nematoden), oder auch Protozoen (beispielsweise Flagellaten) gefunden werden. Auch ein Befall des Intestinaltraktes mit Apicomplexa (Kokzidien) wird gelegentlich beobachtet.

Relativ häufig können Metazerkarien des Trematoden *Diplostomum spathaceum* in der Linse betroffener Fische gesehen werden. Solche Fische sind eine leichte Beute für fischfressende Vögel, den Endwirt des Parasiten. Ebenfalls zu den digenen Trematoden zählt *Sanguinicola inermis*. Dieser parasitiert vorwiegend im Herzen des Fisches, von wo er Eier entlässt, welche zu Infarkten in den Kiemen führen.

Shaerospora renicola und *S. molnari*, Parasiten welche zum Taxon der Myxozoa gehören, schädigen Karpfen insbesonders durch im Blut zirkulierenden Entwicklungsstadien. Auch die Flagellaten *Trypanosoma carassii* und *Trypanoplasma borreli* können in Blutgefäßen parasitieren.

2. Bakterien

Bakterien spielen als primäre Krankheitserreger bei Karpfen kaum eine Rolle. Bei geschwächten, gestressten oder mit anderen Pathogenen infizierten Tieren sowie bei schlechten Umweltbedingungen können jedoch verschiedenste Bakterien sowohl zu lokalen als auch systemischen Infektionen führen. Bedingungen wie sie in der Aquakultur häufig anzutreffen sind (hohe Besatzdichte, hohe organische Belastung des Wassers, niedriger Sauerstoffgehalt) sowie hohe Wassertemperaturen begünstigen den Ausbruch bakterieller Erkrankungen. Als obligat pathogen gilt *Aeromonas salmonicida novi*, der Erreger der Erythrodermatitis. Infizierte Fische zeigen Hautveränderungen (Rötungen, Blutungen, Ulzerationen). Auch ein septikämischer Verlauf ist möglich. Die Mortalität ist üblicherweise niedrig (20-25%). Zu den fakultativ pathogenen Bakterien werden u.a. verschiedene Aeromonaden (*A. hydrophila*, *A. sobria/caviae*), *Citrobacter*, sowie Pseudomonaden gezählt. Auch diese können sowohl zu lokalen Infektionen als auch zu Septikämien führen. Bei der Gruppe der Flavobakterien handelt es sich um bedeutende Pathogene, die vor allem als Sekundärerreger, aber auch bei hohen Wassertemperaturen und schlechter Wasserqualität eine Rolle spielen. Erkrankte Fische zeigen vorwiegend Kiemennekrosen und Hautschäden. Infektion mit Mykobakterien und Botulismus scheinen nach heutigem Wissensstand keine Rolle zu spielen.

3. Pilze

Pilzerkrankungen treten meist als Sekundärinfektionen nach Vorschädigungen verschiedenster Art (bakterielle Infektion, mechanische, chemisch, physikalische Schäden, Parasiten, etc.) auf. Für Karpfen relevante Pilze gehören den Genera Saprolegnia, Achyla und Branchiomycetes an. Typische Infektionen mit Saprolegnia führen zu wattebauschartigen Belägen der Haut. Dabei dringen die Pilze in die Haut ein und schädigen diese, was zu einer Störung des osmotischen Gleichgewichts und nachfolgendem Tod führen kann. Die Branchiomykose führt zu oft massiven Schäden an den Kiemen; auch diese Infektion kann letztendlich zum Tod des befallenen Fisches führen.

4. Viren

Virale Erkrankungen sind in der Aquakultur von besondere Bedeutung, da sie innerhalb kurzer Zeit zu hohen Verlusten führen können. Für Karpfen sind hier insbesondere die Erreger der Frühjahrsvirämie (Spring Viremia of Carp, SVC) und die Koi Herpesvirus Erkrankung (KHVD) von Bedeutung. Die Frühjahrsvirämie wird durch ein Rhabdovirus verursacht. Zu Erkrankungen kommt es bei Temperaturen von 11°-17°, die erkrankten Fische zeigen unspezifische Symptome wie Apathie, Inappetenz, Glotzaugen, Haurötungen und -blutungen oder Bauchwassersucht. Besonders empfänglich sind Jungfische. Morbidität und Mortalität betragen bis zu 70%. Die Empfänglichkeit verschiedener Cypriniden, die relativ lange Persistenz des Erregers in Wasser und Schlamm bei passenden Temperaturen, sowie eine Persistenz des Erregers in klinisch gesunden Fischen (Latenz, Carrier) haben dazu geführt, die Krankheit von der Liste der in der EU anzeigepflichtiger Fischseuchen zu streichen (2008/53/EG). Nichtsdestotrotz gelten national unterschiedliche Regelungen für den Umgang mit dieser Krankheit; in Österreich bestehen diesbezüglich keinerlei Regelungen.

Erreger der Koi Herpesvirus Erkrankung (KHVD) ist das cyprinide Herpesvirus 3 (CyHV-3), welches nur bei Karpfen und deren Hybriden zu Erkrankungen führt. Die Erkrankung tritt bei 15-28°C auf und kann bis zu 100% Mortalität führen. Erkrankte Fische zeigen Apathie, Inappetenz, Atemnot, eingesunkene Augen, Hautveränderungen und Kiemennekrosen. Der Verlauf ist temperatur- und faktorenabhängig. Alle Altersstadien sind betroffen. Die Erkrankung ist in den USA, Asien und Europa weit verbreitet und führt immer wieder zu Massensterben von Karpfen in Aquakultur und Freigewässern. In Europa liegen die meisten Meldungen aus Deutschland und England vor. Der Erregernachweis unterliegt derzeit in der EU der Anzeigepflicht (2006/88/EG).

Als „neu auftretende Krankheit“ in Karpfenbeständen gilt in den letzten Jahren die Ödemkrankheit der Karpfen/Schlafkrankheit der Koi (carp edema virus disease, CEVD/ koi sleepy disease KSD). Als Erreger gilt ein Poxvirus, dessen Kultivierung in Zellkultur bisher nicht gelungen ist und von dem nur Teile des Genoms bekannt sind. Auch diese Krankheit ist temperaturabhängig und tritt bevorzugt bei 6-15°C, bei Koi auch bei höheren Temperaturen auf. Betroffene Fische zeigen Apathie (auf der Seite Liegen- „Schlafkrankheit“), eingesunkene Augen, pappigen Hautschleim und Kiemenveränderungen. Berichte über Mortalitäten sind unterschiedlich und geben Zahlen zwischen wenigen und bis zu 80% an.

Eine global auftretende, als gutartig geltende Erkrankung der Karpfen ist die Infektion mit Cyprinidem Herpesvirus 1 (CyHV-1), dem Erreger der Karpfenpocken. Die Erkrankung zeichnet sich durch eine Hyperplasie von Hautzellen aus, was zu wachähnlichen Hautveränderungen führt. In Abhängigkeit von der Temperatur ist dies Krankheit oft selbstlimitierend und verschwindet während der Sommermonate von selbst. Während es bei adulten Fischen zu keinen Mortalitäten kommt, kann die Infektion bei Jungfischen durchaus zu einer Allgemeininfektion mit hohen Mortalitäten führen.

5. Frühjahrsmortalität der Karpfen

In zahlreichen Europäischen Ländern, wie auch in Österreich, sind unerklärte Mortalitäten von Karpfen im Frühjahr ein wiederkehrendes Problem. Diese Mortalitäten, welche bis zu 90% eines Bestandes ausmachen können, betreffen alle Altersstadien. Trotz intensiver Ursachenforschung und immer neuer Vermutungen konnte bisher keine überzeugende Erklärung für dieses Phänomen gefunden werden.

II Allgemeine Auswirkungen von Infektionserregern

Fischkrankheiten verursachen wirtschaftliche Einbußen u.a. durch verzögerte/verringerte Zunahme, Behandlungskosten, Sanierungsmaßnahmen, Probleme bei der Vermarktbarkeit, erhöhte Futterkosten sowie Mortalitäten.

Das Überleben der Fische ist abhängig von einem Gleichgewicht zwischen Fisch, Umwelt (biologisch/physikalisch/chemisch) und Erreger. Solange dieses Gleichgewicht nicht gestört ist, können auch mit Erregern infizierte Fische frei von Krankheit bleiben. Die Auswirkung einer Infektion mit Krankheitserregern hängt somit von zahlreichen Faktoren, welche in komplizierten Wechselwirkungen zueinanderstehen, ab. Zu diesen Faktoren zählen seitens des Wirts (=Fisches) das Alter, der Immunstatus, die allgemeine Kondition sowie der Reproduktionszyklus. Relevante Umweltfaktoren sind Temperatur, Wasserqualitäts-Parameter, Besatzdichte, Ernährung, Management-Maßnahmen, Zukauf; und seitens des Erregers sind dessen Pathogenität, Virulenz und Tenazität von Bedeutung sowie die gesamte Biozönose des aquatischen Umfelds.

III Auswirkungen von Krankheiten auf die österreichische Karpfen-Aquakultur

Krankheiten und Mortalitäten von Fischen in Österreich werden nur dann offiziell erfasst, wenn es sich um anzeigepflichtige Ereignisse nach BGBl. II Nr. 315/2009 handelt. Für Karpfen trifft dies bei Verdacht oder Nachweis des Erregers der KHVD sowie unerklärte Mortalitäten zu. Jedoch hat die Dokumentation jeglicher Mortalitäten in einem genehmigten Aquakulturbetrieb durch den Betreiber zu erfolgen und muss auf Verlangen der Behörde vorgelegt werden (BGBl. II Nr. 315/2009, §8).

Damit Auswirkungen von Krankheiten abgeschätzt werden können, müssen Krankheiten auch als solche erkannt werden. Bei täglich überwachten Teichen können Futteraufnahme und Verhalten einen Hinweis auf den Gesundheitszustand der Fische geben. In extensiv bewirtschafteten, großen Teichen können

Krankheitsausbrüche aber auch leicht übersehen werden, wenn kranke Fische die Opfer von Prädatoren werden oder verenden und auf den Teichboden sinken, von wo sie durch natürliche Prozesse verschwinden. Solche niedrige akuten, aber hohe kumulativen Mortalitäten kommen vor allem in geschwächten oder mit mehreren unterschiedlichen Pathogenen belasteten Beständen vor. Das Fehlen dieser Fische wird dann erst beim Abfischen bemerkt. Umgekehrt kommt es beim Ausbruch von viralen Erkrankungen im allgemeinen schnell zu hoher Morbidität und Mortalität. Bei solchen Ereignissen besteht einerseits die Gefahr, dass sie Umweltfaktoren zugerechnet werden; andererseits ist den meisten Karpfenproduzenten bekannt, dass virale Erkrankungen nicht ursächlich bekämpft werden können, was ein mangelndes Interesse an einer diagnostischen Abklärung erklären könnte.

Es ist davon auszugehen, dass bei vielen Krankheitsgeschehen in Teichwirtschaften kein Tierarzt zugezogen wird und die Produzenten mittels Management- und Desinfektionsmaßnahmen selbst tätig werden. Wird ein Tierarzt zugezogen, so können Untersuchungen, Beprobungen und manche weiterführende diagnostischen Verfahren von ihm selbst durchgeführt werden, oder es werden Laboratorien damit beauftragt. In Österreich gibt es mehrere Stellen, welche solche Untersuchungen durchführen. Manche Tierärzte schicken ihre Proben auch ins benachbarte Ausland. Die Anzahl und die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind jeweils nur den betroffenen Parteien bekannt.

Versucht man die Antibiotika- Mengenstrom Analyse aus dem Jahre 2017 mit einem Verbrauch von <0,1% für „andere Tiere“, welche Fische inkludieren, heranzuziehen, so ergäbe dies eine Antibiotika-Verbrauch von 44,6 kg für diese Tiergruppe. Es ist davon auszugehen, dass ein Großteil dieser Menge für Salmoniden verwendet wurde. Ausgehend von diesen Zahlen kann man also daraus schließen, dass der Verbrauch von Antibiotika für Karpfen vernachlässigbar ist und systemische bakterielle Erkrankungen von Karpfen in Österreich nur eine sehr untergeordnete Rolle spielen oder nicht gezielt behandelt werden. Andere als perorale Behandlungsmöglichkeiten von Karpfen sind aufgrund der Betriebsstrukturen oft nicht oder nur zeitlich limitiert durchführbar.

In das Nationale Referenzlabor für Fischkrankheiten gelangten während der vergangenen sechs Jahre jährlich ca. 10-20 Karpfen zur Untersuchung. Diese niedrige Untersuchungsfrequenz von Karpfen ist der in Österreich tiefssitzenden Angst der Produzenten geschuldet, in ihrem Bestand könnten mit dem CyHV-3 infizierte Fische gefunden werden. Aus diesem Grund stammten nahezu alle im Nationalen Referenzlabor untersuchten Karpfen aus Angel- und Hobbyteichen. Von den Betreibern dieser Teiche wird, insbesondere im Frühjahr, auch immer wieder von hohen Mortalitäten in den eigenen oder ihnen bekannten Teichen berichtet. Die Untersuchungsergebnisse der eingelangten Karpfen zeigen das Vorkommen von KHV, SVC, CEV sowie bakterieller und parasitärer Erkrankungen auf; es ist durchaus davon auszugehen, dass diese Krankheiten in vergleichbarem Ausmaß auch in den Karpfen-Produktionsbetrieben vorkommen.

Konkret wurde im Nationale Referenzlabor für Fischkrankheiten das CyHV-3 seit 2012 bei klinisch erkrankten Karpfen jährlich einmal nachgewiesen, 2017 jedoch zweimal. Trotz eindeutiger Diagnose finden

diese Ausbrüche nicht immer Niederschlag in offiziellen Darstellungen. Die Gründe dafür sind mannigfaltig. Der Nachweis der SVC ist hingegen ein seltenes Ereignis. Es scheint, dass diese Krankheit nicht mehr die Bedeutung besitzt die sie vormals hatte. Umgekehrt war 2019 eine Zunahme an klinisch und Labor-positiven Fällen von CEV zu verzeichnen, mit unterschiedlichen Verläufen und Mortalitäten. Die Bedeutung dieser Erkrankung für Österreich, die in Teilen Europas als ernst zunehmende Bedrohung der Karpfen Aquakultur gesehen wird, lässt sich derzeit nicht abschätzen.

Als grobe Orientierung für Verluste in der Karpfenproduktion gilt nach Bohl (1999) folgendes:

K0-Kv 30-70% (50%)

Kv-K1 10-30% (20%)

K1-K2 5-15% (10%)

K2-K3 3%

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass aufgrund der spärlichen vorliegenden Daten keine seriöse Aussage über Auswirkungen von Krankheiten auf die Karpfen-Aquakultur in Österreich zu treffen ist. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die oben genannten Krankheiten weit verbreitet sind. Aufgrund der meist extensiven Haltung und einer umsichtigen Bewirtschaftung dürften verlustreiche Krankheitsgeschehen aber eher eine Ausnahme darstellen. Bei unerklärlich niedrigen Abfisch-Zahlen böten sich Untersuchungen von verbliebenen Fischen zur Abklärung von in der Population vorhandenen Infektionen an. Zusätzlich könnte ein anonymes, von TierärztlInnen befülltes Register zur österreichweiten Erfassung von Fischkrankheiten dazu beitragen, den Einfluss von Krankheiten auf die Karpfen Aquakultur transparenter zu machen.

Verwendete Literatur

- Bücher und Schriftreihen

Aquaculture Principles and Practices, Pillay T.V.R. & Kutty M.N. (eds), Blackwell Publishing UK

Baruš V., Peňáz M., Kohlmann K. (2002). *Cyprinus carpio* (Linnaeus 1758). In: M. Banaresku and Paepke H.J. (eds.). The freshwater fishes of Europa. Cyprinidae 2 Vol. 5/III Part III: Crassius to Cyprinus. Gasterosteidae. AULA-Verlag, Wiebelsheim.

Behrmann-Godel (2015) Disease Agents and Parasites of Carp. In: C. Pietsch and Hirsch P. (eds) Biology and Ecology of Carp. CRC Press Taylor&Francis Group, FL, USA

Bohl M. Zucht und Produktion von Süßwasserfischen. 1999. DLG-Verlag-GmbH, Frankfurt am Main

Carp Biology and Culture, Roland Billard (ed), INRA, Paris, 1995

FAO 2018. The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals. Rome. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

FAO FISHERIES AND AQUACULTURE TECHNICAL 566 PAPER (2011) Better Management Practices for Carp Production in Central and Eastern Europe, the Caucasus And Central Asia

Fuchs R. & Fuchs K (2018) Bericht über den Vertrieb von Antibiotika in der Veterinärmedizin in Österreich 2013–2017. Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH Fachbereich Integrative Risikobewertung, Daten und Statistik. Zinzendorfgasse 27, 8010 Graz

Rodger H.D. Fish Disease Causing Economic Impact in Global Aquaculture. In: A. Adams (ed.), Fish Vaccines (Birkhäuser Advances in Infectious Diseases), Sterling, UK

- Zeitschriftenaufsätze

Way K., Haenen O., Stone D., Adamek M., Bergmann S.M., Bigarré L., Diserens N., El-Matbouli M., Gjessing M.C., Jung-Schroers V., Leguay E., Matras M., Olesen N.J., Panzarini V., Piacková V., Toffan A., Vendramin N., Vesely T., Waltzek T. (2017) Emergence of carp edema virus (CEV) and its significance to European common carp and koi *Cyprinus carpio* DAO Vol. 126: 155–166

Ellis T., Berrill I., Lines J., Turnbull J.F., Knowles T.G. (2012) Mortality and fish welfare Fish Physiol Biochem 38:189–199

Rajić Z., Vignjević-Đorđević N., Čanak S. (2016) Production and economic results of intensive carp (*Cyprinus carpio*) farming in Serbia. Economics of Agriculture 4/2016: 1445-1458

Jeney Z. and Jeney G. (1995). Recent achievements in studies on diseases of common carp (*Cyprinus carpio* L.). Aquaculture 129(1–4): 397–420.

Department für Nutztiere und öffentliches
Gesundheitswesen in der Veterinärmedizin
Universitätsklinik für Geflügel und Fische
Abteilung Fischmedizin
Leiter: Prof. Dr. Mansour El-Matbouli
V e t e r i n ä r m e d i z i n i s c h e U n i v e r s i t ä t W i e n



- Gesetzestexte

Richtlinie 2006/88/EG des Rates vom 24. Oktober 2006 mit Gesundheits- und Hygienevorschriften für Tiere in Aquakultur und Aquakulturerzeugnisse und zur Verhütung und Bekämpfung bestimmter Wassertierkrankheiten

2. Richtlinie 2008/53/EG der Kommission vom 30. April 2008 zur Änderung von Anhang IV der Richtlinie 2006/88/EG des Rates in Bezug auf die Frühlingsvirämie des Karpfens (SVC)

Verordnung des Bundesministers für Gesundheit über Gesundheits- und Hygienevorschriften für Tiere der Aquakultur und Aquakulturerzeugnisse sowie zur Verhütung und Bekämpfung bestimmter Wassertierkrankheiten (Aquakultur-Seuchenverordnung) StF: BGBl. II Nr. 315/2009

Umweltbundesamt GmbH

Spittelauer Lände 5

1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04

Fax: +43-(0)1-313 04/5400

office@umweltbundesamt.at

www.umweltbundesamt.at

Die Pilotstudie 4 verfolgt das Ziel, im Rahmen von drei Modulen

**Methoden zu entwickeln, die eine Erweiterung des Datenbestandes
im Bereich der Aquakultur erlauben.**

**Im ersten Modul erfolgte die Entwicklung einer Methode zur Erfassung
der Ökosystemleistungen der Aquakultur in Österreich. Hierbei wurden
potenzielle Ökosystemleistungen getrennt für die beiden Anlagentypen
Teichanlage und Durchflussanlage und potenzielle zusätzliche
Leistungen einer Kreislaufanlage dargestellt.**

**Im zweiten Modul stand der experimentelle Ansatz „AquaOtter“
(durchgeführt an der BOKU), welcher den Prädationsdruck von
Fischottern untersuchte, im Zentrum.**

**Das dritte Modul widmete sich mittels Interviews und Befragungen
der Offenlegung von Hemmnissen und Potenzialen der Produktions-
steigerung, sowie der Erhebung des Medikamenteneinsatzes und der
Mortalitätshöhe**