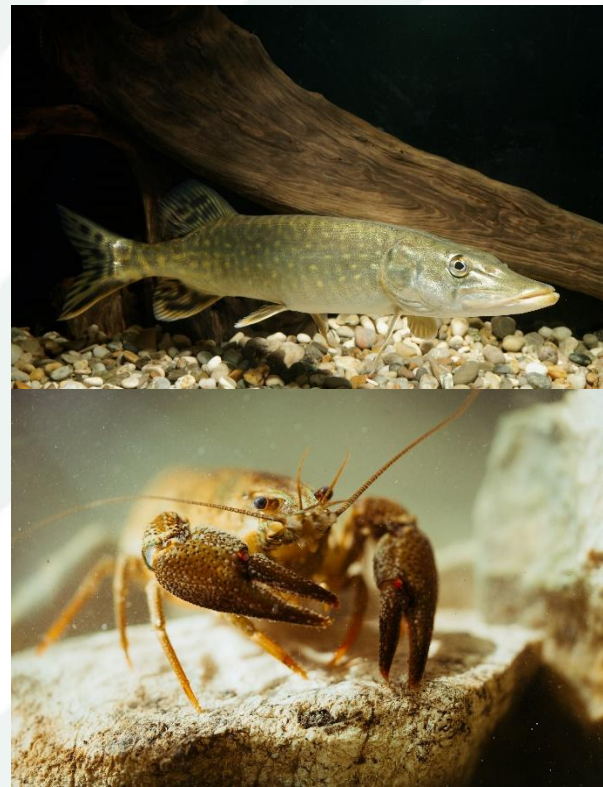


Endbericht

Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der
Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen (MFKK)

EMFAF 2021-2027



Hecht, adult, © ÖBf Archiv/Ratschan 2016

Edelkrebs © Pia Teufel, 2024

Mit Unterstützung von Bund, Ländern und Europäischer Union

Bundesministerium
Land- und Forstwirtschaft,
Klima- und Umweltschutz,
Regionen und Wasserwirtschaft



 **Bundesamt
für Wasserwirtschaft**
Institut für Gewässerökologie
und Fischereiwirtschaft



Endbericht – EMFAF-Projekt:

Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen

Autoren: Luisa Wallner MSc¹, DI Andreas Haas¹, Philipp Schubert-Zsilavec BSc¹,
DI Stefan Auer², Samuel Auer MSc², Mag. Dr. Martin Luger³,
Mag. Dr. Barbara Pammer-Lahnsteiner³,
Mag. Barbara Kammerlander PhD³, Dr. Corinna Wallinger⁴

Institut: ¹ Österreichische Bundesforste AG, ² Blattfisch e.U.,
³ Bundesamt für Wasserwirtschaft, ⁴ Sinsoma GmbH

Berichtszeitraum: 01.04.2023 bis 31.03.2026

Datum: 31.03.2026

Kontakt: Luisa Wallner MSc
Österreichische Bundesforste AG
Pummergeasse 10-12
3002 Purkersdorf
Austria

T: +43 664 819 73 82

Luisa.wallner@bundesforste.at
www.bundesforste.at

Danke an alle Unterstützerinnen und Unterstützer

Das Projektteam möchte sich herzlich bei allen Helferinnen und Helfern bedanken, die mit ihrem Engagement, ihrer Zeit und ihren Ideen zum Erfolg dieses Projekts beigetragen haben.

Ein besonderer Dank gilt **Mag. Martin Müller** für seine Ruhe beim Führen eines Bootes und seine fachlichen Inputs, **Michael Grohmann MSc** für die Unterstützung am Boot und sein Fachwissen für CMR-Bewertungen, **Petr Pokorny und Pavlína Blažková von der Fa. Pokorny Netze** die uns sowohl mit Ausrüstung, Booten und viel Arbeit, Engagement und Energie mit durch das Projekt getragen haben sowie unseren beiden Praktikanten **Florian Köstner** und **Maximilian Baschny** denen kein Wetter zu schlecht und kein Arbeitstag zu lang war.

Ohne die Hilfe und das Mitwirken von euch und auch der Unterstützung durch die **Bewirtschafter, Aufsichtsfischer** und die **MitarbeiterInnen der Forstbetriebe der ÖBf-AG** wäre es um vieles schwerer gewesen das Projekt erfolgreich abzuschließen.

Ohne euren Beitrag wäre dieses Ergebnis nicht möglich gewesen. Vielen Dank für eure großartige Unterstützung!

1 Inhalt

1	Inhalt.....	iii
	Einleitung MFKK-Projekt.....	1
	Tätigkeiten 2023 - 2025.....	2
2	Untersuchte Seen	3
2.1	Hintersee	3
2.2	Offensee	4
2.3	Gleinkersee	5
2.4	Erlaufsee.....	6
2.5	Prebersee.....	7
2.6	Vorderer Langbathsee.....	8
2.7	Afritzer See	9
2.8	Laudachsee	10
3	Methoden	11
3.1	Standardisierte Fischbestandserhebung nach Leitfaden (GZÜV).....	11
3.2	Capture-Mark-Recapture (CMR)	14
3.2.1	Allgemeine Vorgehensweise	15
3.2.2	Reusen	16
3.2.3	Elektrobefischung	19
3.2.4	Ringwadenbefischung.....	20
3.2.5	Statistische Auswertung	22
3.3	Erhebung der Edelkrebsbestände	23
3.3.1	Uferkartierung bei Tag.....	23
3.3.2	Uferkartierung bei Nacht.....	23
3.3.3	Reusenmonitoring.....	23
3.3.4	Artificial Traps / Ziegelsteine	24
3.3.5	Betauchung.....	24
3.3.6	Berechnung des Erhaltungszustands	24
3.4	Umwelt-DNA (environmental DNA - eDNA)	25
3.4.1	Methodik	26
4	Ergebnisse	29
4.1	Hintersee	30
4.1.1	Standardmethodik Fischbestandserhebung.....	32

4.1.2	eDNA-Analyse	57
4.1.2.1	<i>Diagnostischer Nachweis der Krebspest</i>	57
4.1.2.3	<i>Interpretation der Ergebnisse</i>	58
4.2	Offensee	60
4.2.1	Standardmethodik Fischbestandserhebung.....	62
4.2.2	Erhebung der Edelkrebsbestände	99
4.2.3	eDNA-Analyse	104
4.3	Erlaufsee.....	108
4.3.1	Standardmethodik Fischbestandserhebung.....	110
4.3.2	Capture-Mark-Recapture.....	148
4.3.3	Erhebung der Edelkrebsbestände	155
4.3.4	eDNA-Analyse	157
4.4	Gleinkersee	162
4.4.1	Standardmethodik Fischbestandserhebung.....	164
4.4.2	Capture-Mark-Recapture.....	195
4.4.3	Erhebung der Edelkrebsbestände	202
4.4.4	eDNA-Analyse	204
4.5	Prebersee.....	208
4.5.1	Standardmethodik Fischbestandserhebung.....	210
4.5.2	Erhebung der Edelkrebsbestände	239
4.5.3	eDNA-Analyse	241
4.6	Vorderer Langbathsee.....	245
4.6.1	Standardmethodik Fischbestandserhebung.....	248
4.6.2	Capture-Mark-Recapture.....	281
4.6.3	Erhebung der Edelkrebsbestände	289
4.6.4	eDNA-Analysen.....	291
4.7	Afritzer See	296
4.7.1	Standardmethodik Fischbestandserhebung.....	298
4.7.2	Capture-Mark-Recapture.....	332
4.7.3	eDNA-Analyse	342
4.8	Laudachsee	347
4.8.1	Standardmethodik Fischbestandserhebung.....	349
4.8.2	Erhebung der Edelkrebsbestände	375

4.8.3	eDNA-Analyse	377
5	Vergleich der Methoden zur Untersuchung der Fischbestände	380
5.1	Erlaufsee.....	381
5.1.1	Allgemeine Ausfangdaten.....	381
5.1.2	Längenstatistik gefangener Fischarten nach Fangmethode	382
5.1.3	Längenfrequenz.....	383
5.1.4	Ermittlung der Biomasse & Abundanz	384
5.2	Gleinkersee	385
5.2.1	Allgemeine Ausfangdaten.....	385
5.2.2	Längenstatistik gefangener Fischarten nach Fangmethode	386
5.2.3	Längenfrequenz.....	387
5.2.4	Ermittlung der Biomasse & Abundanz	388
5.3	Vorderer Langbathsee.....	389
5.3.1	Allgemeine Ausfangdaten.....	389
5.3.2	Längenstatistik gefangener Fischarten nach Fangmethode	390
5.3.3	Längenfrequenz.....	391
5.3.4	Ermittlung der Biomasse & Abundanz	392
5.4	Afritzer See	393
5.4.1	Allgemeine Ausfangdaten.....	393
5.4.2	Längenstatistik gefangener Fischarten nach Fangmethode	394
5.4.3	Längenfrequenz.....	395
5.4.4	Ermittlung der Biomasse & Abundanz	396
6	Fazit der Methoden zur Untersuchung der Fischbestände	397
6.1	Standardisierte Fischbestandserhebung nach Leitfaden (GZÜV).....	397
6.2	Capture-Mark-Recapture	398
6.3	Multimaschen-Kiemennetze (EN 14757)	399
6.4	Hydroakustik/Echolot (EN 15910).....	400
6.5	Reusen	400
6.6	Ringwade	401
6.7	Elektrobefischung.....	403
6.8	eDNA.....	403
7	Leitfaden für Erhebungen von Fischbeständen in kleinen alpinen Seen.....	405
8	Fazit der Methoden zur Untersuchung der Krebsbestände	409

8.1	Sichtkartierung am Tag	409
8.2	Sichtkartierung bei Nacht	409
8.3	Reusenmonitoring	409
8.4	Betauchung	410
8.5	eDNA	410
9	Leitfaden für Erhebungen von Krebsbeständen in kleinen alpinen Seen	411
9.1	Schritt 1: Wahl der Erhebungsmethode	411
9.2	Schritt 2: Auswahl der Probestrecke	411
9.3	Schritt 3: Erhebung relevanter Indikatoren	411
9.4	Schritt 4: Berechnung des Erhaltungszustands	411
10	Referenzen	415
10.1	Links	417
11	Appendix	418

Einleitung MFKK-Projekt

Im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie werden alle großen österreichischen Seen (>50 ha) regelmäßig und unter Verwendung standardisierter Methoden den Vorgaben der WRRL untersucht und bewertet. Im Gegensatz dazu ist das Wissen über die Limnologie und Biologie der oft angelfischereilich und touristisch intensiv genutzten Kleinseen (<50 ha) vergleichsweise lückenhaft. Um diese Wissenslücke über Fisch- und Krebsbestände zu schließen, ist es Ziel dieses Projektes unter Verwendung unterschiedlicher Methoden, Daten für die Erarbeitung zukünftiger Managementmaßnahmen wie z.B. Anpassungen der Bewirtschaftung, das Eruiere nachhaltiger Entnahmemengen bzw. den Status der Populationen von Fisch- und Krebsbeständen zu erheben.

Das MFKK-Projekt wurde innerhalb des Europäischen Meeres-, Fischerei- und Aquakulturfonds (EMFAF) 2021-2027 durch das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft gefördert und von der Österreichischen Bundesforste AG (ÖBf) in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Wasserwirtschaft (BAW) und dem Büro blattfisch e.U. im Zeitraum vom 01. April 2023 bis 31. März 2026 durchgeführt.

Insgesamt wurde an acht Seen (Hintersee, Prebersee, Offensee, Gleinkersee, Laudachsee, Vorderer Langbathsee, Erlaufsee und Afritzer See) die Fisch- und Krebsbestände erhoben.

Für die fischökologische Untersuchung wurden drei Methoden angewendet und miteinander verglichen, um Aussagen betreffend der Anwendungsmöglichkeiten und ebenso Anwendungsgrenzen der Methoden für das fischereiliche Monitoring an Kleinseen zu finden. Dafür wurde die Standardmethodik für Seen > 50 ha laut Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), Fang-Markierung-Wiederfang (Capture-Mark-Recapture, CMR) und Analysen mittels Umwelt DNA (e-DNA) angewandt.

Neben den Fischbeständen lagen auch die Krebsbestände im Fokus des Projektes. Speziell die kleinen Seen bieten wichtige Habitate und Rückzugsgebiete für die stark bedrohten heimischen Krebsbestände. Die Bestandserhebung wurde mit Hilfe von Sichtkartierung bei Tag und Nacht, Reusenerhebung, Betauchung und mit e-DNA durchgeführt und anhand der Methodik nach Auer et al, 2018 bewertet.

Für jeden See wurden separate Berichte sowie Bewirtschaftungsempfehlungen erstellt, um die Ergebnisse den Fischereiberechtigten zur Verfügung zu stellen und Empfehlungen für die Bewirtschaftung zu geben. Die Ergebnisse aus den einzelnen Erhebungen und den unterschiedlichen Untersuchungsmethoden wurden im vorliegenden Bericht verglichen und die Ableitungen daraus zusammengefasst.

Tätigkeiten 2023 - 2025

	Jahr	standardisierte GZÜV	Echolot	Krebse	CMR	eDNA
Hintersee	2023	x				x
Offensee	2023	x	x	x		x
Erlaufsee	2024	x	x	x	x	x
Gleinkersee	2024	x	x	x	x	x
Prebersee	2024	x		x		x
Vorderer Langbathsee	2025	x	x	x	x	x
Afritzer See	2025	x			x	x
Laudachsee	2025	x		x		x

2 Untersuchte Seen

2.1 Hintersee

Der Hintersee befindet sich fast zur Gänze in der Gemeinde Faistenau (Sbg.) und liegt auf 687,4 m Seehöhe in der Bioregion Kalkvoralpen auf einem Hochplateau der Osterhorngruppe. Sein Hauptzufluss ist der Tauglbach (Haunschmidt et al., 2006). Der Hauptabfluss des Sees erfolgt über Kraftwerke der Salzburg AG und den Almbach. Das Einzugsgebiet des Hintersees ist weitgehend naturbelassen und besteht größtenteils aus Waldflächen.

Er umfasst eine Fläche von 68 ha und einer maximalen Wassertiefe von 21,4 m.

Der Hintersee ist ein natürlicher See, der seit 1924 für die Kraftwerksgruppe Wiestal-Strubklamm der Salzburg AG als Stausee genutzt wird und daher mittlerweile überdurchschnittlichen und nicht dem natürlichen Jahresverlauf folgenden Wasserspiegelschwankungen unterworfen ist.

Durch den stark seitens der Kraftwerksnutzung induzierten, künstlichen Wasseraustausch bzw. die Wasserhaltung ist eine stabile Temperaturschichtung im Hintersee kaum bis gar nicht möglich. Daher überschreitet die Oberflächentemperatur selten 22 °C und schwankt über die Jahreszeiten zwischen 3 °C und 22 °C (Land Salzburg, 2019).

Aufgrund seiner Zusammensetzung der Fischgesellschaft wird der Hintersee dem Seetyp „Seesaiblingsee“ zugeordnet (Gassner et al. 2003, 2005 a und b).

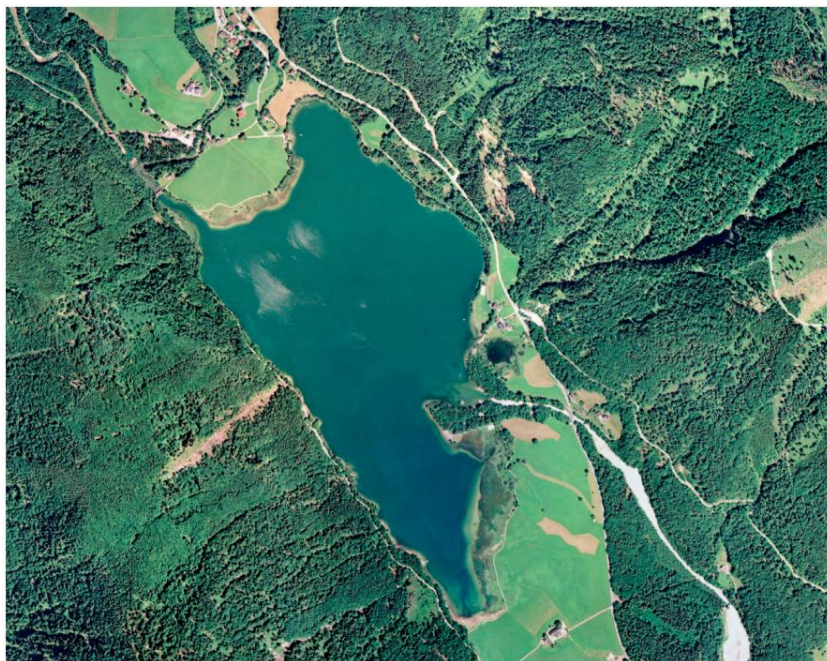


ABBILDUNG 1: HINTERSEE (LAND SALZBURG, 2019)

2.2 Offensee

Der Offensee ist der Bioregion „Kalkvoralpen“ (Moog et al., 2001) zugeordnet. Er befindet sich im oberösterreichischen Teil des Salzkammerguts, rund 7 km südöstlich von Ebensee oberösterreichischen Ausläufern des Toten Gebirges.

Der Offensee und das angrenzende Verlandungsmoor (FFH-Gebiet, AT3143000) sind als Natura 2000-Gebiet ausgewiesen. Das 20,61 km² große Einzugsgebiet ist überwiegend von Wäldern und naturnahen Flächen geprägt – lediglich geringe Anteile sind landwirtschaftliche Flächen.

Durch seine Beckenlage wird er meist nur über temporär wasserführende Gebirgsbäche und Grundwasser gespeist. Sein oberflächlicher Hauptzufluss ist der Rinnerbach. Der Bergsee entwässert über den Offenseebach und wird an diesem auch für energiewirtschaftliche Zwecke genutzt. Der 55 ha große Bergsee befindet sich auf einer Seehöhe von 649 m ü. A. und verfügt über eine maximale Wassertiefe von 38 m (BML, 2023).

Der Offensee verfügt über eine theoretische Wassererneuerungszeit von 0,5 Jahren. Die Besonderheit des Offensees ist die ein- bis zweimal jährliche Zirkulation, während der gesamte Gewässerkörper durchmischt wird. Insbesondere die Herbstzirkulation wird als holomiktisch eingestuft. Dies ist von keinem anderen See in Oberösterreich dieser Größe bekannt.

Im Zeitraum von 2018-2022 belief sich die Wassertemperatur in der Messtiefe von 0-1 m im Mittel auf 10,6 °C, wobei eine Maximaltemperatur von 21,1 °C und eine Minimaltemperatur von 1,4 °C nachgewiesen wurden.

Aufgrund der historischen Artenzusammensetzung wird der Offensee einem Seesaiblingsee ausgewiesen (Gassner et al. 2003).

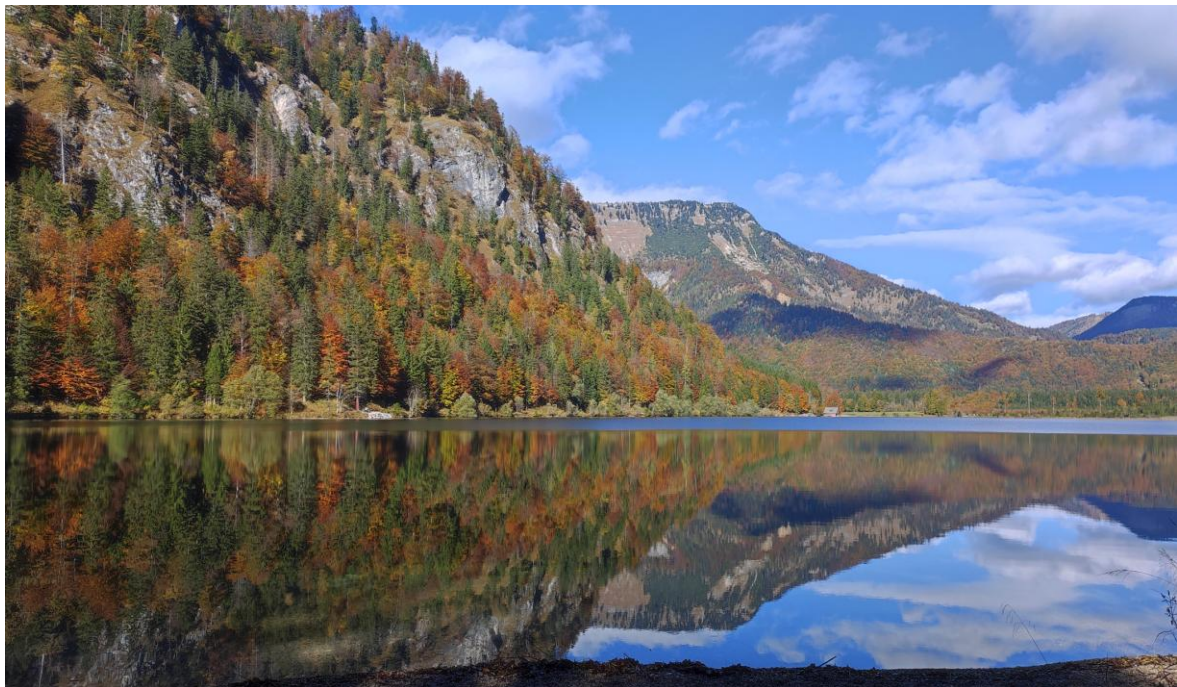


ABBILDUNG 2: OFFENSEE, BLICKRICHTUNG NORDWEST (©SAMUEL AUER)

2.3 Gleinkersee

Der Gleinkersee befindet sich am Nordrand der Kalkalpen in der Gemeinde Spital am Pyhrn und Roßleithen auf 806 m ü. A. Seehöhe. Er wird überwiegend durch unterirdische Quellen aus dem Karst gespeist und entwässert über den Seebach. Der Gleinkersee weist eine Fläche von 13 ha sowie eine maximale Tiefe von 24,5 m auf und steht seit 1965 unter Naturschutz. Das Einzugsgebiet ist überwiegend von Wäldern und naturnahen Flächen geprägt; lediglich ein geringer Anteil wird landwirtschaftlich genutzt. Insbesondere in den Sommermonaten wird der See intensiv touristisch durch Badegäste genutzt.

Aufgrund seiner geringen Fläche, der vergleichsweise großen Tiefe sowie der windgeschützten Lage kommt es im Gleinkersee nur selten zu einer vollständigen Durchmischung. Dies führt häufig zu einer raschen Erwärmung der oberflächennahen Wasserschichten (Badegewässerprofil: Gleinkersee, Spital a.P., 2023).

Der Gleinkersee wird dem Seetyp „Seesaiblingsee“ zugeordnet (Gassner et al. 2003). Die fischereiliche Nutzung wird extensiv betrieben; ein Fischbesatz erfolgt seit 2016 nicht mehr.

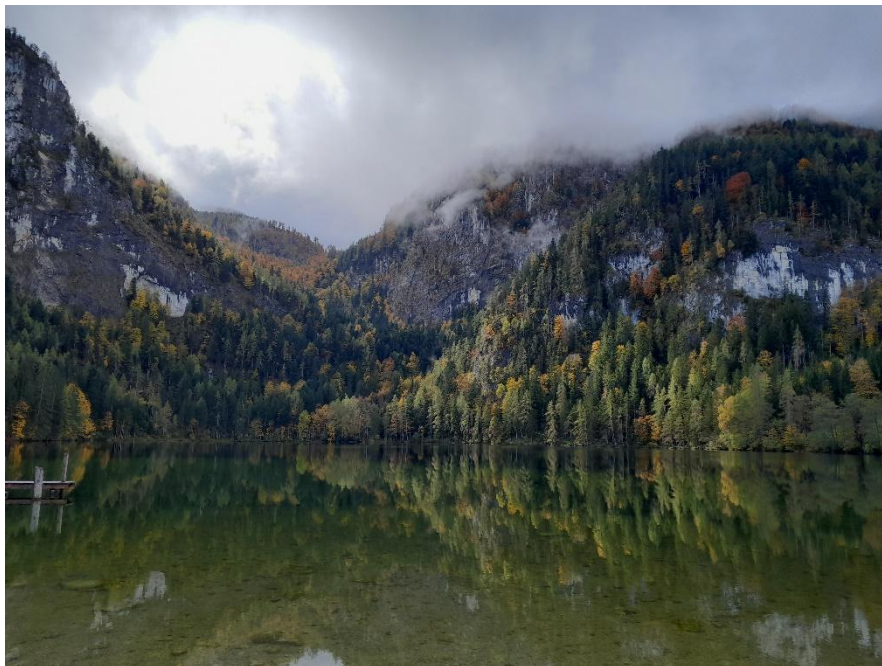


ABBILDUNG 3: GLEINKERSEE, BLICK RICHTUNG SÜDEN (©ÖBF-ARCHIV)

2.4 Erlaufsee

Der Erlaufsee liegt auf 835 m Seehöhe in der Region der nördlichen Kalkalpen, nördlich von Mariazell. Durch den See verläuft die Landesgrenze zwischen Niederösterreich und der Steiermark. Mit einer Fläche von 58 ha und einer maximalen Wassertiefe von 38 m stellt er den größten im Projekt untersuchten See dar. Der See wird von der Erlauf durchflossen. Das Einzugsgebiet ist überwiegend von Wäldern und naturnahen Flächen geprägt; ein geringer Anteil wird landwirtschaftlich genutzt. Am südöstlichen Ufer befindet sich ein größerer Badestrand, der insbesondere in den Sommermonaten intensiv genutzt wird (Badegewässerprofil: Erlaufsee, St. Sebastian, 2023).

Der Erlaufsee ist ein di- bis holomiktischer See und wird dem Seetyp „Seesailingsee“ zugeordnet (Gassner et al., 2003; Riedl H., Friehs B., Hochreiter M., 2007).



ABBILDUNG 4: ERLAUFSEE IM HERBST, BLICKRICHTUNG SÜDEN
(©ÖBF-ARCHIV)

2.5 Prebersee

Der Prebersee befindet sich im Salzburger Lungau an der Grenze zur Steiermark auf einer Höhe von 1544 m und liegt in einer gut ausgebildeten glazialen Schliffkehle am Südfuß des Hohen Preber in der Bioregion „unvergletscherte Zentralalpen“ (Haunschmidt et al., 2006). Er ist Teil des Landschaftsschutzgebietes Niedere Tauern sowie des Biosphärenparks Lungau. Der See wird von sechs kleinen Zuflüssen gespeist und entwässert über den Preberbach. Das Einzugsgebiet ist durch Almen, Wiesen und Wälder geprägt und umfasst zudem an moorige Standorte. Aufgrund des torfigen Uferbereichs weist der See eine dunkle Wasserfärbung auf und wird als Moorsee klassifiziert. Er besitzt eine Fläche von 5,4 ha und eine maximale Tiefe von 10,2 m.

Der Prebersee wird sowohl touristisch als Badesees als auch fischereilich genutzt.

Während die durchmischte, warme Oberflächenschicht gut mit Sauerstoff versorgt ist, kommt es infolge des Eintrags sauerstoffzehrender Huminstoffe aus den umliegenden Moorflächen im Verlauf des Sommers zu einer zunehmenden Sauerstoffzehrung bis hin zur vollständigen Sauerstofffreiheit in den tieferen Wasserschichten (Schaber P., Jäger P., Achleitner D., 2010).

Nach fischökologischer Seentypologie wird der Prebersee dem Seetyp „Seesaiblingsee“ zugeordnet (Gassner et al., 2003).



Abbildung 5: Blick auf den Prebersee

(<https://www.wanderhotels.com/magazin/wanderung-rund-um-den-prebersee/?season=winter>)

2.6 Vorderer Langbathsee

Der Vorderer Langbathsee liegt in einem Naturschutzgebiet in der Bioregion „Kalkvorpalpen“ (Moog et al., 2001) auf einer Seehöhe von 664 m ü. A. in der Gemeinde Gmunden, Oberösterreich. Der Hauptzufluss des Sees ist der Pfrillenbach, der aus dem Hinteren Langbathsee einmündet. Die Entwässerung erfolgt über den Langbathbach, der bei Ebensee in die Traun mündet (Land Oberösterreich, Seeprofil: Vorderer Langbathsee, 2021).

Er umfasst eine Fläche von rund 33 Hektar und erreicht an seiner tiefsten Stelle eine Wassertiefe von 33 Metern. Die umgebende Landschaft ist zu etwa 95,5 % von Wäldern, Wiesen und naturnahen Flächen geprägt. Nur ein geringer Anteil der Fläche ist verbaut oder wird landwirtschaftlich genutzt. Aufgrund seiner guten Erreichbarkeit wird der See sowohl fischereilich als auch in verstärktem Maß touristisch von Badegästen und Tauchern intensiv genutzt.

Hydrologisch handelt es sich um einen holo- und dimiktischen Seesaiblingsee mit oligotrophem Nährstoffhaushalt (Land Oberösterreich, Seeprofil: Vorderer Langbathsee, 2021; Gassner et al., 2003).



Abbildung 6: Vorderer Langbathsee, Blickrichtung Westen

(<https://www.salzkammergut.at/oesterreich-tour/detail/430001116/rund-um-die-langbathseen-in-ebensee.html>)

2.7 Afritzer See

Der Afritzer See befindet sich in der Gemeinde Feld am See im Gegendtal auf einer Seehöhe von 752 m ü. A., südöstlich des Millstätter Sees, in der Bioregion „unvergletscherte Zentralalpen“ (Haunschmidt et al., 2006).

Der See wird über mehrere kleinere Zuflüsse gespeist, die insbesondere während der Schneeschmelze sowie bei Starkregenereignissen erhöhte Wasser- und Sedimentfrachten eintragen. Die Entwässerung erfolgt nach Südosten über den Afritzerbach. Der Afritzer See weist eine Fläche von rund 48 ha auf und erreicht eine maximale Tiefe von 22,5 m (Hubmann, 1996). Das Südwestufer ist weitgehend naturnah und von Wald bis an das Ufer geprägt, während entlang des Nordwestufers eine Bundesstraße verläuft, zu deren Sicherung stellenweise Uferverbauungen aus Stein- und Betonstrukturen errichtet wurden.

Während der Sommermonate bildet sich im See eine ausgeprägte thermische Schichtung aus. Im Jahresverlauf kommt es zu zwei vollständigen Durchmischungsphasen, wodurch der See als holo- und dimiktisch klassifiziert wird. Im Jahr 2024 wurde der Afritzer See erneut als mesotroph eingestuft (Link).

Fischökologisch wird der See dem Seetyp „Laubensee“ zugeordnet und weist einen hohen Bestand an Fischarten auf. Er wird sowohl touristisch als auch angelfischereilich intensiv genutzt (Gassner et al., 2005; Hubmann, 1996).



ABBILDUNG 7: AFRITZER SEE, BLICKRICHTUNG SÜDEN
([HTTPS://WWW.VISITVILLACH.AT/DE/AFRITZ-AM-SEE.HTML](https://www.visitvillach.at/de/afritz-am-see.html))

2.8 Laudachsee

Der Laudachsee ist ein Gebirgssee in der Gemeinde Gmunden und liegt zwischen dem Grünberg und dem Traunstein auf einer Seehöhe von 895 m. Der See befindet sich innerhalb der Bioregion „Kalkvoralpen“ (Haunschmidt et al., 2006).

Die Wasserzufuhr erfolgt sowohl oberirdisch über einen kleinen Bach als auch über Quellzuflüsse, wobei zusätzlich ein Anteil unterirdischer Zuflüsse anzunehmen ist. Die Entwässerung erfolgt am Nordostufer über die Laudach. Der See weist eine Fläche von 11,8 ha sowie eine maximale Tiefe von 13 m auf (Seeprofil Laudachsee, 2020). Das Einzugsgebiet ist zu etwa 90 % von Wäldern, Wiesen und naturnahen Flächen geprägt.

Seit dem Jahr 2000 steht der Laudachsee gemeinsam mit den angrenzenden Moorflächen und Feuchtwiesen unter Naturschutz.

In Abhängigkeit vom Jahresverlauf wird der See als holo- bis dimiktisch eingestuft (Auinger & Wimmer, 2020).

Fischökologisch wurde der Laudachsee ursprünglich dem Seetyp „Seesaiblingsee“ zugeordnet (Gassner et al., 2005).



ABBILDUNG 8: DER LAUDACHSEE VOM KATZENSTEIN AUS GESEHEN
([HTTPS://WWW.BERGWELTEN.COM/A/DER-LAUDACHSEE-IM-PORTRAIT](https://www.bergwelten.com/a/der-laudachsee-im-portrait)).

3 Methoden

3.1 Standardisierte Fischbestandserhebung nach Leitfaden (GZÜV)

Für die Untersuchung der Seen wurde die standardisierte Methodik und das Bewertungsschema gemäß dem Leitfaden des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft (B1 Leitfaden Seen, Qualitätselement Fische, 2018) eingesetzt und die spezifische Anwendbarkeit an Kleinseen überprüft. Anhand der etablierten Erhebungsmethode wurden an den genannten Seen die Bestände entsprechend fischökologisch untersucht und gemäß den Vorgaben der EU-WRRL bewertet. Mit der im Leitfaden angegebenen Methodik wurden bis dato alle großen österreichischen Seen (> 50 ha) untersucht und bewertet. Grundsätzlich werden bei dieser standardisierten Befischung Multimaschen-Kiemennetze (EN14757), Elektrofischerei (EN 14011) und Hydroakustik (EN 15910) kombiniert.

Die standardisierte Netzbefischung basiert auf einer geschichteten Zufallsprobenahme in verschiedenen Tiefenbereichen. Der jeweilige Fangaufwand ist dabei abhängig von der Seeoberfläche und -tiefe (EN 14757, 2015). Entlang des Ufers werden in definierten Tiefenstufen Multimaschenkiemennetze (Typ: Nordic; Länge: 30 m, Höhe: 1,5 m; Maschenweiten: 5; 6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43; 55 mm) gesetzt (Abbildung 9). An der tiefsten Stelle des Sees erfolgt mit Freiwassernetzen eine Befischung der gesamten Wassersäule (Typ: Nordic; Länge 27,5 m; Höhe: 6 m; Maschenweiten wie oben angeführt, jedoch ohne 5 mm).

Zahlreiche Jungfische und manche Fischarten (z. B.: Aal, Aalrutte oder Hecht) sind mit dem Kiemennetz schwer zu fangen. Um auch diese Arten in möglichst allen Lebensstadien nachweisen zu können, erfolgt eine Elektrobefischung des Ufers (Standaggregat: 13 KW). Entlang des Seeufers werden dabei pro Kleinsee wenn möglich zumindest vier Stellen zu verschiedenen Fischlebensräumen 15 Minuten lang beprobt.

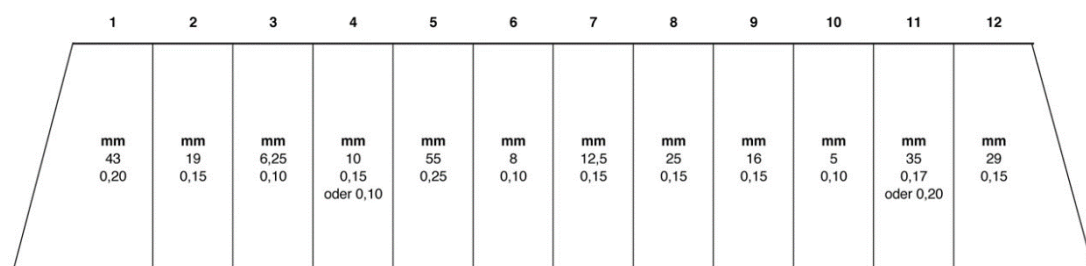


ABBILDUNG 9: BEISPIEL MULTIMASCHENNETZ, ENGELNETZE.COM

Die gefangenen Fische werden gemessen, gewogen und auf Auffälligkeiten (Hakenschäden, Verletzungen, Parasiten etc.) untersucht. Weiters werden von ausgewählten Fischarten Schuppenproben oder Otolithenproben zur Altersbestimmung entnommen und das Geschlecht und die Laichreife bestimmt.

Die Altersbestimmung erfolgt im Labor, wobei jeweils sechs gereinigte und getrocknete Schuppen je Individuum in einem doppelglasigen Diarahmen mit einem Diaprojektor projiziert werden, oder Otolithenpräparate im Mikroskop vergrößert und die Jahresringe gezählt werden. Zur Vermeidung von Fehlbestimmungen erfolgt immer eine unabhängige mehrfache Alterslesung von zwei Personen, denen die Maße (Länge, Gewicht) der Fische nicht bekannt sind. Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt in Histogrammen oder Plots in Form von Wachstumskurven, Histogrammen zur Alters- und Längenstruktur sowie Plots zur Darstellung der Laichreife. Die Fischereiberechtigten der jeweiligen Seen werden in das Monitoring Programm eingebunden und liefern Daten zum jährlichen Besatz und Ausgang.

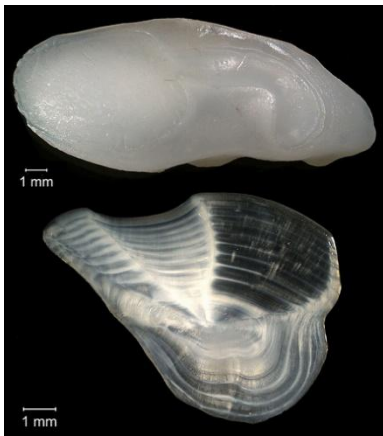


ABBILDUNG 10: OTOLITH EINER MEERFORELLE, WWW.GEWAESSERWART.DE

Die erhobenen Datensätze werden in der Fischdatenbank Austria (FDA) gespeichert. Diese Datenbank wurde im Rahmen der Umsetzung der EU-WRRL entwickelt und garantiert die Archivierung aller verfügbaren Befischungsdaten in österreichischen Seen und Fließgewässern. Die Daten der geplanten Studie sind somit auch für zukünftige Auswertungen verfügbar.

Die Abschätzung der Fischbiomasse erfolgt mit einem wissenschaftlichen Echolot der Firma SIMRAD (EK 60 oder EK 80 mit 7°x7° composite split beam Schwinger) und einer Arbeitsfrequenz von 120 kHz. Vor der hydroakustischen Aufnahme eines Sees müssen die Anzahl der Transekte und deren räumliche Verteilung festgelegt werden. Aufgrund der unbekannten Verteilung der Fische in einem See ist es schwierig genaue und statistisch getestete Aussagen zur Anzahl der zu beschallenden Transekte zu machen. Grundsätzlich steigt aber die Güte einer Biomasseabschätzung mit der Anzahl der Transekte. Bei der Auswahl der Transekte ist zu beachten, dass möglichst alle Bereiche eines Sees abgedeckt, aber der Zeitaufwand für die Aufnahme und Auswertung noch in einem vertretbaren Rahmen bleiben. Wenn von einer früheren Untersuchung bereits festgelegte Transekte vorliegen, werden diese bei einer neuerlichen Aufnahme wiederverwendet. In neuen Seen werden entsprechend den Vorgaben neue Transekte festgelegt. Die Aufnahmen erfolgen an drei Terminen (Herbst bis Winter). Die Echolotbefahrungen werden meist mit Einsetzen der Dunkelheit gestartet. Vor der Aufnahme wird der Schwinger in etwa 20 cm Wassertiefe am Boot montiert und das Echolot betriebsbereit installiert, wobei die Anleitungen und technischen Vorgaben der jeweiligen Herstellerfirma zu beachten sind. Im Zuge der Inbetriebnahme des Echolotes müssen die

Einstellungen des Gerätes wie Schallgeschwindigkeit, Ping-Rate, Echolänge, etc. an das jeweilige Gewässer angepasst werden. Die Bootsgeschwindigkeit liegt während der Aufnahmen bei etwa 5-6 km/h. Zuvor wird das Echolot mittels einer Eichkugel kalibriert. Während der Aufnahmen werden die Daten gespeichert. Die Auswertungen erfolgen später mit einem speziellen Computerprogramm (SONAR 5-Pro). Die Ergebnisse umfassen Abundanz, Längenverteilung und die gesamte Fischbiomasse.

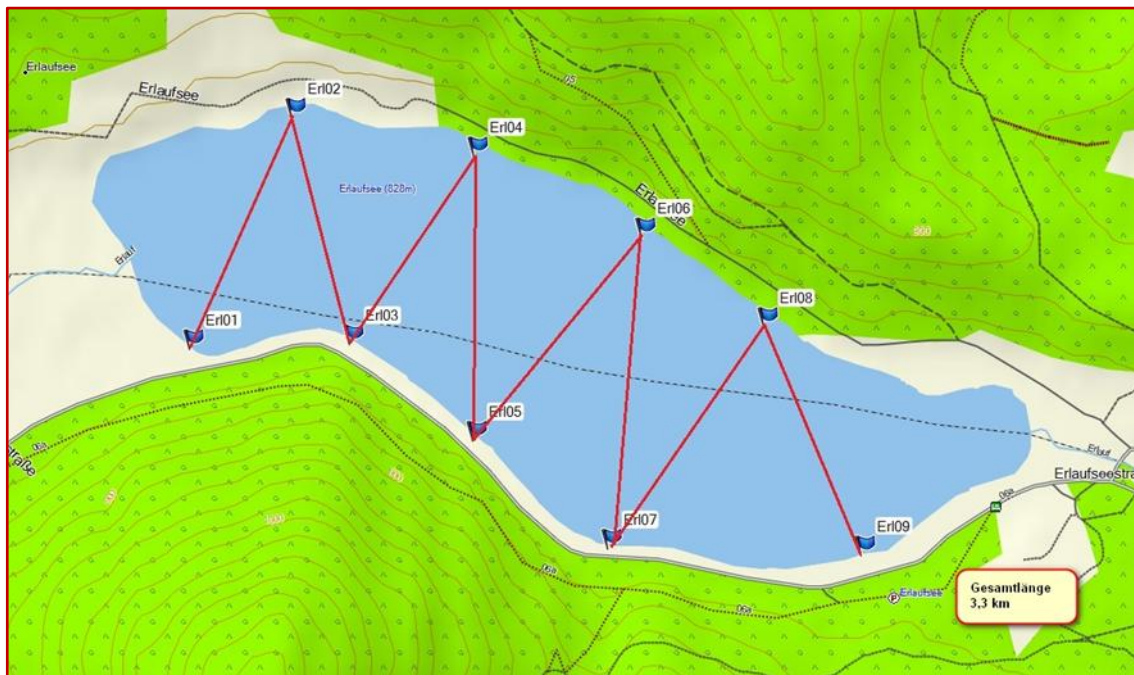


ABBILDUNG 11:KURSFESTLEGUNG FÜR BESTANDESFESTSTELLUNGEN MITTELS ECHOLOT AM BEISPIEL
DES ERLAUFSEES, BAW 2024.

3.2 Capture-Mark-Recapture (CMR)

Capture–Mark–Recapture (CMR) ist eine statistische Methode, bei der Tiere gefangen, markiert und erneut gefangen werden, um Informationen über Populationsgrößen, Überlebensraten und Bewegungsmuster zu bekommen. Sie wird zur Untersuchung vieler Artengruppen angewandt, z. B. bei Säugetieren (Mäuse, Fledermäuse), Vögeln (Beringung von Singvögeln) oder Amphibien (Fotodokumentation bei Fröschen). Auch Populationen von Fischen, Reptilien und Insekten können mittels CMR untersucht werden, etwa durch PIT-Tags bei Fischen oder Flügelmarkierungen bei Schmetterlingen.

Im gegenständlichen Fall wird eine vereinfachte Form der Capture-Mark Recapture Methode zur Abschätzung von Fischbeständen angewandt und auf seine Einsatzmöglichkeiten in alpinen Seen erprobt.

Diese Methode wurde von den ÖBf in den Jahren 2024 und 2025 im Gleinkersee (OÖ), Erlaufsee (NÖ u. Stmk.), Vorderer Langbathsee (OÖ) und Afritzer See (K) angewandt.

CMR ist eine Methode zur Abschätzung von Populationsgrößen. Im vorliegenden Anwendungsfall wurden Fische in der ersten Jahreshälfte mittels unterschiedlicher Fangmethoden gefangen, gemessen, gewogen, markiert und anschließend wieder freigelassen. Die erneute Befischung in der zweiten Jahreshälfte soll anhand der Wiederfangrate in Bezug auf die gesamte gefangene Menge an Individuen, eine Hochrechnung auf die Gesamtpopulation (Statistische Auswertung) ermöglichen. Die Durchführung der CMR-Methode erfolgte im Frühjahr und Herbst desselben Jahres, um die Mortalitätsrate zwischen den einzelnen CMR-Durchgängen zu minimieren. Zudem wurde nach jedem Ausfang- und Markierungsdurchgang darauf geachtet, die Fische nicht in unmittelbarer Nähe der Fanggeräte freizulassen und bis zum nächsten Wiederfang eine möglichst gleichmäßige Verteilung der Individuen im Untersuchungsgebiet zu gewährleisten (Krebs, 20216).

Um möglichst alle vorkommenden Fischarten zu erfassen, wurden unterschiedliche Habitate mit unterschiedlichen Fangmethoden untersucht. Abgeleitet von der EN 14962 wurden flache, ufernahe Zonen mittels Reusen und Elektrobefischung beprobt, während für das Freiwasser die Ringwade eingesetzt wurde. Um einen möglichst hohen Fangerfolg zu erzielen, erfolgten die Untersuchungen zwischen April und Juni, während der Laichzeit vieler zu erwartender Fischarten. In dieser Zeit zeigte sich der Einsatz von Reusen sehr effektiv, da unterschiedliche Fischarten ihre Laichhabitate entlang des Ufers aufsuchen.

3.2.1 Allgemeine Vorgehensweise

Gefangene Fische wurden gemessen, gewogen und mit Elastomer (Visible Implant Elastomer) markiert. Dies stellt eine Vereinfachung der CMR-Methode im Vergleich zu den ansonsten verwendeten (teureren) PIT-Tags dar.

Gefangene Fische wurden abhängig von der Fangmethode mit unterschiedlichen Farben markiert. Zusätzlich wurde die Fische zwischen den einzelnen Fang- & Wiederfangdurchgänge an unterschiedlichen Stellen ihres Körpers markiert. So konnten die einzelnen Durchgänge voneinander unterscheiden (Tabelle 1). Es wurden aus Gründen der Handhabung, zur Schonung empfindlicher Jungfische sowie aufgrund der hohen Mortalität im Jungfischstadium wurden ausschließlich Fische von einer Mindestkörperlänge von 10 cm markiert. Kleinere Individuen wurden auf Artenniveau bestimmt und quantitativ erfasst.

TABELLE 1: ÜBERSICHT DER BEFISCHUNGSTAGE UND DIE ANZAHL DER WIEDERFANGEVENTS PRO SEE UND METHODE

		Ausfangtage	Anzahl Markierungsevents
Gleinkersee	Reuse	11	3
	Elektrobefischung	2	1
	Ringwade	3	3
Erlaufsee	Reuse	9	3
	Elektrobefischung	2	1
	Ringwade	6	6
Vorderer Langbathsee	Reuse	9	3
	Elektrobefischung	2	1
	Ringwade	5	5
Afritzer See	Reuse	8	3
	Elektrobefischung	2	1
	Ringwade	4	4

3.2.2 Reusen

Reusen sind stationäre Fangvorrichtungen für Fische.

Für diese Untersuchungen kamen je nach Größe und Habitatausstattung des Sees zwischen acht und elf Reusen zum Einsatz. (Tabelle 2, Abbildung 12, Abbildung 13, , Abbildung 14, Abbildung 15, Tabelle 3).

Die Anzahl an Reusen orientierte sich an den Ufergegebenheiten. Dabei wurde bei den Reusenstandorten auf flache und strukturreiche Uferbereiche geachtet.

TABELLE 2: MAßE DER VERWENDETEN REUSEN

Reusen Type der Fa. Pokorný s.r.o.	Klicava	Rimov (ÖBf)	Rimov 1	Rimov 2	Rimov 3	Rimov-Vorhaus	Wolfgangsee 1	Wolfgangsee 2
Maschenweite (mm)	10	20	10	15	20	10	15	15
Durchmesser der Ringe (m)	0,4	0,9	0,9	0,9	0,9	1/0,8	0,7/0,6	
Anzahl der Ringe	1	5	5	5	5	4	4	4
Anzahl der Kehlen	1	2	2	2	2	2	2	2
Anzahl der Flügel	2	2	2	2	2	2	3	2
Flügelänge	1,2 m	10 - 20 m	10 - 20 m	10 - 20 m	10 - 20 m	10 - 20 m	Seitenflügel 10 m, Leitflügel 19 - 30 m	10 - 20
Größe der Öffnung (m)	0,4	0,9	0,9	0,9	0,9	1 x 1	0,7 x 0,7	0,7 x 0,7
Breite	0,4	0	0	0	0	0	0	0
Höhe	0,4	0	0	0	0	0	0	0
Länge	0,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3	3



ABBILDUNG 12: POSITION DER REUSEN IM GLEINKERSEE

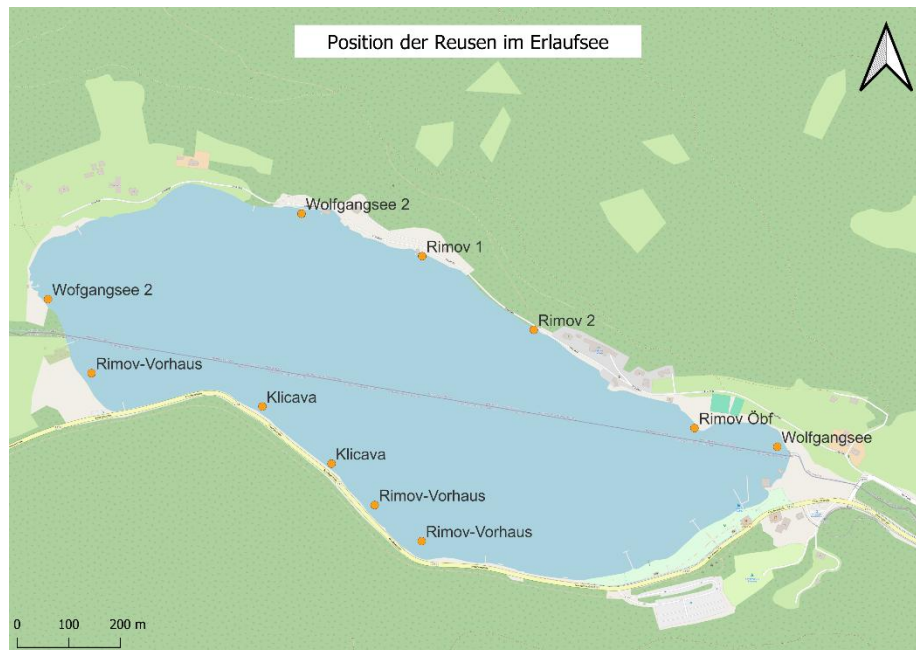


ABBILDUNG 13: POSITION DER REUSEN IM ERLAUFSEE



ABBILDUNG 14: POSITION DER REUSEN IM VORDEREN LANGBATHSEE

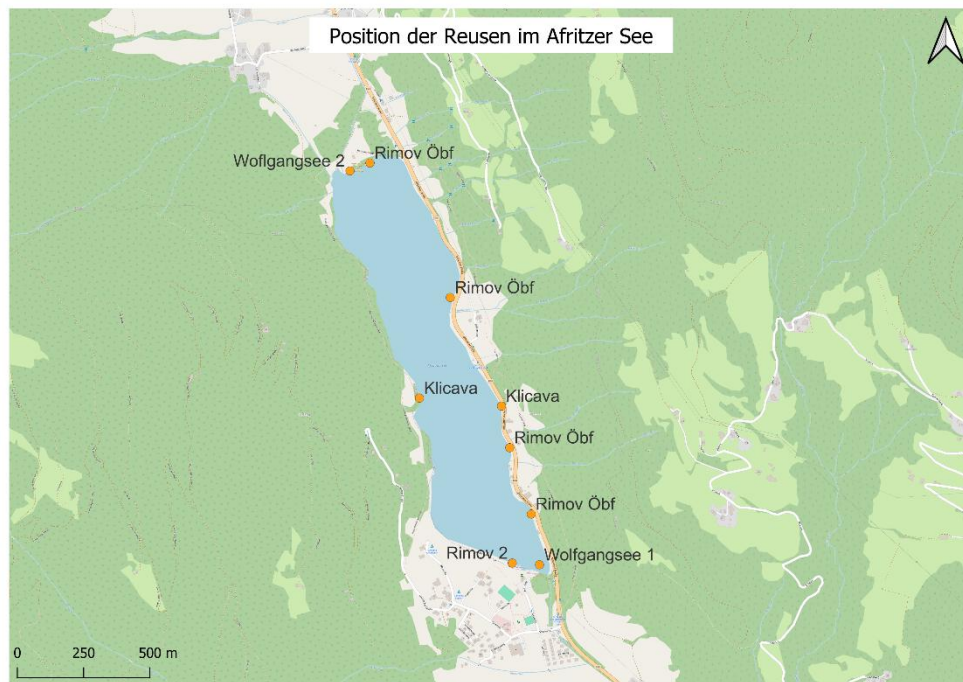


ABBILDUNG 15: POSITION DER REUSEN IM AFRITZER SEE

TABELLE 3: AUFWAND DER REUSENBEIFISCHUNG IM FRÜHLING UND HERBST

Reusen								
	Frühjahr				Herbst			
	Gleinkersee (13 ha)	Erlaufsee (58 ha)	Vorderer Langbathsee (33 ha)	Afritzer See (48 ha)	Gleinkersee (13 ha)	Erlaufsee (58 ha)	Vorderer Langbathsee (33 ha)	Afritzer See (48 ha)
Dauer (Tage)	7	6	5	5	5	5	5	5
Anzahl an Reusen	8 - 9	10 - 11	10	9	8 - 9	10 - 11	10	9
Personen	2	2	2	2	2	2	2	2

3.2.3 Elektrofischung

Die Elektrofischung wurde im Frühjahr und Herbst an jedem See jeweils an einem Tag durchgeführt. Strukturreiche und potentielle Fischlebensräume wurden in definierten Uferabschnitten mittels eines stationären Elektro-Fischfanggeräts (Typ EL 65 II, 11 kW) vom Boot aus beprobt.

Ein Elektrofischfanggerät besteht aus einer Anode und einer Kathode. Im elektrischen Feld der Kathode (Minuspol) werden die Nerven der Fische stimuliert, wodurch sie versuchen, in Richtung der Anode (Pluspol) zu schwimmen, da dort die Reizung geringer ist. Aus diesem Grund wird die Kathode auch als Scheuchkathode und die Anode als Fanganode bezeichnet (Bruschek, 1960).

Die Anode ist so gestaltet, dass sie gleichzeitig als Kescher dient, sodass die Fische direkt aus dem Wasser entnommen werden können. Größere Fische nehmen im elektrischen Feld eine höhere Spannung auf als kleinere und reagieren deshalb stärker auf den Strom. Allerdings können sie aufgrund ihrer größeren Kraft auch leichter entkommen. Bestimmte Fischarten wie Aale, Karpfen und Schleien reagieren im Vergleich zu Forellen und Äschen relativ schwach auf den elektrischen Strom (Bruschek, 1960).

Aufgrund der physikalischen Limitierung der Methode (Wassertiefe) wird diese vor allem in kleinen bis mittelgroßen Gewässern und flachen Bereichen eingesetzt (Bruschek, 1960).

Die gefangenen Fische wurden bestimmt, vermessen, gewogen, markiert und anschließend wieder in den Seen entlassen. Die befischten Strecken mit elektrischem Strom können der Abbildung 16 entnommen werden.



ABBILDUNG 16: BLAUE LINIEN ZEIGEN DIE BEFISCHTEN STRECKEN MIT ELEKTRISCHEM STROM IN DEN JEWEILIGEN SEEN

3.2.4 Ringwadenbefischung

Die Ringwade ist ein Vertikalnetz, das kreisförmig im Freiwasser ausgelegt wird, um so gezielt pelagische Fische zu fangen. Die Oberleine des Netzes wird durch Schwimmkörper an der Wasseroberfläche gehalten, während die Unterkante durch Bleigewichte gestreckt wird. Zur Fangdurchführung wird das Netz an der Unterkante durch eine Schnürleine, die durch integrierte Ringe gezogen ist, beutelartig zugezogen, sodass Fische vollständig eingeschlossen werden (Abbildung 17). Anschließend wird das Netz gehoben und die Fische aus dem Netz entnommen.

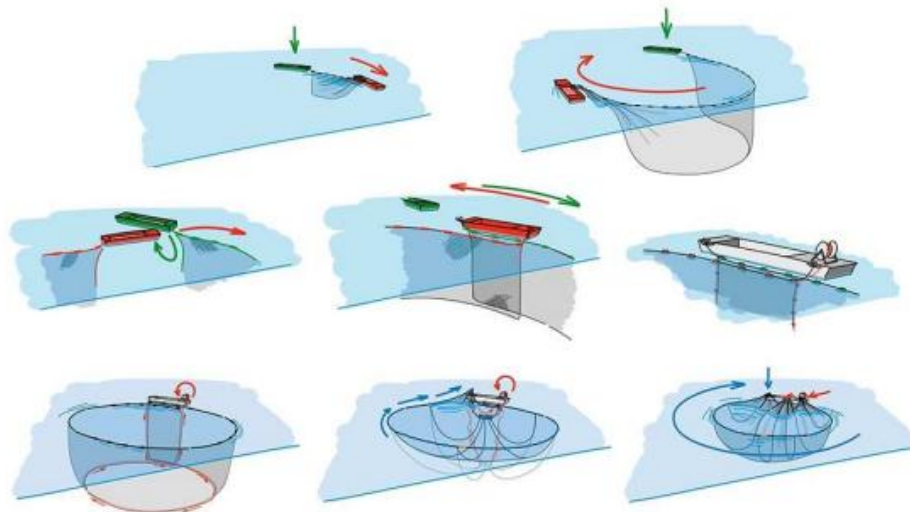


ABBILDUNG 17: ABLAUF DES AUSLEGENS DER RINGWADE; POKORNÝ SÍTĚ S.R.O:

Bei den Befischungen kamen Ringwaden des tschechischen Netzherstellers Pokorný-Sítě zum Einsatz. Die Netze hatten eine Länge von 150 m, eine Tiefe von 15 – 20 m, 100 m von den 150 m hatte eine Maschenweite von 10 mm und 50 m mit 15 mm.

Vor jedem Einsatz der Ringwade wurde der Arbeitsbereich mit einem Echolot befahren, um eine Mindesttiefe von mehr als 20 m sicherzustellen und potentielle Hindernisse zu identifizieren. Der jeweils ausgewählte Bereich (Abbildung 18) wurde anschließend mit Bojen markiert.

Um die Position und Dichte von Fischschwärmen sowie hochragende Strukturen am Seegrund zu bestimmen, kamen vor jedem Ausbringen des Netzes zwei handelsübliche Echolote für den fischereilichen Gebrauch „Fish Finder“ zum Einsatz.

Die Befischungen erfolgten im Gleinkersee, Erlaufsee, Vorderer Langbathsee und Afritzer See jeweils im Frühjahr und Herbst über zwei bis drei aufeinanderfolgende Tage. Pro Tag konnten bis zu sechs Netz-Züge durchgeführt werden (Tabelle 4).

Nach jedem Netzzug wurden die gefangenen Fische zur Vermessungsstation gebracht, wo sie anschließend gemessen, gewogen und markiert wurden. Im Anschluss an die Datenerhebung wurden die Fische in ein im See installiertes Netzgehege umgesetzt, in dem sie bis zum Ende des jeweiligen Untersuchungstages gehältert wurden. So konnten Mehrfachfänge reduziert werden.

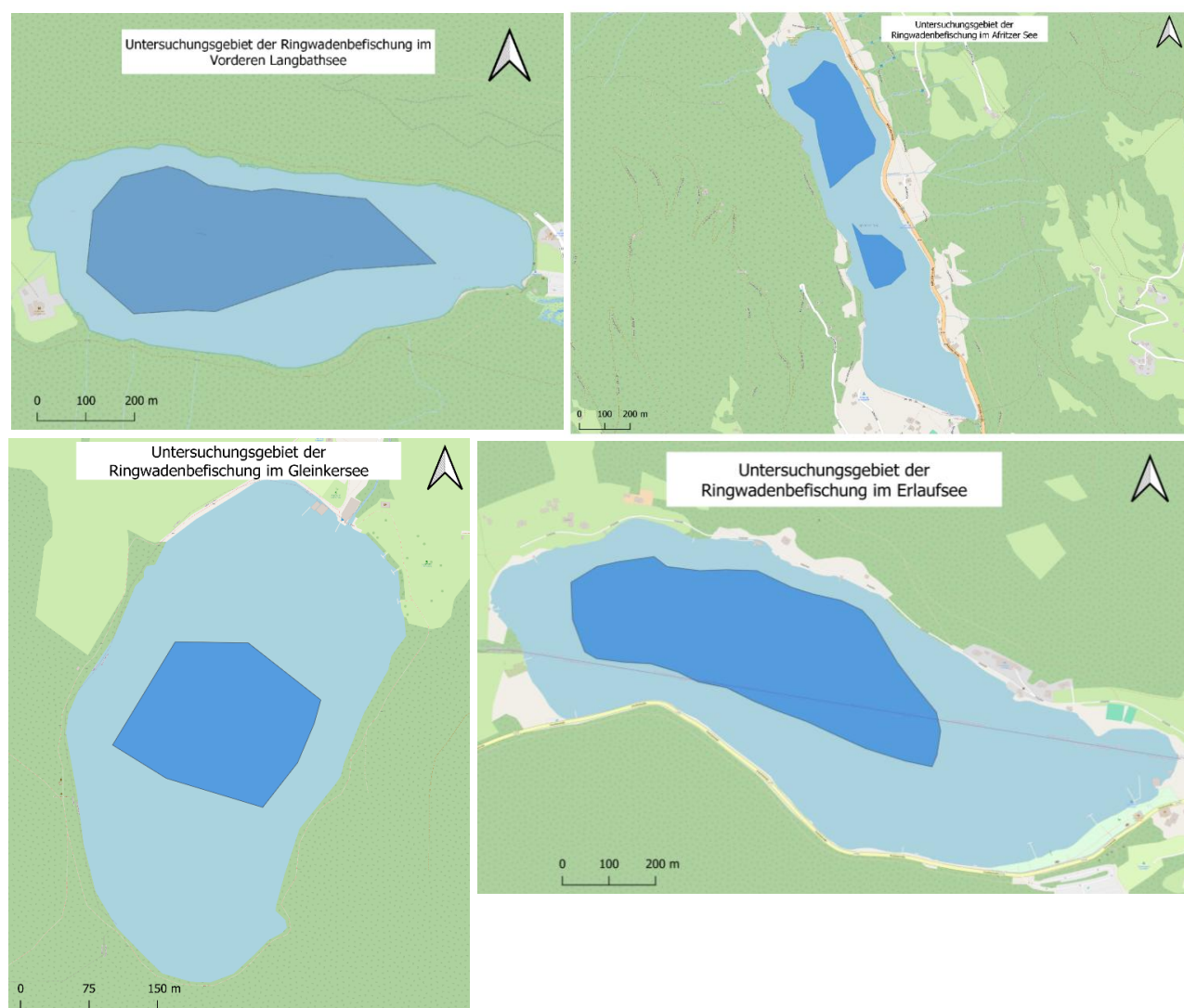


ABBILDUNG 18: BLAU MARKIERTE BEREICH ZEIGT DEN BEFISCHTEN BEREICH MIT DER RINGWADE IN DEN JEWEILIGEN SEEN

TABELLE 4:AUFWAND DER RINGWADENBEIFISCHUNG IM FRÜHLING UND HERBST

Ringwade								
	Frühjahr				Herbst			
	Gleinkersee (13 ha)	Erlaufsee (58 ha)	Vorderer Langbathsee (33 ha)	Afritzer See (48 ha)	Gleinkersee (13 ha)	Erlaufsee (58 ha)	Vorderer Langbathsee (33 ha)	Afritzer See (48 ha)
Dauer (Tage)	2	2	2	2	2	2	3	2
Anzahl der Züge	7	10	13	12	3	12	13	10
Personen	8	8	8	11	8	8	8	11

3.2.5 Statistische Auswertung

Vergleich des Fangerfolgs im Frühjahr und Herbst

Für den Vergleich des Fangerfolgs der einzelnen Fischarten im Frühjahr und Herbst darzustellen, wurde die CPUE (catch per unit effort) Methode (Leslie and Davis 1939, DeLury 1947, 1951, Lancia et al. 1996) angewandt. CPUE gibt die Fangmenge im Verhältnis zum dafür aufgewendeten Aufwand an (

Tabelle 3, Tabelle 4).

$$CPUE \text{ (Reusen)} = \frac{\text{Anzahl gefangender Fische}}{(\text{Anzahl Reusen} * \text{Tage})}$$

$$CPUE \text{ (Ringwade)} = \frac{\text{Anzahl gefangender Fische}}{(\text{Anzahl der Züge})}$$

Auswertung Fang-Wiederfang

Anhand des Verhältnisses von gefangenen Fischen zu Wiederfänge, kann eine relative Abundanz ausgerechnet werden. Durch die Markierung mit Elastomer, konnte keine individueller Nachweis von Wiederfänge durchgeführt werden. Daher wurde für die Berechnung das Schnabel-Census-Modell (1938) angewandt, um eine Schätzung der Populationsgröße vorzunehmen. Für die Berechnungen sind die Informationen von der totalen Anzahl an gefangene Fische, die Gesamtzahl an markierten Individuen und die Anzahl an Wiederfänge notwendig. Außerdem wird für die Berechnung eine Wiederfangrate von mindestens 10 % vorausgesetzt.

C_t = Total Anzahl an gefangene Fische während Event t

R_t = Gesamtzahl an markierte Fische

U_t = Anzahl von gefangene, markierte und wieder freigelassene Fische im Event t

$$\hat{N} = \frac{\sum_t (C_t M_t)}{\sum_t R_t}$$

3.3 Erhebung der Edelkrebsbestände

Für den Nachweis des heimischen Edelkrebses (*Astacus astacus*) eignen sich etliche Kartierungsmethoden, die sich in Anwendung und Fangquote teils grundlegend unterscheiden. Im gegenständlichen Projekt wurden je Gewässer zumindest drei unterschiedliche Kartierungstechniken getestet. Für das vorliegende Monitoring wurden folgenden Methoden entsprechend Auer et al., 2022 gewählt:

3.3.1 Uferkartierung bei Tag

Dabei wurden 100 m Uferlinie als Probestrecke definiert. Entlang dieser Strecke wurden typische Habitate und strukturell hochwertige Lebensräume bzw. Verstecke wie Steine, Wurzelstöcke, Totholz und Makrophyten intensiv watend abgesucht. Die Breite der ausgewählten Kartierungsstrecken betrug unabhängig von der tatsächlich benetzten Fläche 2 m. Der Streckenverlauf wurde so gewählt, dass die augenscheinlich besten Teilhabitate innerhalb der 2 m breiten Probestrecke liegen. Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu garantieren, wurde zusätzlich ein zeitliches Kriterium von max. 1,5 h pro 100 m eingehalten.

3.3.2 Uferkartierung bei Nacht

Die Uferkartierung bei Nacht wurde wie die Uferkartierung bei Tag entlang einer Probestrecke von 100 m durchgeführt. Die Kartierung erfolgte mit dem Einsatz von starken Taschen- und Stirnlampen ebenfalls entlang der Uferlinie innerhalb einer 2 m breiten Probestrecke. Potentielle Verstecke wie Steine, Wurzelstöcke, Totholz oder Makrophyten wurden im Gegensatz zur Tagkartierung nicht aktiv ausgehoben. Das Zeitlimit für den 100 m Abschnitt wurde mit 1 h festgelegt.

3.3.3 Reusenmonitoring

Standardmäßig werden die Reusenuntersuchungen über Nacht durchgeführt, um die Aktivitätsphase der Flusskrebse abzudecken. Die beköderten Reusen wurden bis max. 24 Stunden am Gewässergrund ausgelegt, sodass die Reusenöffnungen für Flusskrebse gut erreichbar waren. Mit einer möglichst hohen Anzahl an Reusen wurde versucht, die gesamte Probestrecke abzudecken, die entlang eines 100 m langen Uferstreifens verläuft. Als generelle Empfehlung gilt dabei der Wert von einer Reuse pro 10-15 m. Als Reusenmodell hat sich der Typ „Pirat“ als sehr verlässlich herausgestellt. Als Köder ist die Hunde-Trockenfuttermischung „Frolic“ zu empfehlen.

3.3.4 Artificial Traps / Ziegelsteine

Im Prebersee wurden Ziegelsteine als Artificial Traps einige Woche vor der Begehung entlang eines repräsentativen Bereichs in der Uferzone ausgelegt, sodass sie von Flusskrebsen ungehindert besiedelt werden konnten. Zur Kontrolle wurden die eingebrachten Strukturen vorsichtig aus dem Wasser gehoben. Die Kontrolle fand tagsüber statt.

3.3.5 Betauchung

Zur Erfassung von Flusskrebsbeständen in stehenden Gewässern hat sich auch die gezielte, streifenweise Betauchung in unmittelbarer Nähe der Gewässersohle bewährt (Auer et al., 2022). Dabei untersucht jeweils ein Team aus zwei TaucherInnen möglichst uferparallele Streifen in einem konstanten Tiefenbereich ab. Durch das Tauchen knapp über dem Gewässergrund können Strukturen und Höhlen untersucht werden. Die Betauchung von stehenden Gewässern eignet sich sehr gut zur Ermittlung der Verbreitung von Flusskrebsen in tieferen Bereichen. Adulte und subadulte Individuen können gleichermaßen gut erfasst werden. Sömmerlinge werden mit der Methode tendenziell unterrepräsentiert erhoben, da die zeitaufwändige Suche in flachen Bereichen zugunsten einer großen flächenmäßigen Abdeckung des Untersuchungsgebiets vernachlässigt wird. Ein großer Vorteil der Methode ist, dass die Lebensraumqualität eines Gewässers auch in tieferen Gewässerbereichen beurteilt werden kann.

3.3.6 Berechnung des Erhaltungszustands

Die Ermittlung des Erhaltungszustandes wurde nach der Bewertungsmethode nach Auer et al. (2022) durchgeführt. Für die objektive Bewertung eines Edelkrebsbestandes ist die Erhebung der fünf folgenden Indikatoren wesentlich: Bestandsstruktur, Bestandsdichte, Bestandsentwicklung, Lebensraumqualität und Gefährdungsstatus. Sämtliche Indikatoren werden mittels einer dreistufigen Skala (A-C bzw. 1-3) beurteilt. Kann einer dieser Indikatoren nicht beurteilt werden (bspw. die Bestandsentwicklung bei einer Erstuntersuchung), wird dieser mit „0“ bewertet und fließt anschließend nicht in die Berechnung ein.

Um mit den erhobenen Indikatoren nun auf den Erhaltungszustand zu kommen, werden die Ergebnisse mit Hilfe einer Präferenzmatrix verschnitten. Zu betonen ist, dass für die Berechnung stets das „best-case“-Szenario angewendet wird. Es werden demnach die Indikatorbewertungen der besten Probestrecke herangezogen. Diese Vorgehensweise wird damit begründet, dass die Populationsdichte unabhängig von der Kartierungsmethode meist unterschätzt wird und bewertet werden soll, ob eine Population die nötigen Schwellenwerte aufweist, um sich langfristig zu etablieren.

3.4 Umwelt-DNA (environmental DNA - eDNA)

DNA-basierte Techniken ist eine junge Erhebungsmethode, um das Vorkommen von Tieren, Pflanzen oder Mikroben schnell und taxonomisch eindeutig erfassen zu können. eDNA kann aus Umweltproben wie Wasser extrahiert werden und ermöglicht eine nicht invasive Bestimmung der darin vorkommenden Arten. So erlauben eDNA-Analysen eine wetter- und tageszeitenunabhängige Beprobung und bei gleichem Personal- und Zeitaufwand können damit deutlich mehr Gewässer beprobt werden als mit herkömmlichen Methoden. Darüber hinaus hängt ein Nachweis eines Taxons nicht vom Lebensstadium des Organismus (Ei, Larve, adultes Tier) oder der Expertise des Beprobenden ab. Ein zusätzlicher Vorteil ist die Möglichkeit, verschiedene Organismengruppen (Tiere, Pflanzen, Pilze, Bakterien) aus ein und derselben Probe zu bestimmen, was zu einer enormen Reduktion des Umfangs von Feldarbeiten führen kann. Um eDNA analysieren zu können, wird die Wasserprobe in der Regel filtriert, sodass sich die eDNA auf dem Filter konzentriert. In der jüngeren Vergangenheit hat sich das Filtrieren durch eingekapselte Einwegfilter als Methode der Wahl durchgesetzt. Dies verhindert effektiv eine Kreuzkontamination (Übertragung) der DNA einzelner Proben untereinander. Im Zuge dieses Projekts wurde eDNA in den Gewässern basierend auf Filterproben analysiert. Grundsätzlich kann bei den molekularen Detektionsmethoden zwischen zwei Verfahren unterschieden werden: dem diagnostischen Ansatz, bei dem gezielt nach der DNA einzelner oder mehrerer Arten gesucht wird, und dem Metabarcoding, anhand dessen das Artenspektrum von Organismengruppen identifizieren werden kann. Jede dieser Methoden hat Vor- und Nachteile. So eignen sich diagnostische Ansätze aufgrund ihrer hohen Sensitivität und Spezifität sehr gut, um gezielt nach seltenen oder verborgen lebenden Arten zu suchen, wie bspw. geschützte oder invasive Arten (Neobiota). Ein Metabarcoding hingegen ermöglicht die Charakterisierung ganzer Organismengemeinschaften im Überblick, birgt jedoch das Risiko, dass das eDNA-Signal sehr häufiger Arten jenes von seltenen Arten überdeckt, und das Vorkommen der Spezies mit geringer Individuenzahl dadurch übersehen wird. Dieses Projekt präsentiert eine Erhebung der aquatischen Fauna in Bezug auf die Fisch- und Krebsarten.

Die Kenntnis über das Vorkommen bzw. Fehlen von Arten ist eine wesentliche Grundlage, um die Biodiversität zu erfassen, zu erhalten und zu fördern sowie langfristige Zustände und Trends bewerten und eine Bewirtschaftung der Seen entsprechend gestalten zu können. Anhand der generierten Artenlisten kann die Verbreitung einerseits von wirtschaftlich relevanten Arten und andererseits von seltenen und gefährdeten Spezies sowie aquatischer Neobiota abgeleitet werden.

3.4.1 Methodik

Die eDNA-Proben wurden für alle im Projekt untersuchten Seen analysiert. Die Anzahl der entnommenen Proben richtete sich nach der Größe des jeweiligen Sees sowie nach der Länge der Uferlinie.

Für die Probenahme wurde die in Tabelle 5 angeführte Anzahl an Proben auf Fisch- und Krebs-DNA untersucht. Die Probenahmestellen umfassten mehrere Uferabschnitte, das Freiwasser sowie den Ausrinnbereich.

An jeder Probenahmestelle wurden mithilfe eines Schindler-Schöpfers jeweils fünf bis elf Einzelproben aus unterschiedlichen Standorten und Tiefen entnommen und in einem sterilen Sammelbehälter zusammengeführt. Abhängig von der Trübung des Wassers wurden daraus durchschnittlich fünf Liter pro Sammelprobe filtriert.

TABELLE 5: ÜBERSICHT DER GESAMMELTEN PROBENZAHL PRO SEE

Name	Fläche (ha)	Proben
Offensee	55	4
Erlaufsee	58	4
Afritzer See	48	4
Vorderer Langbathsee	33	4
Gleinkersee	13	3
Laudachsee	11,8	3
Prebersee	5,4	3
Hintersee	68	5

Insgesamt wurden 30 Proben aus acht Seen (Erlaufsee, Gleinkersee, Hintersee, Offensee, Prebersee, Vorderer Langbathsee, Afritzer See und Laudachsee; Tabelle 6) auf Fisch- und Krebs-DNA untersucht. Die molekularen Analysen der Proben wurden in einem Reinraumlabor für molekulare Diagnostik mit getrennten Laboren für Prä- und Post-PCR durchgeführt.

Nach einer Lysis bei 56 °C über Nacht erfolgte die DNA-Extraktion mittels einer automatisierten Plattform (KingfisherTM Flex, Thermo Fisher Scientific) und dem DNA-Blood & Tissue Kit (Qiagen) entsprechend den Vorgaben des Herstellers.

Anschließend wurde eine hochsensitive qPCR durchgeführt, um mittels spezifischen Primern das Vorkommen der Krebspest (*Aphanomyces astaci*) in den Gewässern zu überprüfen.

Um einen Überblick über das Artenspektrum der zwei ausgewählten Organismengruppen zu erhalten, wurde ein Metabarcoding durchgeführt. Bei dieser Methode wird, im Gegensatz zum DNA-Barcoding, bei dem immer nur die DNA eines einzelnen Zielorganismus vervielfältigt, gelesen und identifiziert wird, eine Vielzahl von DNA-Barcodes gleichzeitig gelesen (sog. Next Generation Sequencing, NGS).

In einem ersten Schritt wurde ein spezifisches DNA-Fragment, welches bei den verschiedenen Arten unterschiedlich ausgeprägt ist, vervielfältigt (DNA-Barcode) und somit bestimmt, ob die jeweilige Probe eDNA der Zielgruppen enthält. Für jede der vier Gruppen wurden dafür speziell optimierte molekulare Nachweissysteme (PCR basierend auf gruppenspezifischen Primerpaaren) eingesetzt. Fische wurden mit für mitteleuropäische Fischarten (inkl. Neunaugen) optimierten MiFish-Primern detektiert, welche auf den Genabschnitt 12S abzielen (doi.org/10.1098/rsos.150088). Das Nachweissystem für Flusskrebse beruht auf einem eigens inhouse-validiertem Assay (Genabschnitt = 16S).

Die verwendete PCR-Chemie war der Qiagen Multiplex PCR Kit (Qiagen) für die PCR-Assays. Die amplifizierten DNA-Fragmente der Ansätze für die beiden Tiergruppen wurden im Anschluss für das NGS vorbereitet (Library Preparation) und auf der Illumina Plattform NextSeq2000 (P1, PE300) sequenziert (gelesen). Die generierten DNA-Sequenzen wurden bioinformatisch verarbeitet, d.h. durch Algorithmen sortiert und mit öffentlich zugänglichen Sequenzdatenbanken (Genbank[®] NCBI, BOLD Systems) den verschiedenen Arten bzw. Taxa zugeordnet. Im Vorliegenden waren das Vertreter aus der Gruppe der Fische, Neunaugen, und Krebse.

TABELLE 6: ÜBERBLICK ÜBER DIE BEPROBTEN SEEN ZUM NACHWEIS VON EDNA VON KREBSEN BZW. FISCHEN
SOWIE DER KREBSPEST *APHANOMYCES ASTACI*.

QR-Code	Probennahme	Datum	Uhrzeit	gefiltertes Vol.
ID0001212	Erlaufsee, Ausrinn	05.06.2024	13:00	25 L
ID0001213	Erlaufsee, Nordufer (NÖ)	05.06.2024	15:45	5 L
ID0001214	Erlaufsee, Südufer (Stmk.)	05.06.2024	17:15	15 L
ID0001215	Erlaufsee, Freiwasser	05.06.2024	18:23	18 L
ID0001216	Offensee, Schilf	06.06.2024	10:05	5 L
ID0001217	Offensee, Ufer	06.06.2024	11:14	6 L
ID0001218	Offensee, Ausrinn	06.06.2024	13:41	5 L
ID0001219	Offensee, Freiwasser	06.06.2024	14:30	5 L
ID0001220	Hintersee, Bucht 1	07.06.2024	10:24	2 L
ID0001221	Hintersee, Bucht 2	07.06.2024	11:40	2,5 L
ID0001222	Hintersee, Bucht 3	07.06.2024	12:54	3,5 L
ID0001223	Hintersee, Freiwasser	07.06.2024	14:05	1 L
ID0001224	Gleinkersee, Ausrinn	12.06.2024	17:51	5 L
ID0001225	Gleinkersee, Freiwasser	13.06.2024	09:00	5 L
ID0001226	Gleinkersee, Ufer	13.06.2024	10:00	5 L
ID0002375	Prebersee, Ausrinn	30.08.2024	13:25	5 L
ID0002376	Prebersee, Ufer	30.08.2024	14:10	5 L
ID0002377	Prebersee, Freiwasser	30.08.2024	15:30	3,8 L
ID0002921	Vorderer Langbathsee, Ausrinn	26.05.2025	16:00	5L
ID0002922	Vorderer Langbathsee, Südufer	26.05.2025	14:30	5 – 6 L
ID0002923	Vorderer Langbathsee, Nordufer	26.05.2025	13:30	5 L
ID0002924	Vorderer Langbathsee, Freiwasser	26.05.2025	11:00	5 L
ID0002918	Laudachsee, Ausrinn	27.05.2025	15:00	5 L
ID0002919	Laudachsee, Ufer	27.05.2025	13:30	5 L
ID0002920	Laudachsee, Freiwasser	27.05.2025	10:30	5 L
ID0002914	Afritzer See, Ausrinn	28.05.2025	15:30	5 L
ID0002915	Afritzer See, Ostufer	28.05.2025	13:30	5 L
ID0002916	Afritzer See, Westufer	28.05.2025	11:30	4,5 L
ID0002917	Afritzer See, Freiwasser	28.05.2025	9:30	5 L

4 Ergebnisse

4.1 Hintersee

Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der
Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen (MFKK)

EMFAF 2021-2027



Hecht, adult, © ÖBf Archiv/Ratschan 2016

Edelkrebs © Pia Teufel, 2024

Mit Unterstützung von Bund, Ländern und Europäischer Union

Bundesministerium
Land- und Forstwirtschaft,
Klima- und Umweltschutz,
Regionen und Wasserwirtschaft



Kofinanziert von der
Europäischen Union

 **Bundesamt
für Wasserwirtschaft**
Institut für Gewässerökologie
und Fischereiwirtschaft



**ÖSTERREICHISCHE
BUNDESFORSTE**

Endbericht – EMFAF-Projekt: Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen

Autoren: Luisa Wallner MSc¹, DI Andreas Haas¹, Philipp Schubert-Zsilavecz BSc¹,
DI Stefan Auer², Samuel Auer MSc², Mag. Dr. Martin Luger³,
Mag. Dr. Barbara Pamminer-Lahnsteiner³,
Mag. Barbara Kammerlander PhD³, Dr. Corinna Wallinger⁴

Institut: ¹ Österreichische Bundesforste AG, ² Blattfisch e.U.,
³ Bundesamt für Wasserwirtschaft, ⁴ Sinsoma GmbH

Berichtszeitraum: 01.04.2023 bis 31.03.2026

Datum: 31.03.2026

Kontakt: Luisa Wallner MSc
Österreichische Bundesforste AG
Pummergasse 10-12
3002 Purkersdorf
Austria

T: +43 664 819 73 82

Luisa.wallner@bundesforste.at
www.bundesforste.at

4.1.1 Standardmethodik Fischbestandserhebung

4.1.1.1 Einleitung

Im Rahmen des Projekts „Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen“ (MFKK) wurde vom Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie und Fischereiwirtschaft (BAW-IGF Scharfling, Mondsee), am Hintersee im Zeitraum vom 18. – 20.09.2023 eine standardisierte Erhebung des Fischbestandes durchgeführt.

Die Untersuchung erfolgte gemäß den Vorgaben des Leitfadens des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft (BMLRT, B1 Leitfaden Seen, Qualitätselement Fische):

https://www.bmluk.gv.at/dam/jcr:2c4f5182-b311-49ce-aa43-b0be61a98266/B1_SE_FIS.pdf.

Zur Datenerhebung kamen Kiemennetze sowie eine Uferelektrobefischung zum Einsatz.

Kiemennetzbefischung

Die Felderhebung, Probenahme, Probenaufarbeitung und Ergebnisermittlung folgten dem oben genannten Leitfaden. Demzufolge wurden für die Durchführung der standardisierten Fischbestandserhebung (ÖNORM EN 14757:2005) pelagische (= Freiwasser, Schwebnetze) und benthische (= Grundnetze) Multimaschenkiemennetze Typ Nordic verwendet (Tabelle 7). Die von der genannten Norm vorgegebenen Kiemennetze wurden nach einem vorbereiteten Plan während der entsprechenden Anzahl von Nächten im See exponiert (Abbildung 19). Die Grundnetze wurden entlang des Ufers in den definierten Tiefenstufen ausgebracht, die Befischung der Wassersäule über der tiefsten Stelle des Sees erfolgte mit den Freiwassernetzen. Um die Fangdauer von mindestens 12 Stunden laut CEN (2005) einhalten zu können, wurden die Netze am Abend (zwischen 16:00 – 20:00 Uhr) gesetzt und am Morgen (zwischen 06:00 – 08:00 Uhr) gehoben.

TABELLE 7: MAßE UND MASCHENWEITEN DER VERWENDETEN KIEMENNETZE.

Netzart	Länge	Höhe	Maschenweiten (mm)
Pelagisch = Freiwasser Multi-Maschen	27,5 m	6 m	6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43; 55
Benthisch = Grund Multi-Maschen	30 m	1,5 m	5; 6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43; 55

Sofort nach dem Heben der Netze wurden diese mitsamt den gefangenen Fischen in eine mit Wasser gefüllte Wanne gegeben und die Fische mit einem elektrischen Fischtöter getötet. Danach wurden sie bis zur Aufarbeitung an Land in einer Wanne gelagert und zur Kühlung mit Eis bedeckt. Jedes Netz wurde in der Folge für sich bearbeitet, alle Fische wurden Netzblatt für Netzblatt entnommen, nach Maschenweiten sortiert und in beschrifteten Schüsseln (Maschenweite, Stelle, Netznummer, Netztiefe, Datum, Uhrzeit) zur weiteren Bearbeitung bereitgestellt.

Alle gefangenen Fische wurden auf Artniveau bestimmt und mit einer Nummer versehen. Mit dieser Nummer konnte später jeder Fisch einem Netz, einer Fangtiefe und einer Maschenweite zugeordnet werden. Anschließend wurden die Fische einem Mess-, Zähl- und Präparationsprogramm unterzogen. Bei allen Fischen wurden Art, Totallänge und Vollgewicht erhoben. Mittels Sektion wurden Geschlecht und Reifegrad, adaptiert nach Nikolsky (1963), bestimmt (Tabelle 8). Alle gewonnenen Daten wurden vor Ort per PC in einer Datenbank abgespeichert.

Ähnlich wie die Schuppen bilden auch die Gehörsteinchen (Otolithen) Altersringe und können somit ebenfalls zur Ermittlung des Alters herangezogen werden (Abbildung 20). Durch Öffnen des Schädels des Fisches kann mit einer Pinzette seitlich, im Bereich des Gehirns, links und rechts der jeweils größte Otolith (Sagitta) entnommen werden. Diese wurden zur späteren Auswertung, mit der laufenden Fischnummer versehen, in Eppendorf Tubes gegeben und aufbewahrt. Im Labor

erfolgt die Herstellung des Präparates für die Altersbestimmung. Dazu werden von den Otolithen dünne Schliffe hergestellt und auf einem Objektträger in Kunstharz eingebettet (Abbildung 21). Danach erfolgt die Altersbestimmung auf einem, mit einem Mikroskop verbundenen Bildschirm. Das Lesen der Schuppen bzw. Otolithen wird mehrfach und unabhängig von zwei Personen durchgeführt. Die Kenntnis der Größe der Fische liegt bei der Altersbestimmung nicht vor, um eine Beeinflussung zu vermeiden.

TABELLE 8: REIFEGRADSKALA ADAPTIERT NACH NIKOLSKY (1963).

Reifegrad	Definition der Geschlechtsreife	Reifegrad
1	Kein Laichansatz	Juvenil / unreif
2	Reifend, aber erst im folgenden Jahr laichend	Juvenil / unreif
3	Reifend und noch im selben Jahr laichend	Adult / reif
4	Reif und Abgabe von Laich (rinnend)	Adult /reif
5	Bereits abgelaicht	Adult /reif



ABBILDUNG 19: HINTERSEE BEFISCHUNGSSTELLEN (FÄHNCHEN: POSITION DER KIEMENNETZE;
LINIEN: ELEKTROBEFISCHUNGSSTELLEN).



ABBILDUNG 20: ENTNAHME DER OTOLITHEN FÜR DIE ALTERSBESTIMMUNG.

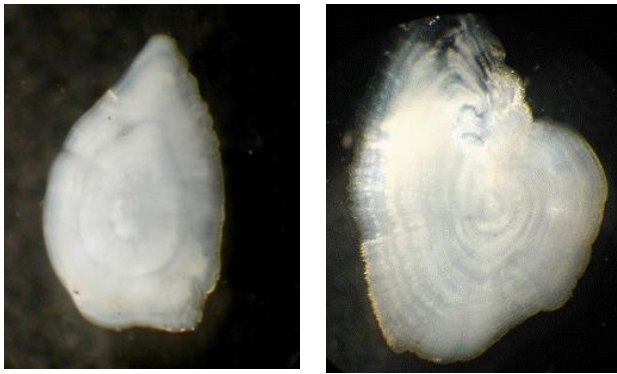


ABBILDUNG 21: BEISPIELE VON PRÄPARIERTEN OTOLITHEN (SEESAIBLINGEN) MIT EINEM ALTER VON 3+ JAHREN (LINKS) UND 12+ JAHREN (RECHTS); (FOTOS: DANIELA ACHLEITNER).

Elektrobefischung

Gewisse Fischarten (z. B.: Aal, Aalrutte oder Hecht) aber auch die Jungfische vieler Arten sind mit Kiemennetzen schwer zu fangen. Um aber auch diese Lebensstadien bzw. Arten nachweisen zu können, wurde eine Elektrobefischung des Ufers durchgeführt (Standaggregat: 13 KW).

Im Hintersee wurde die Uferelektrobefischung am 18.09.2023 durchgeführt. Es wurden fünf Stellen jeweils 15 Minuten lang beprobt (Abbildung 19). Vier der Stellen waren naturnahe Schotterufer mit Ufergehölzsaum, eine Stelle wies Schilfbestand auf.

Ziel dieser Methodik war, den Nachweis möglichst vieler Arten in möglichst allen Habitaten zu erbringen. Die Befischung selbst erfolgte parallel zum Ufer vom Boot aus. Eine Person steuerte das Boot derart, dass uferseitig der Bereich bis etwa 1,5 m Wassertiefe für den Polführer und die beiden Kescherführer gut einsehbar und erreichbar war. Die gefangenen Fische wurden in das mit Wasser befüllte Fischfass samt Sauerstoffversorgung gekeschert. Sobald eine Stelle fertig befischt war, wurden die Fische sediert, vermessen (Totallänge), gezählt und nach ihrer Artzugehörigkeit determiniert. Einige wenige Belegexemplare, sowie nicht bestimmbare Fischlarven und 0+ Fische wurden zur späteren Artbestimmung mit Alkohol fixiert. Die restlichen gefangenen Fische wurden schonend wieder freigelassen. Die gewonnenen Daten wurden per Hand notiert und danach in die Datenbank eingepflegt.

4.1.1.2 Ergebnisse

Kiemennetzbefischung

Im Rahmen der Kiemennetzbefischung konnten im Hintersee im Zeitraum vom 18.09. - 20.09.2023 sechs Fischarten nachgewiesen werden (Tabelle 10). Insgesamt betrug der Fang mit den Kiemennetzen 1.846 Fische mit einem Gesamtgewicht von 151,1 kg.

Die gewichtsmäßig häufigsten Fischarten waren Rotaugen 41% (62,5 kg) und Flussbarsch 37% (56,6 kg). Darüber hinaus trugen Aitel und Bachforelle mit jeweils 9% (13 kg) nennenswert zum Fang bei (Abbildung 22). Zahlenmäßig entfielen 69% des Gesamtfanges auf den Flussbarsch ($n = 1.272$), das Rotaugen stellte mit 28% die zweithäufigste Art ($n = 508$) (Abbildung 23).

Von den insgesamt mit den Kiemennetzen gefangenen Fischen entfielen 96% ($n = 1.773$) auf die Grundnetze und 4% ($n = 73$) auf die Freiwassernetze. In den Grundnetzen dominierte gewichts- und zahlenmäßig der Flussbarsch (41%, resp. 72%). Das Freiwasser hingegen, wurde durch das Rotaugen dominiert (69%, resp. 82%) (Abbildung 24 & Abbildung 25).

Für die Vergleichbarkeit der Daten zwischen den acht im Rahmen des EMFAF Projektes untersuchten Seen, wurden bei der Auswertung der Tiefenverteilung aller gefangenen Fische Einheitsfänge (CPUE, catch per unit effort) ermittelt. Berechnet wurden dazu die Abundanz (Häufigkeit) und die Biomasse pro 100 m² Netzfläche pro 12 Stunden Expansionszeit. Für den Hintersee ergab sich ein CPUE von 78 Fische/100m²/12h (Freiwasser $n = 1$; Grund $n = 77$) und eine Biomasse von 6,0 kg/100m²/12h (Freiwasser 0,1 kg; Grund 5,9 kg) (Abbildung 26 & Abbildung 28).

In Bezug auf die Anzahl wurden in den Grundnetzen die meisten Fische (37,1%) in der Tiefenstufe von 0 m bis 3 m gefangen. In diesem Bereich war das Rotaugen, neben dem Flussbarsch, die am häufigsten vertretene Art (Abbildung 9). In den Freiwassernetzen fanden sich ebenfalls im oberen Bereich der Wassersäule, von 0 – 6 m Tiefe, die meisten Fische in den Netzen (38,4%). Diese Tiefe wurde ganz klar vom Rotaugen dominiert (Abbildung 29).

TABELLE 9: FISCHARTENZUSAMMENSETZUNG DES HINTERSEES. URPRÜNGLICH (NACH GASSNER ET AL. 2003) UND AKTUELL (IM RAHMEN DER STANDARDISIERTEN FISCHBESTANDSERHEBUNG 2023).

Fischart	ursprünglich	aktuell	Nachweismethode
Aitel	nein	ja	Kiemennetz/Elektrobefischung
Bachforelle	nein	ja	Kiemennetz/Elektrobefischung
Elritze	ja	ja	Elektrobefischung
Flussbarsch	ja	ja	Kiemennetz/Elektrobefischung
Koppe	ja	ja	Mündl. Mitteilung Bewirtschafter
Rotaugen	nein	ja	Kiemennetz/Elektrobefischung
Seeforelle	ja	ja	Kiemennetz
Seesaibling	ja	ja	Kiemennetz

TABELLE 10: KIEMENNETZBEFISCHUNG VOM 18. – 20.09.2023. FISCHARTENZUSAMMENSETZUNG, ANZAHL UND TOTALGEWICHT.

Fischart	Anzahl	Totalgewicht (kg)
Aitel (<i>Squalius cephalus</i>)	21	13,2
Bachforelle (<i>Salmo trutta fontinalis</i>)	34	13,5
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	1.272	56,6
Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)	508	62,5
Seeforelle (<i>Salmo trutta lacustris</i>)	9	4,5
Seesaibling (<i>Salvelinus umbla</i>)	2	0,8
Summe	1.846	151,1

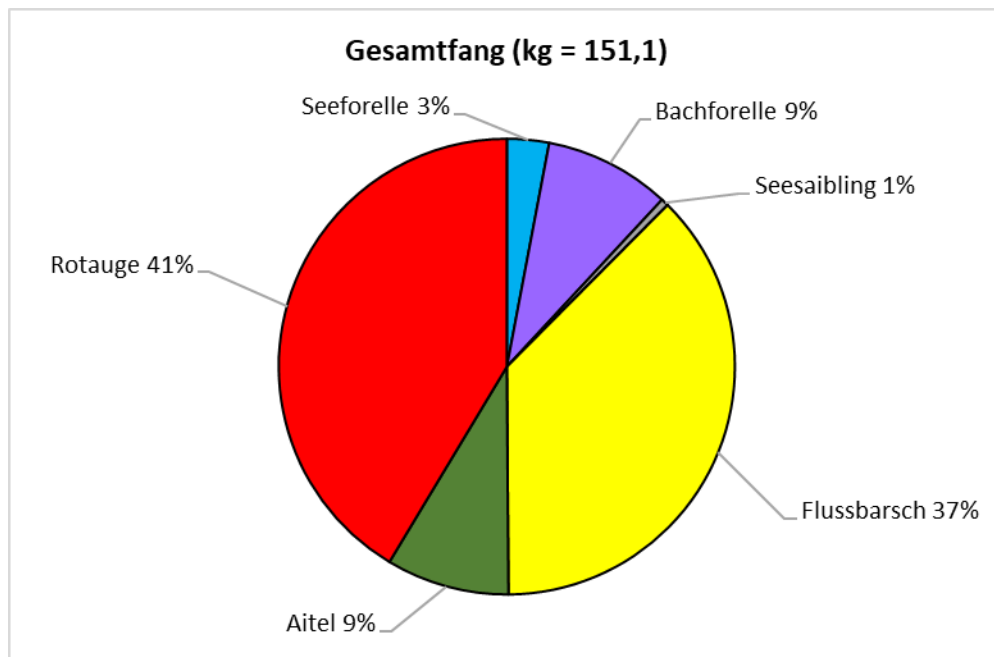


ABBILDUNG 22: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN AUS DEN KIEMENNETZEN NACH GEWICHT.

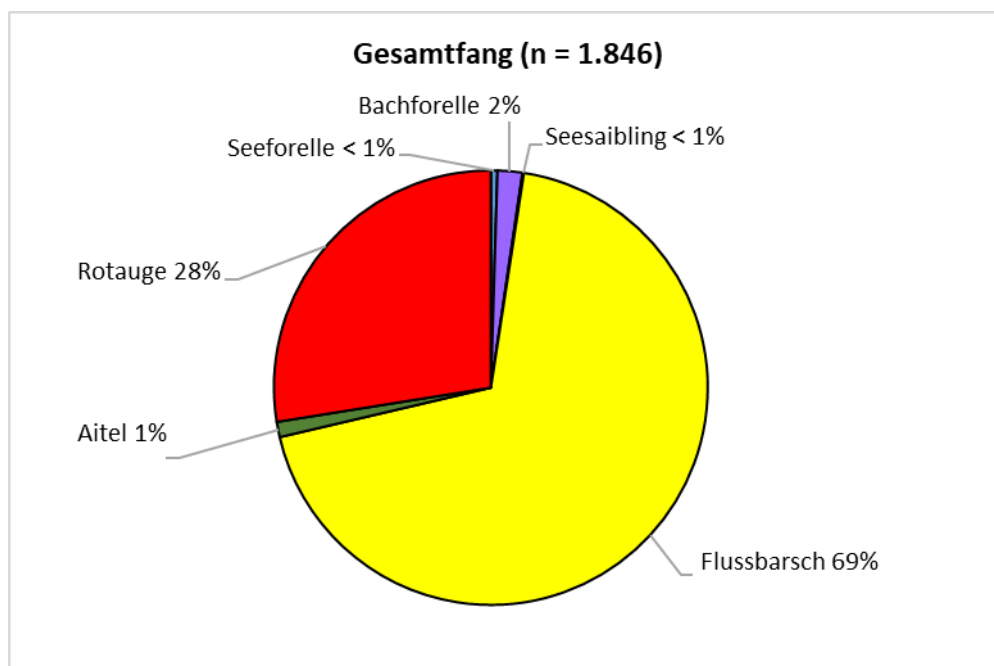


ABBILDUNG 23: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN AUS DEN KIEMENNETZEN NACH ANZAHL

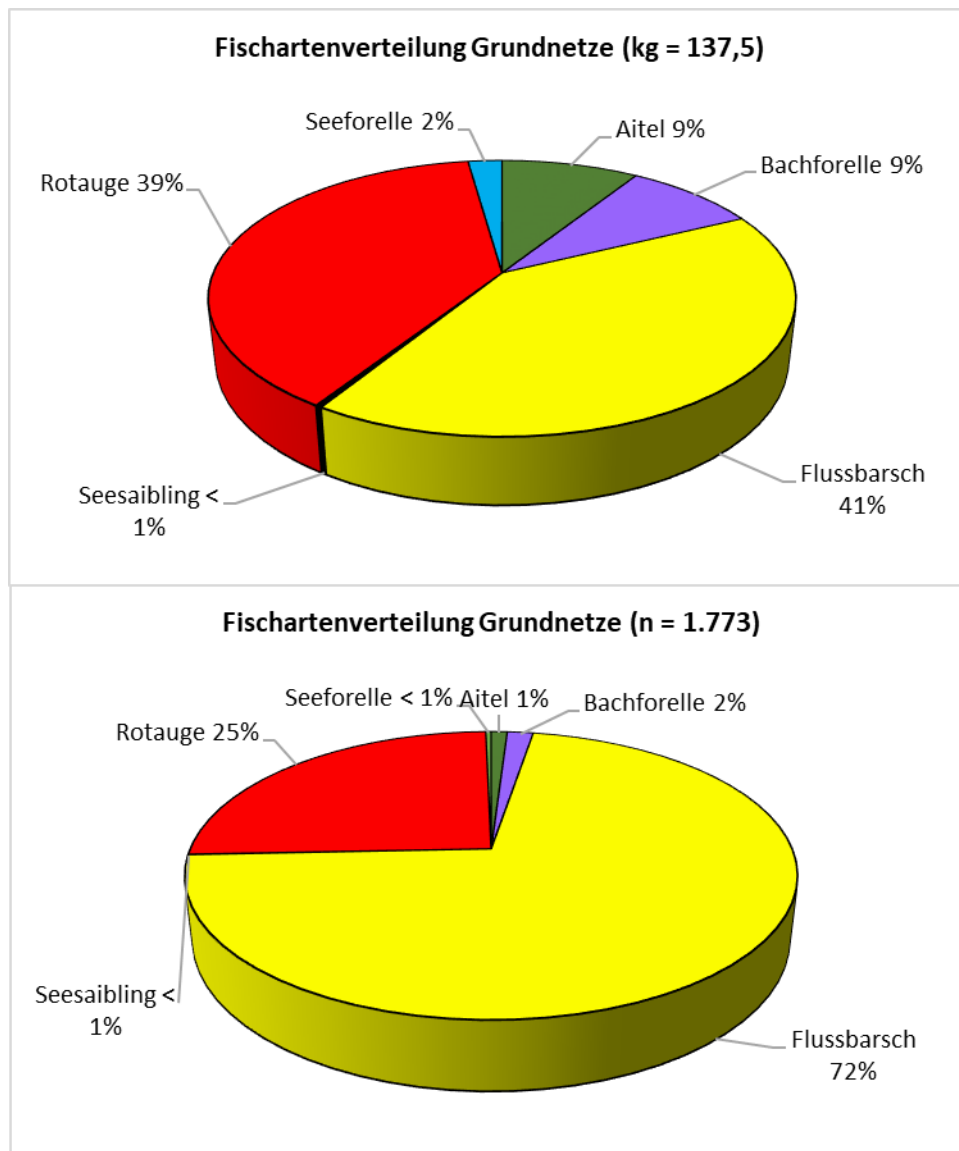


ABBILDUNG 24: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN NACH GEWICHT UND ANZAHL IN DEN GRUNDNETZEN.

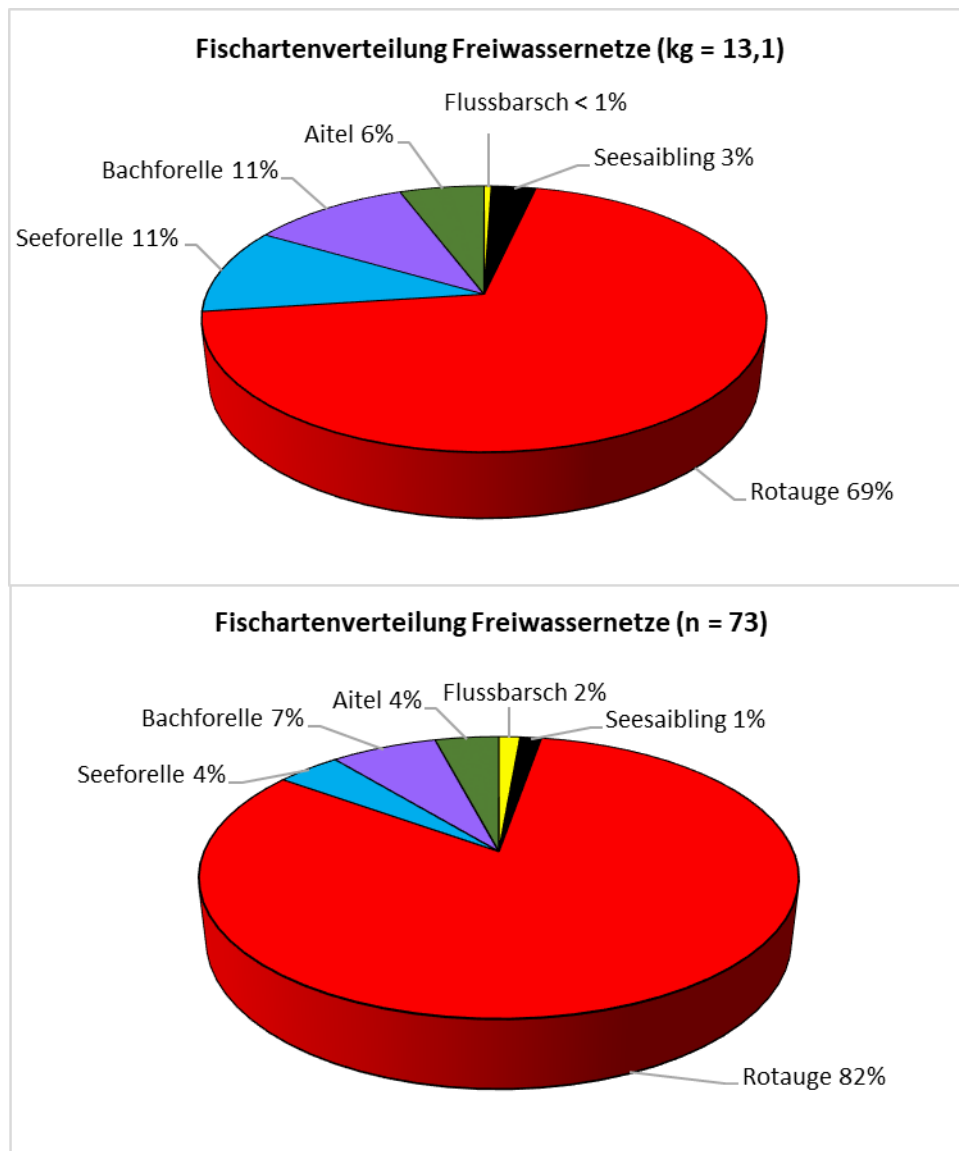


ABBILDUNG 25: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN NACH GEWICHT UND ANZAHL IN DEN FREIWASSERNETZEN.

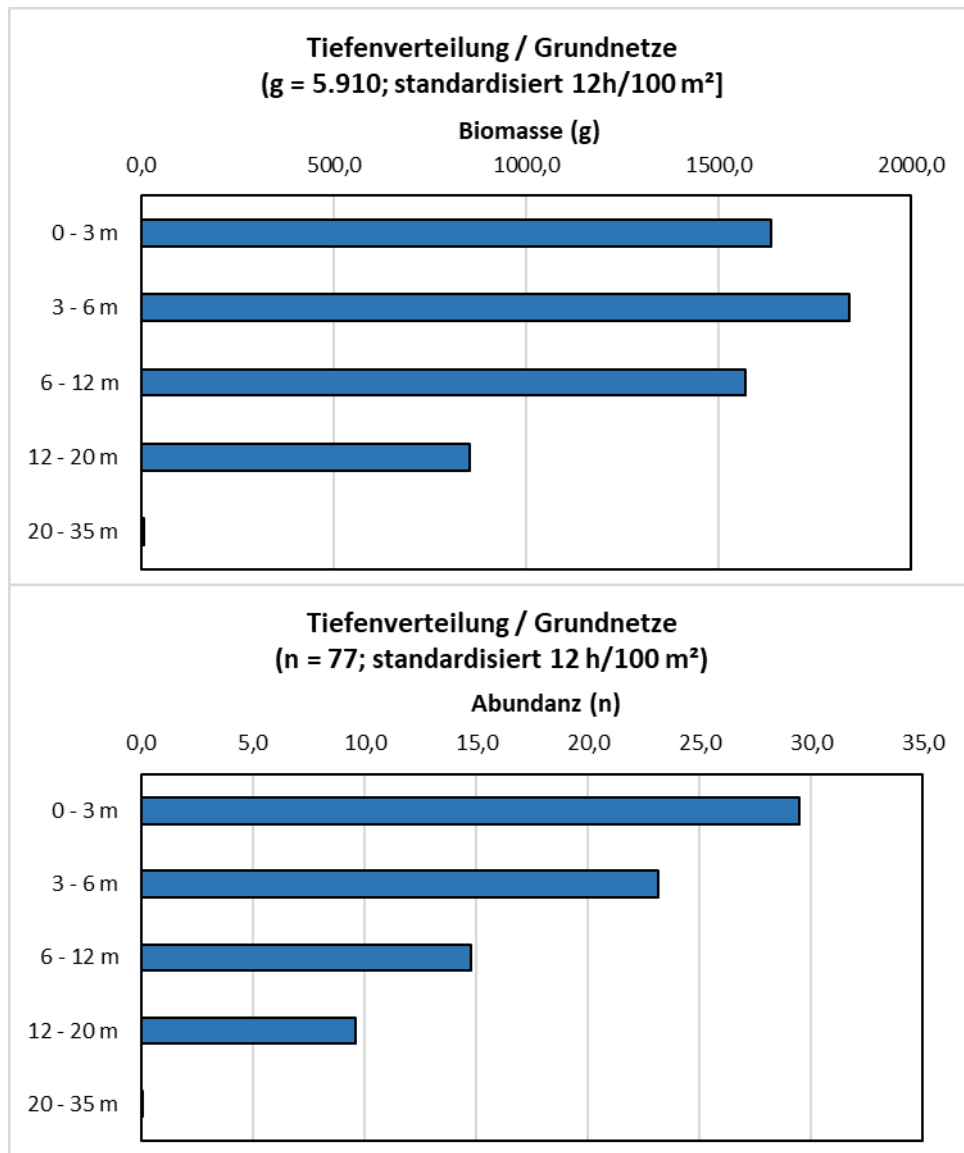


ABBILDUNG 26: TIEFENVERTEILUNG DES FANGES IN DEN GRUNDNETZEN BERECHNET ALS EINHEITSFANG (CPUE). OBERE GRAFIK: BIOMASSE (G), UNTERE: ABUNDANZ (N).

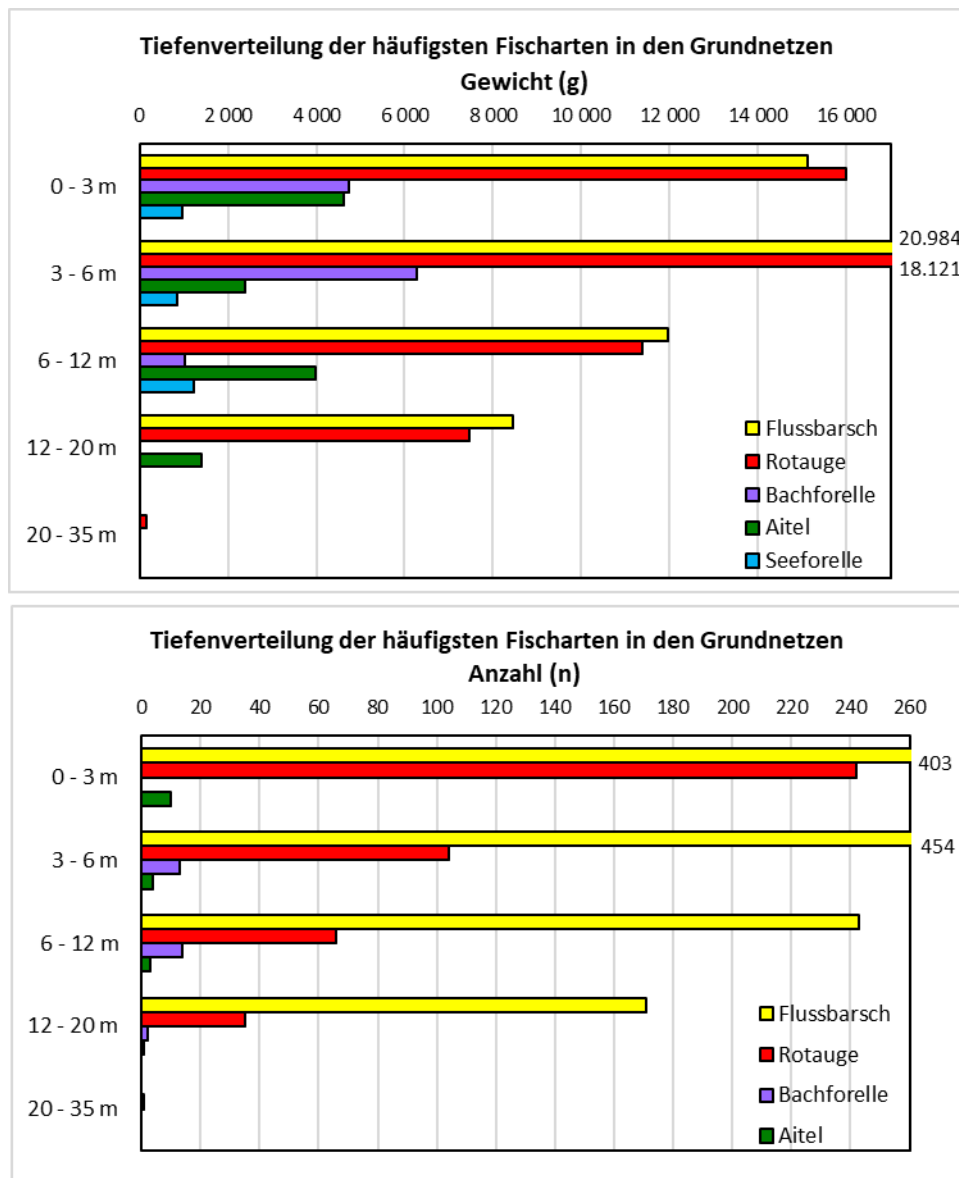


ABBILDUNG 27: TIEFENVERTEILUNG DER HÄUFIGSTEN FISCHARTEN (GEWICHT UND ANZAHL) IN DEN GRUNDNETZEN.

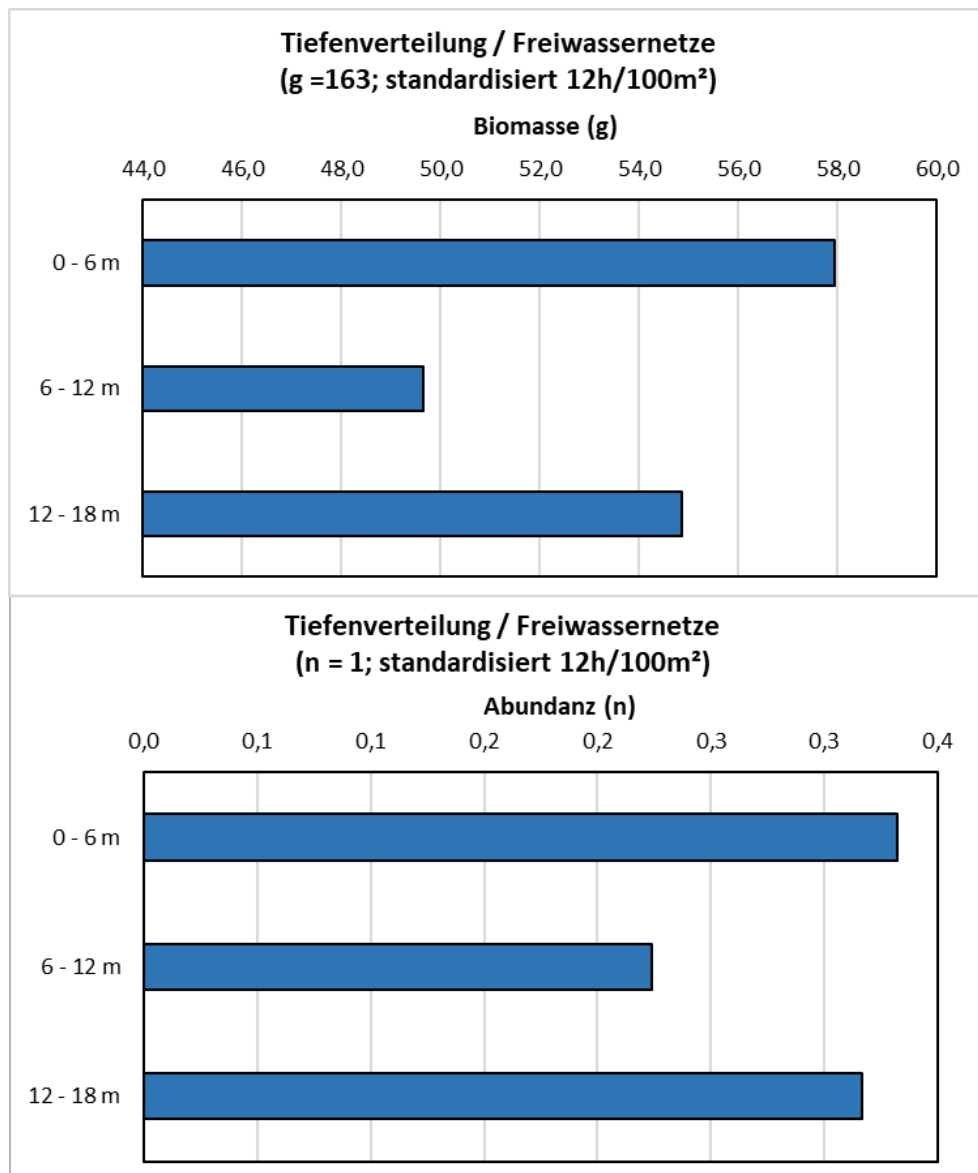


ABBILDUNG 28: TIEFENVERTEILUNG DES FANGES IN DEN FREIWASSERNETZEN
BERECHNET ALS EINHEITSFANG (CPUE). OBERE GRAFIK: BIOMASSE (G), UNTERE:
ABUNDANZ (N).

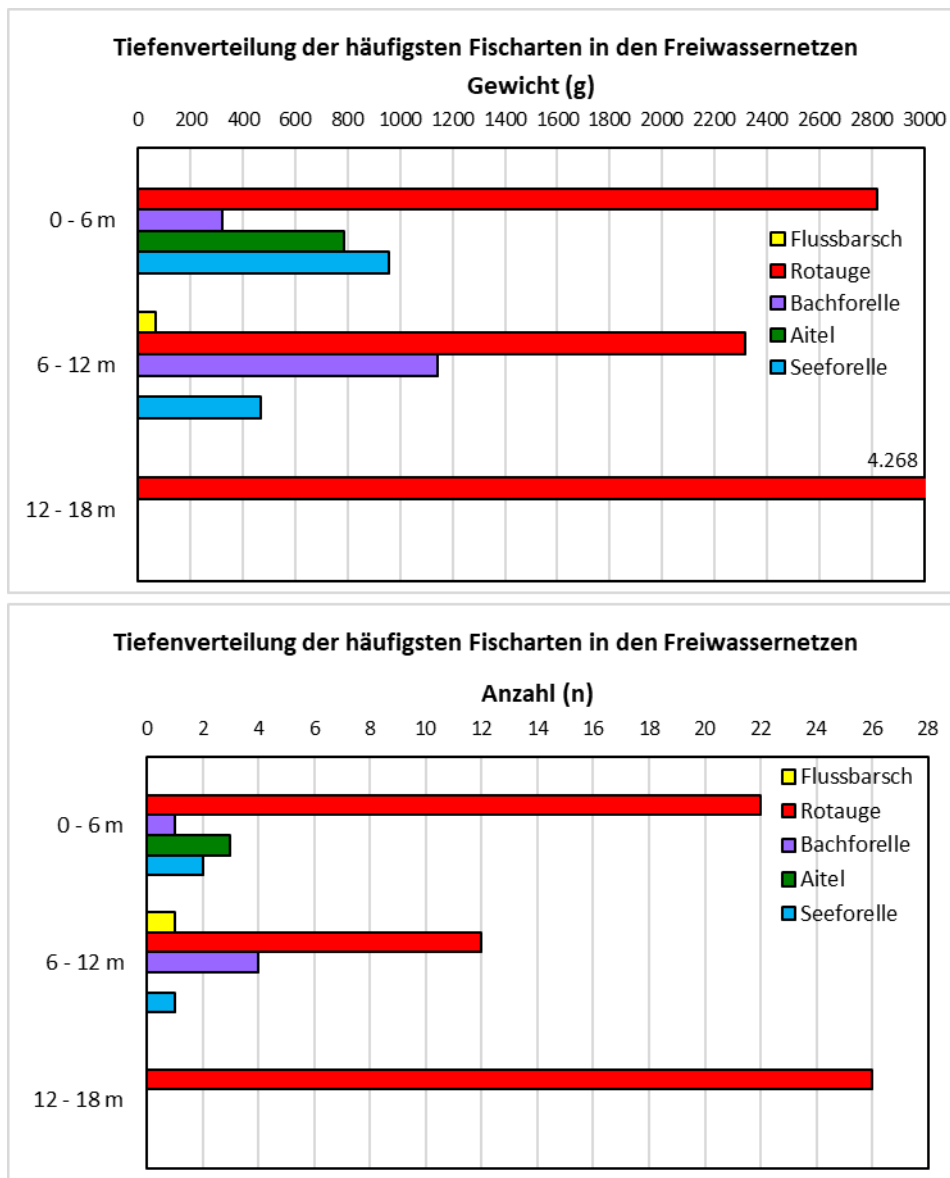


ABBILDUNG 29: TIEFENVERTEILUNG DER HÄUFIGSTEN FISCHARTEN (GEWICHT UND ANZAHL) IN DEN FREIWASSERNETZEN.

Längenfrequenz

Die Längenfrequenz ergibt einen wichtigen Einblick in den Populationsaufbau der jeweiligen Arten. Der Nachweis kleiner Längenklassen liefert ein wichtiges Indiz zum Naturaufkommen. Durchgehend belegte Längenklassen bis hin zu den Maximallängen der jeweiligen Art zeigen einen natürlichen, ungestörten Populationsaufbau. Fehlende Längenklassen geben Hinweise auf Beeinträchtigungen. In den Abbildung 30 bis 34 sind die Längenfrequenzen der häufigsten Fischarten im Hintersee grafisch dargestellt. Flussbarsch, Rotaugen und Aitel zeigen einen natürlichen Populationsaufbau mit Reproduktion. Ein anderes Bild ergab sich für die Salmoniden. Große Defizite gab es bei der Leitfischart Seesaibling (nur 2 Individuen). Bei der im Hintersee heimischen Seeforelle fanden sich Individuen ab der Größenklasse 34 cm bis 41 cm in den Netzen (Abbildung 34).

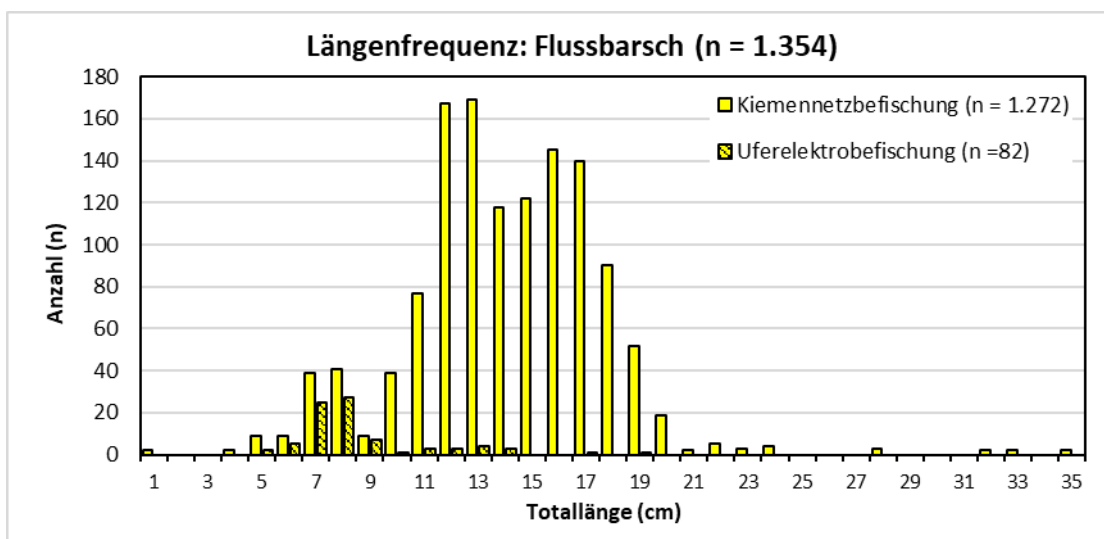


ABBILDUNG 30: LÄNGENFREQUENZ FLUSSBARSCH.

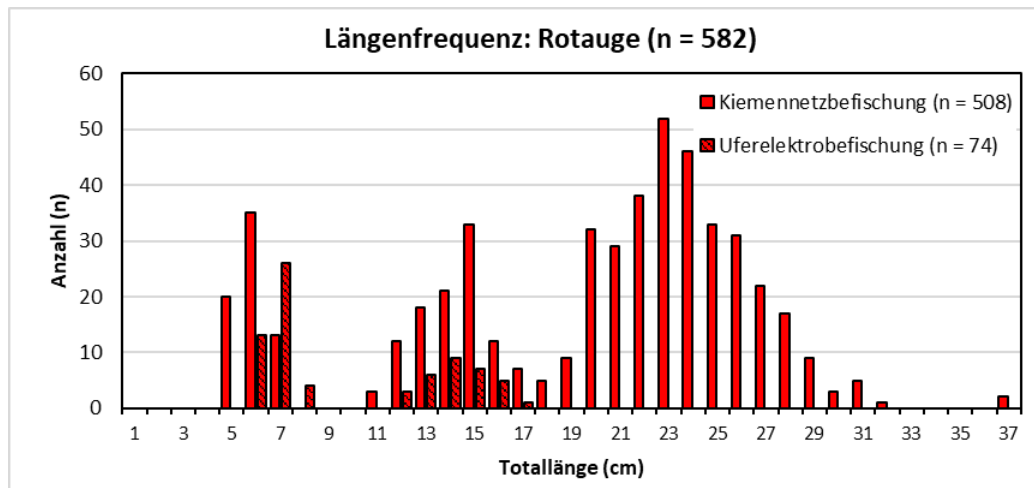


ABBILDUNG 31: LÄNGENFREQUENZ ROTAUGE.

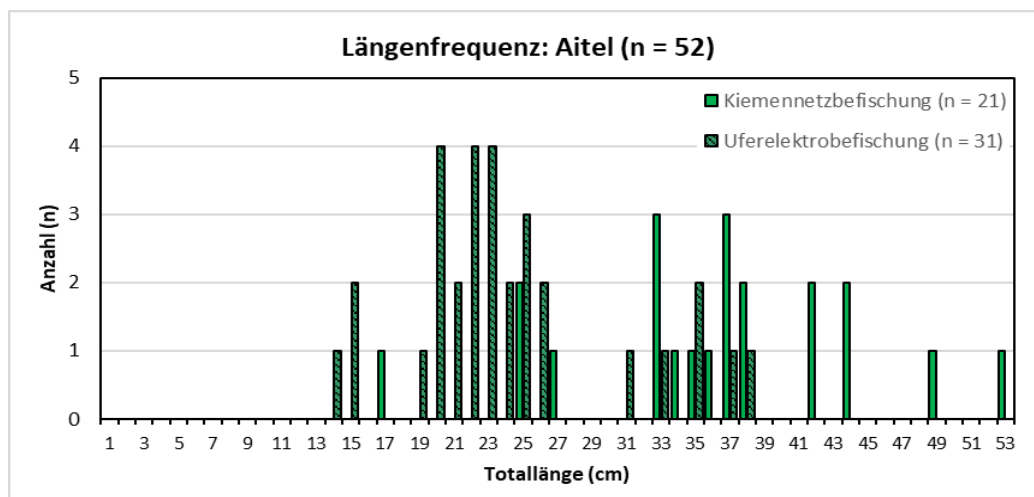


ABBILDUNG 32: LÄNGENFREQUENZ AITEL.

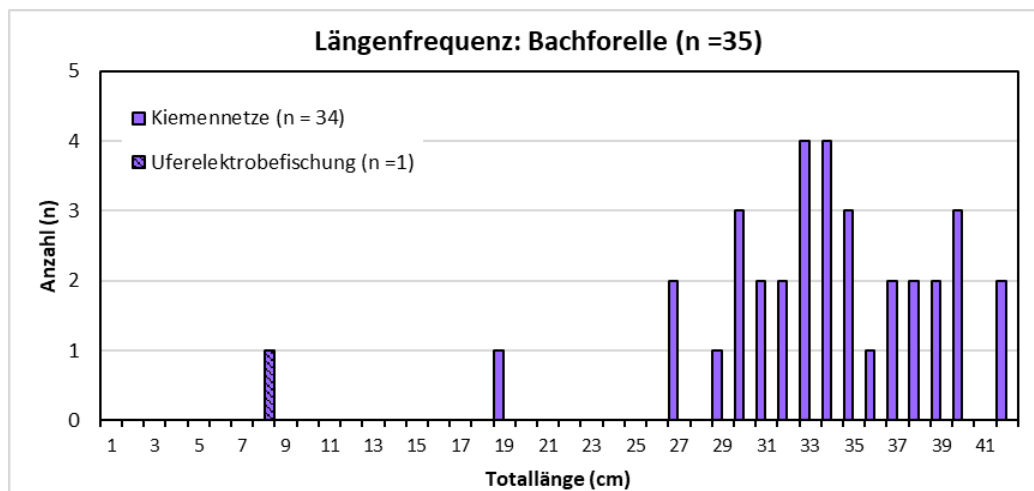


ABBILDUNG 33: LÄNGENFREQUENZ BACHFORELLE.

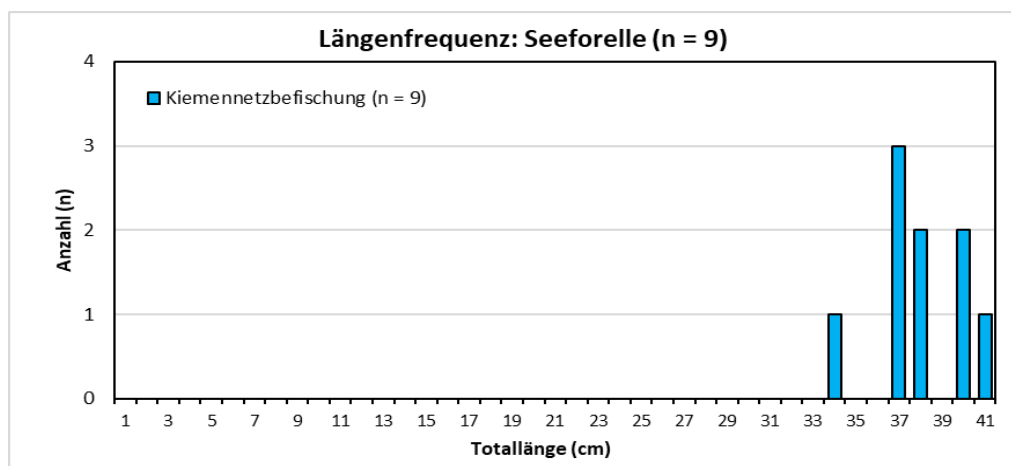


ABBILDUNG 34: LÄNGENFREQUENZ SEEFORELLE.

Längen und Gewichte

Für Flussbarsch, Rotaugen und Bachforelle wurde der Zusammenhang zwischen Totallänge und Gesamtgewicht ermittelt. Aus der Grafik kann für jedes Individuum die Totallänge mit dem zugehörigen Gesamtgewicht abgelesen werden (Abbildung 35 bis 37).

Aus der Beziehung zwischen Gesamtgewicht und Totallänge lässt sich der sogenannte Konditionsfaktor nach Fulton (Korpulenzfaktor) von Fischen ermitteln (Tabelle 11). Basierend auf diesem Faktor kann man auf den Ernährungszustand der Fische schließen.

TABELLE 11 : DURCHSCHNITTLICHER KONDITIONSFaktor (KF) NACH FULTON UND MINIMALE UND MAXIMALE TOTALLÄNGEN FÜR DIE HÄUFIGSTEN FISCHARTEN IM HINTERSEE.

Fischart	Min. Länge	Max. Länge	Mittl. KF	Stabw.	(n)
Aitel (<i>Squalius cephalus</i>)	17,1	53,5	1,1	±0,08	21
Bachforelle (<i>Salmo trutta fontinalis</i>)	19,3	42,7	0,9	±0,09	32
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	1,0	35,0	1,2	±0,10	1.272
Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)	5,0	37,5	1,1	±0,20	508
Seeforelle (<i>Salmo trutta lacustris</i>)	34,5	41,0	0,9	±0,05	9

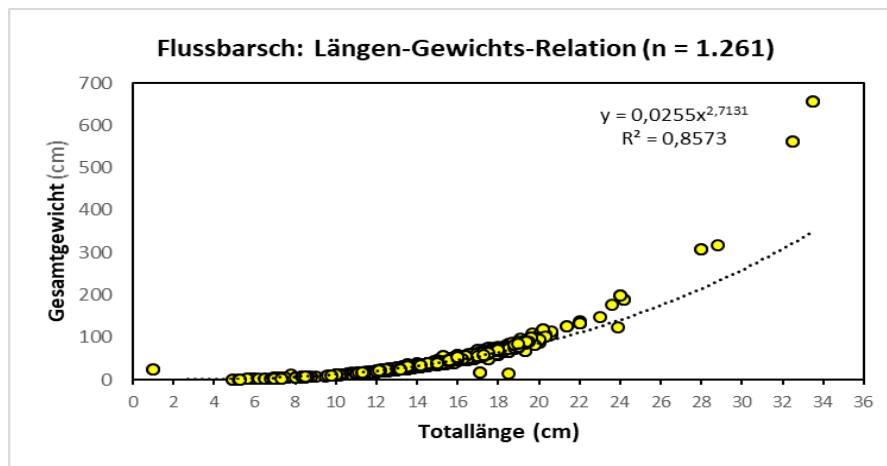


ABBILDUNG 35: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE UND GESAMTGEWICHT FLUSSBARSCH.

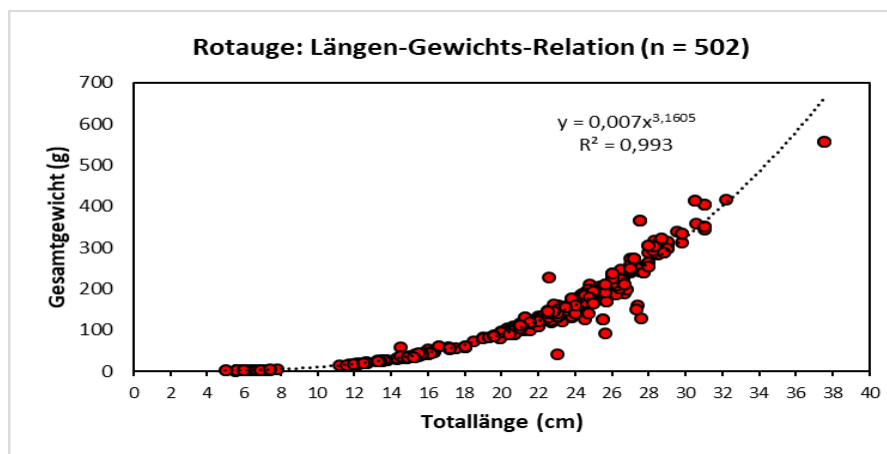


ABBILDUNG 36: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE UND GESAMTGEWICHT ROTAUGE .

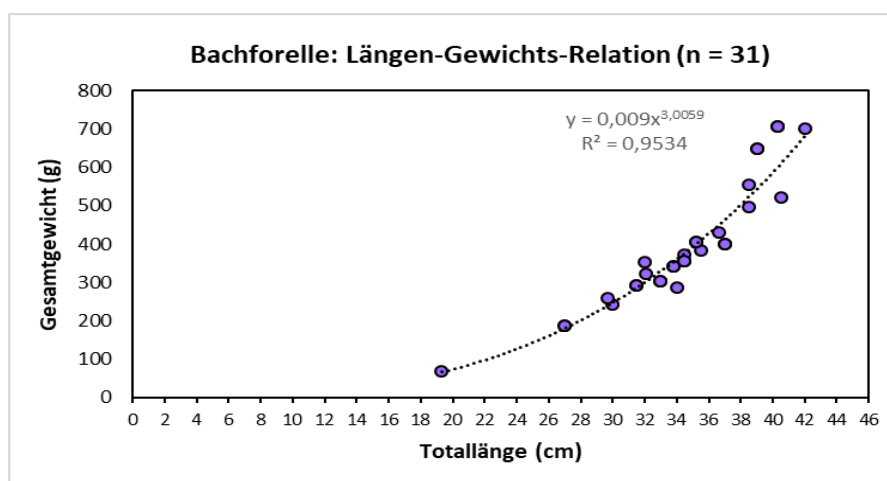


ABBILDUNG 37: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE UND GESAMTGEWICHT BACHFORELLE.

Alter und Wachstum

Bei Salmoniden wird die Altersbestimmung aufgrund der kleinen Schuppen anhand der Otolithen (Gehörsteinchen) durchgeführt. Altersringe bilden sich durch das Abwechseln von Wachstumsphase und Stagnation des Wachstums im Winter. Stammen Fische aus Aquakulturanlagen, so wachsen sie aufgrund des permanenten Futterangebotes das ganze Jahr über. Das Ausbilden von unterschiedlichen Ringen entfällt also. Im Hintersee konnten Bachforelle, Seeforelle und Seesaibling gefangen werden. Lediglich für die beiden, aus Naturaufkommen des Sees stammenden, Seesaiblinge konnte das Alter von 4+ und 6+ Jahren (± 1 Jahr) ermittelt werden. Bachforelle und Seeforelle stammten aus Aquakultur, eine realistische Altersbestimmung entfiel bei diesen beiden Fischarten.

Geschlechtsreife

Als weitere wichtige fischbiologische Parameter sind die Aufteilung der Geschlechter und die Geschlechtsreife anzusehen. Für aussagekräftige Berechnungen war die Anzahl der Individuen zu gering, einige Angaben konnten trotzdem getätigt werden.

Bei den beiden Seesaiblingen handelte es sich um Rogner mit der Geschlechtsreife 2 (reifend) und 3 (reifend, hätte im Herbst abgelaicht).

Von den neun gefangenen Seeforellen konnten sieben Rogner und zwei Milchner bestimmt werden. Sechs Rogner wurden als noch nicht laichreif bestimmt, einer hätte im Herbst abgelaicht (Reifegrad 3). Die mittlere Totallänge der Rogner betrug 37,5 cm ($\pm 1,9$ cm Stabw.). Beide Milchner waren noch nicht geschlechtsreif, sie waren 40 cm lang.

Die Bachforelle war mit 34 Individuen im Fang vertreten, von 31 konnte der Reifegrad ermittelt werden, drei wurden wieder in den See entlassen. Als unreif wurden 16 Rogner identifiziert. Geschlechtsreif waren neun Rogner. Der längste Rogner maß 42 cm, die mittlere Totallänge betrug 37,9 cm ($\pm 3,2$ cm Stabw.). Bei sechs Milchnern wurde ebenfalls die Laichreife diagnostiziert. Der längste Milchner war 38,5 cm lang, die mittlere Totallänge wurde mit 31,6 cm ($\pm 4,5$ cm Stabw.) gemessen.

Elektrofischung

Im Zuge der Uferelektrofischung konnten 189 Individuen auf Artniveau bestimmt und die Totallänge vermessen werden. Den Hauptanteil der Fischartengemeinschaft im Uferbereich machten Flussbarsch (n = 82; 70%) und Rotaugen (n = 74; 39%) aus. Darüber hinaus konnten Aitel (n = 31), Elritze und Bachforelle (beide n = 1) nachgewiesen werden (Abbildung 38). In Tabelle 12 sind die Anzahl, die minimalen und die maximalen Fanglängen der untersuchten Fischarten zusammengestellt.

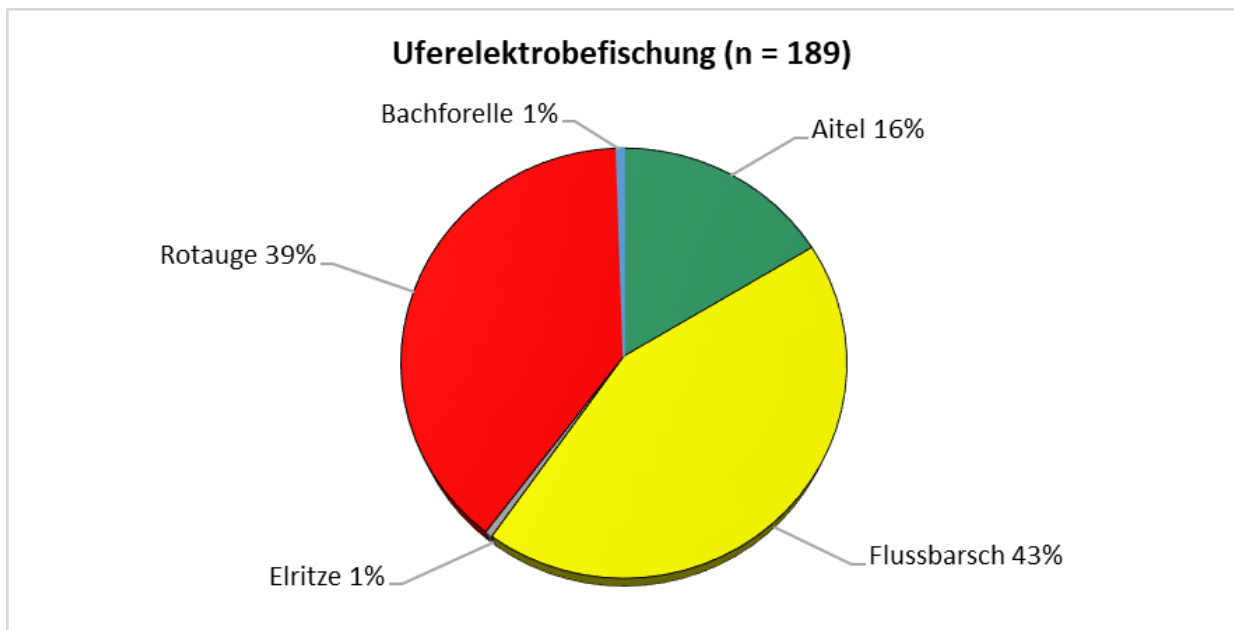


ABBILDUNG 38: UFERELEKTROFISCHUNG - ARTENZUSAMMENSETZUNG.

TABELLE 12: ELEKTROFISCHUNG IM HINTERSEE AM 18.09.2023. ZUSAMMENSTELLUNG DER ANZAHL BZW. MINIMALEN UND MAXIMALEN FANGLÄNGE DER FISCHE.

Fischart	Anzahl (n)	Totallänge (min)	Totallänge (max)
Aitel	31	13,8 cm	38,0 cm
Elritze	1	8,9 cm	8,9 cm
Flussbarsch	82	4,2 cm	18,5 cm
Rotaugen	74	5,2 cm	16,1 cm
Bachforelle	1	8,4 cm	8,4 cm
Summe	189		

Gesamtfang Kiemennetzbefischung und Uferelektrobefischung

Im Rahmen der standardisierten Fischbestandserhebung wurden im Hintersee mit den Kiemennetzen und der Uferelektrobefischung in Summe 2.035 Individuen gefangen. In Abbildung 39 werden die Fänge der beiden Befischungsmethoden verglichen. Rotaugen, Flussbarsch, Aitel und Bachforelle konnten sowohl mit den Kiemennetzen als auch mit der Uferelektrobefischung nachgewiesen werden. In den Kiemennetzen fanden sich darüber hinaus Seeforelle und Seesaibling. Vorherrschende Arten beider Methoden waren Rotaugen und Flussbarsch (Abbildung 39).

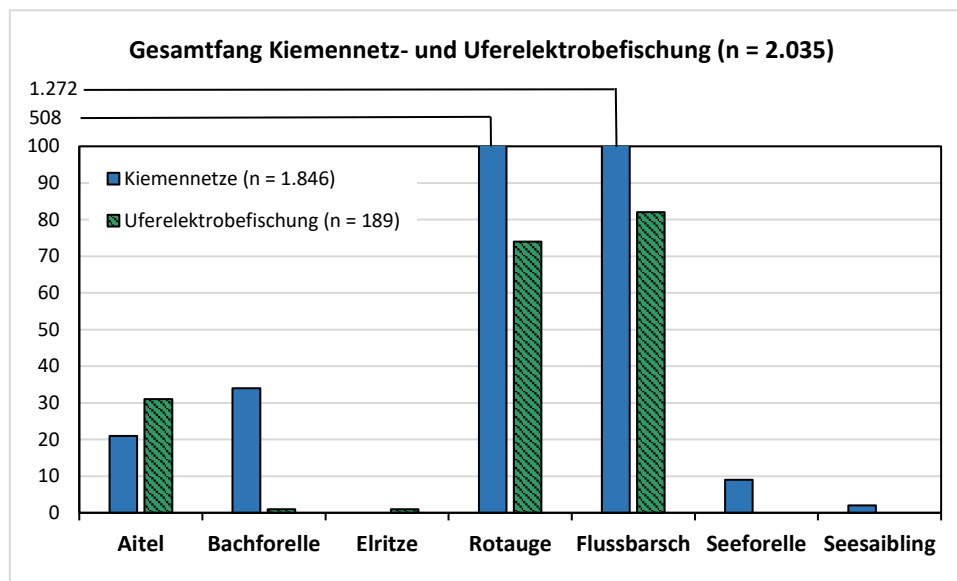


ABBILDUNG 39: GEGENÜBERSTELLUNG DER FÄNGE DER BEIDEN BEFISCHUNGSMETHODEN.

4.1.1.3 Bewertung des fischökologischen Zustandes nach ALFI

In der Einteilung nach fischökologischen Seentypen ist der Hintersee ein **Seesaiblingsee** mit der Leitfischart Seesaibling. Die typspezifischen Fischarten dieses Seentyps sind Elritze, Koppe und Seeforelle. Im Hintersee sind die typspezifischen Arten alle historisch belegt. Gegenständlich kommen 7 Arten im Hintersee vor, wobei 5 als ursprüngliche Spezies (Flussbarsch, Elritze, Koppe, Seeforelle und Seesaibling) und zwei als neue Fischarten (Aitel und Rotaugen) gelten. Die eingesetzten Äschen und Bachforellen finden als Fließgewässerarten keine Berücksichtigung. Die Leitfischart Seesaibling konnte im Rahmen des standardisierten Befischungsprogramms nur mit zwei Exemplaren belegt werden (Abundanzindex, AI=2). Insgesamt konnte aber kein Individuum der 18 geforderten Längensklassen (12-29cm) gefangen werden und so wurde im Metric „Längenfrequenz Leitfischart“ (Wert=0,0) die größtmögliche Abweichung vom Referenzzustand abgebildet. Die Ursache liegt in der fehlenden natürlichen Reproduktion der Seesaiblinge im Hintersee. Von den typspezifischen Arten wurde die Elritze mit einem Exemplar (AI=2), die Seeforelle mit 6 Exemplaren (AI=3) und die Koppe „laut Bewirtschafter“ (AI=1) nachgewiesen. Die Biomasse wurde im Rahmen der gegenständlichen Untersuchung nicht erhoben. Mit einem errechneten **Gesamt-EQR** von **0,44** wird der **ökologische Zustand** des Hintersees für das biologische **Qualitätselement „Fische“** im nationalen Bewertungssystem ALFI mit „**mäßig**“ beurteilt. Damit ergibt sich **eine deutliche Verschlechterung zur Bewertung 2005** (EQR=0,76; Zustandsklasse „gut“). Die Ursachen sind in den vergrößerten Defiziten bei den ursprünglichen Arten seit 2005 zu finden. Besonders dramatisch sind diese bei Elritze und Seesaibling.

Hintersee 2023		
Anzahl Arten Überblick	Anzahl urspr. Arten	5
	Anzahl aktuelle Arten	7
	Artenfehlbetrag	0
	Anzahl Fremdfischarten	2
	Metric	EQR
Arteninventar	AI typspezifische Fischarten	0,44
	Anteil AI Fremdfischarten	0,58
	Abundanzindex Kleinfischarten	0,38
	Abundanzindex stenöke Arten	0,44
Gilden	Abundanzindex Laichwanderer	0,75
	Abundanzindex Laichgilden	0,50
LF	Längenfrequenz Leitfischart	0,00
BM	Fischbiomasse	---
	MEAN EQR	0,44

Ökologische Zustandsklasse	EQR
sehr gut	>0,8
gut	0,60-0,79
mäßig	0,40-0,59
unbefriedigend	0,20-0,39
schlecht	<0,20

AI...Abundanzindex

4.1.1.4 Zusammenfassung und Diskussion

- Bei der vorliegenden Befischung wurden insgesamt 2.035 Fische (Kiemennetzbefischung $n = 1.846$, Uferelektrobefischung $n = 189$) gefangen. Mit den Kiemennetzen konnten die sechs Fischarten Aitel, Bachforelle, Rotaugen, Flussbarsch, Seeforelle und Seesaibling nachgewiesen werden. Die Uferelektrobefischung erzielte zusätzlich den Fang einer Elritze.
- Von den gesamten Netzfängen entfielen 3,9% ($n = 73$) auf die Freiwassernetze und 96,1% ($n = 1.773$) auf die Grundnetze. Im Freiwasser betrug das Gesamtgewicht der Fische 13,1 kg und über Grund 137,5 kg.
- Für die Vergleichbarkeit der Daten zwischen den acht im Rahmen des EMFAF Projektes untersuchten Seen, wurden bei der Auswertung der Tiefenverteilung aller gefangenen Fische Einheitsfänge CPUE (gleicher Fangaufwand) ermittelt. Für den Hintersee ergab sich ein CPUE von 78 Fische/100m²/12h (Freiwasser $n = 1$; Grund $n = 77$) und eine Biomasse von 6,0 kg/100m²/12h (Freiwasser 0,1 kg; Grund 5,9 kg).
- Die Längenfrequenz wurde für alle gefangenen Arten dargestellt. Fasst man Kiemennetz- und Uferelektrobefischung zusammen, so konnten von Rotaugen, Flussbarsch und Aitel Individuen beinahe aller Größenklassen gefangen werden, was jeweils ein Naturaufkommen indiziert.
- Eine geplante Altersbestimmung ließ sich bei den Salmoniden aufgrund der Herkunft aus Aquakultur nicht durchführen.
- Bei den beiden Seesaiblingen handelte es sich um Rogner mit der Geschlechtsreife 2 (reifend) und 3 (reifend, hätte im kommenden Herbst/Winter abgelaicht). Von den neun gefangenen Seeforellen konnten sieben Rogner und zwei Milchne bestimmt werden. Sechs Rogner wurden als noch nicht laichreif bestimmt, einer hätte im Herbst abgelaicht (Reifegrad 3). Die mittlere Totallänge der Rogner betrug 37,5 cm ($\pm 1,9$ cm Stabw.). Beide Milchne waren noch nicht geschlechtsreif, sie waren 40 cm lang.

Von den 31 untersuchten Bachforellen konnte der Reifegrad ermittelt werden. Als unreif wurden 16 Rogner identifiziert. Geschlechtsreif waren neun Rogner. Der längste Rogner maß 42 cm, die mittlere Totallänge betrug 37,9 cm ($\pm 3,2$ cm Stabw.). Bei sechs Milchne wurde ebenfalls die Laichreife diagnostiziert. Der längste Milchne war 38,5 cm lang, die mittlere Totallänge wurde mit 31,6 cm ($\pm 4,5$ cm Stabw.) gemessen.

4.1.1.5 Empfehlungen

Der Hintersee ist durch die energiewirtschaftliche Nutzung, den damit verbundenen Spiegelschwankungen und der insgesamt veränderten Hydrologie maßgeblich belastet. Durch die Veränderungen sind vor allem Seesaibling und Seeforelle in ihrem natürlichen Reproduktionsvermögen eingeschränkt. Der Hintersee ist aufgrund der energetischen Nutzung als „erheblich veränderter Wasserkörper“ („heavily modified“; HMWB) eingestuft und Verbesserungen sind in Hinblick auf das ökologische Potential zu überlegen.

Die aktuelle Bewertung des fischökologischen Zustandes nach ALFI ergibt ein „mäßig“ (EQR=0,44) und begründet sich durch die aktuell umfangreichen Abweichungen in der ursprünglichen Fischgemeinschaft (Seesaibling, Elritze, Seeforelle und Koppe). Vor allem die Defizite bei der Leitfischart Seesaibling wirken sich maßgeblich aus. Wichtige Maßnahmen für eine Verbesserung der Einstufung liegen im Wiederaufbau der ursprünglich heimischen Fischpopulationen.

Dazu sollte der Besatz mit nicht ursprünglichen Fischarten unterbleiben. Dies gilt auch für nicht autochthone Salmoniden und Hybriden wie etwa Elsässer Saibling, Regenbogenforelle, Bachsaibling und andere. Vor allem ist der Besatz mit fangfähigen Fischen (put-and-take) an einem natürlichen Gewässer nicht mehr zeitgemäß. Der Fokus der Bewirtschaftung sollte auf den ursprünglichen Arten mit selbständiger Reproduktion und damit langfristigem Erhalt der jeweiligen Populationen liegen. Fischereiwirtschaftliche Maßnahmen wären aus Sicht des ursprünglichen Fischbestandes vorzugsweise in Hilfsprogramme bei Seeforelle, Seesaibling (*Salvelinus umbla*) und Elritze zu investieren.

Andererseits wird immer deutlicher, dass manche Fischarten (z. B. Rotauge, Flussbarsch, Aitel) von diversen Veränderungen (z.B. Klimaerwärmung) profitieren und deren Bestände somit merklich anwachsen. Diese Arten sollten daher mehr Bedeutung in den fischereiwirtschaftlichen Überlegungen erhalten und verstärkt befischt und entnommen werden. Von Seiten der Bewirtschafter könnten diese Arten aktiv als Zielfischarten für die Angelfischerei beworben werden. Einen naturgewachsenen Fisch zu überlisten sollte einen größeren Fangerfolg darstellen, als einen „Zuchtfisch“ (= besetzte, fangfertige Regenbogenforelle) zu angeln.

Ein wichtiges Bewirtschaftungsinstrument ist das Führen einer detaillierten Besatz- und Ausfangstatistik. Die Aufzeichnung aller Fänge (inkl. untermassiger Fische) und der Angelzeit ermöglicht eine Darstellung des Einheitsfanges. Dies ergibt in der mehrjährigen Aufzeichnung ein sehr aufschlussreiches Instrument zur Beurteilung der Entwicklung eines Fischbestandes.

Abschließend wird prinzipiell darauf hingewiesen, dass an einem natürlichen Gewässer sämtliche Besatzmaßnahmen in Bezug auf Nutzen und Risiko (Einschleppung von Parasiten, Krankheiten, fremde Arten, fremder Genetik, etc.) sehr genau und sorgfältig abzuwägen sind. In erster Linie sollte die Bewirtschaftung am vorhandenen Fischbestand ausgerichtet und nicht der Fischbestand per Besatz an eine gewünschte Bewirtschaftung angepasst werden. Nur so kann nachhaltig geerntet werden, was in einem See seiner limnologischen Situation entsprechend (Größe, Nährstoffgehalt, Höhenlage, etc.) jährlich zuwächst. Wenn für den Hintersee eine durchschnittliche Fischbiomasse entsprechend der Referenz für Seesaiblingseen von ca. 50 kg/ha angenommen wird, wäre bei einer nachhaltigen Entnahme von 10-15% theoretisch ein jährlicher Ertrag von 5 bis 7,5 kg/ha möglich. Bei einer Seefläche von 82 ha würde dies einer nachhaltigen Ernte von 410 – 615

kg Fisch/Jahr aus dem Hintersee entsprechen. Mit dieser theoretischen Abschätzung soll dem tatsächlich nachhaltigen Ertrag eine Größenordnung als Anhaltspunkt verliehen werden.

4.1.2 eDNA-Analyse

4.1.2.1 Diagnostischer Nachweis der Krebspest

In keiner der Proben wurde eDNA von *A. astaci* detektiert. Dies deutet darauf, dass zum Zeitpunkt der Beprobung keine Sporen der Krebspest in den beprobten Bereichen vorhanden waren.

4.1.2.2 Metabarcoding Fische und Krebstiere

Tabelle 13 liefert eine Übersicht über die analysierten Proben, Tabelle 14 enthalten die Detailergebnisse zu den Proben, in denen im Metabarcoding verwertbare DNA-Sequenzen aus den Zielgruppen amplifiziert wurden. Dargestellt werden die %ID Übereinstimmungen der generierten DNA-Sequenzen mit jenen in der Referenzdatenbank Genbank. Da in einer Probe eine Art i.d.R. durch mehrere Sequenzgruppen mit z.T. unterschiedlicher Übereinstimmung repräsentiert wird, ist dieser Wert als gewichtetes Mittel dargestellt. Für die Beurteilung sicherer Artnachweise wird die beste Übereinstimmung herangezogen. Als sicherer Nachweis für die DNA einer Art gelten Detektionen von DNA-Sequenzen, welche zu 99% mit jenen dieser Art in den Datenbanken übereinstimmen und darüber hinaus mindestens 1% der generierten DNA-Sequenzen in der jeweiligen Probe ausmachen. DNA-Sequenzen mit einer Übereinstimmung unter 99% und/oder einer geringen Anzahl (<1% pro Probenstelle und Zielgruppe) gelten als „wahrscheinliche“ Nachweise.

TABELLE 13: ÜBERSICHT ÜBER DIE ANALYSIERTEN PROBEN IM HINTERSEE.

QR-Code	Probennahme	Datum	Uhrzeit	gefiltertes Vol.
ID0001220	Hintersee, Bucht 1	07.06.2024	10:24	2 L
ID0001221	Hintersee, Bucht 2	07.06.2024	11:40	2,5 L
ID0001222	Hintersee, Bucht 3	07.06.2024	12:54	3,5 L
ID0001223	Hintersee, Freiwasser	07.06.2024	14:05	1 L

TABELLE 14: DETAILERGEBNISSE DER PROBEN AUS DEM HINTERSEE.

QR Code	Familie	Gattung	Spezies	Artnamen	%ID	DNA-Moleküle	% Moleküle
ID0001220	Leuciscidae	-	-	Weißfische	99,43	29640	100
ID0001223	Chironomidae	Paratanytarsus	Paratanytarsus tenuis	Zuckmücke	96,59	7415	100

DNA-Moleküle repräsentiert die Anzahl der detektierten DNA-Sequenzen in der Probe und die Angabe %Moleküle beschreibt den jeweiligen Prozentsatz pro Probe.

In keiner der Proben wurde eDNA von *A. astaci* detektiert. Dies deutet darauf, dass zum Zeitpunkt der Beprobung keine Sporen der Krebspest in den beprobten Bereichen vorhanden waren.

Im Hintersee fand sich in nur einer der vier Proben, nämlich in jener aus Bucht 1 (ID0001220) eDNA aus den beiden Zielgruppen und hier konnte nur eine Zuordnung zur Familie der Weißfische (*Leuciscidae*) erfolgen. Zu dieser Gruppe gehören die Hasel, der Nerfling aus der Gattung *Leucisucs* aber auch die Laube. In ID0001223, welche im Freiwasser genommen worden ist, fand sich nur DNA einer Zuckmückenart. Ein möglicher Grund für den geringen Nachweis unterschiedlicher Arten war ein hoher Niederschlag kurz vor der Probenahme, der zu erhöhter Wassertrübung führte. Aufgrund der Trübung verstopft der Filter schneller, sodass ein geringeres Wasservolumen filtriert werden konnte.

4.1.2.3 Interpretation der Ergebnisse

Grundsätzlich ist die Zuordnung auf Artebene mittels Metabarcoding immer auch hinsichtlich der Plausibilität kritisch zu hinterfragen. Für einzelne heimische Arten kann es vorkommen, dass zum Zeitpunkt des Abgleichs (noch) keine DNA-Sequenzen für den untersuchten Genabschnitt in den öffentlich zugänglichen Datenbanken verfügbar sind. Beim Einsatz des Algorithmus, welcher die Übereinstimmung der DNA-Sequenzen in den Proben mit jenen in der Sequenzdatenbank vergleicht, werden in solchen Fällen die nächstverwandten Arten aus derselben Gattung angezeigt (welche mitunter nur außerhalb der untersuchten Region vorkommen können) – allerdings mit einer vergleichsweise geringeren Übereinstimmung (%ID $\leq$ 98%). Dies gilt es, bei der Interpretation der Daten zu beachten. Diese vermeintlichen „Nachweise“ nicht heimischer Arten sind in der Praxis dahingehend zu interpretieren, dass es sich hierbei mit hoher Wahrscheinlichkeit um Nachweise der verwandten heimischen Arten handelt. Während ein eDNA-Nachweis eindeutig für das Vorkommen einer bestimmten Art spricht, bedeutet ein Nichtnachweis nicht zwingend, dass das Vorkommen dieser Art völlig auszuschließen ist. Es kann vorkommen, dass an einer Probenstelle keine Nachweise detektiert werden, weil z.B. nur sehr wenige Individuen im Gewässer sind oder sich diese über einen längeren Zeitraum nur in tieferen Lagen aufgehalten haben. Ebenso können solche Falsch-Negative darin begründet sein, dass die Dominanz einzelner Arten dazu führt, dass vergleichsweise niederstete Arten „übersehen“ werden, weil die wenigen DNA-Moleküle einzelner Individuen keinen Platz in der Analyse erhalten. Zur Erklärung: beim Metabarcoding gibt es eine definierte Anzahl an Analyseplätzen pro Durchlauf für die Sequenzierung. Die DNA-Moleküle, welche einen Platz auf der Platte erhalten, werden vervielfältigt und auch gelesen (sequenziert). Wenn hier eine ausgeprägte Dominanz der eDNA von einzelnen Arten vorherrscht und von anderen vergleichsweise nur geringe DNA-Spuren vorhanden sind, dann kann es dazu kommen, dass der überwiegende Teil der Plätze an die dominanten Arten geht und die wenigen DNA-Moleküle von Spezies, welche sich eher außerhalb der beprobten Bereiche aufhalten, nicht erfasst und damit auch nicht detektiert werden. Zu bedenken ist auch, dass eine solche Fischbestandsanalyse anhand von eDNA immer nur eine Momentaufnahme ist und wir hiermit einen rein qualitativen Nachweis erhalten (nach gewiesen/nicht nachgewiesen). Auch wenn die Anzahl an Sequenzen innerhalb einer Probe einen möglichen Aufschluss über die Menge an eDNA liefern kann, so ist zu berücksichtigen, dass diese Menge nur unter sehr bestimmten Voraussetzungen auch mit der Individuenzahl korrelieren kann (Thalinger et al. 2019). Die Menge

an eDNA im Freiwasser wird neben der Zahl an Individuen von zahlreichen Faktoren beeinflusst, sowohl bei der Abgabe - wie z.B. durch die Biologie, die Größe, das Alter aber auch die Aktivität und die Fitness der Tiere - als auch durch physikalische Parameter wie die Entfernung zur „DNA-Quelle“, die Fließgeschwindigkeit, Turbulenzen oder Trübstoffführung sowie natürliche Abbauprozesse im Gewässer. Für fundierte Ergebnisse empfehlen sich wiederholte Probennahmen übers Jahr verteilt und ggf. eine gezielte Nachsuche mittels diagnostischer Nachweise nach bestimmten Arten, von denen man weiß, dass sie sich eher in tiefen Schichten aufhalten bzw. nur wenige Individuen vertreten sind. Eine diagnostische PCR ist deutlich sensitiver als ein Metabarcoding, da damit gezielt nach der eDNA einer bestimmten Art gesucht werden kann. Vereinzelt wurden im Vorliegenden DNA-Sequenzen von Zuckmücken detektiert. Dies kann manchmal auftreten, i.d.R. wenn eher wenig an Ziel-DNA in der Probe ist, sodass die Primer auch auf verwandte Tiergruppen ausweichen können. Sowohl Krebse (Crustacea) als auch Insekten (Insecta) gehören zur Gruppe der Gliedertiere (Arthropoden). Für eine Erhebung der Insekten empfehlen wir gegebenenfalls eine gezielte Nachsuche mittels eines für Arthropoden spezifischen Metabarcoding-Ansatzes.

4.2 Offensee

Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der
Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen (MFKK)

EMFAF 2021-2027



Hecht, adult, © ÖBf Archiv/Ratschan 2016

Edelkrebs © Pia Teufel, 2024

Mit Unterstützung von Bund, Ländern und Europäischer Union

Bundesministerium
Land- und Forstwirtschaft,
Klima- und Umweltschutz,
Regionen und Wasserwirtschaft



 **Bundesamt
für Wasserwirtschaft**
Institut für Gewässerökologie
und Fischereiwirtschaft



Endbericht – EMFAF-Projekt: Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen

Autoren: Luisa Wallner MSc¹, DI Andreas Haas¹, Philipp Schubert-Zsilavecz BSc¹,
DI Stefan Auer², Samuel Auer MSc², Mag. Dr. Martin Luger³,
Mag. Dr. Barbara Pamminer-Lahnsteiner³,
Mag. Barbara Kammerlander PhD³, Dr. Corinna Wallinger⁴

Institut: ¹ Österreichische Bundesforste AG, ² Blattfisch e.U.,
³ Bundesamt für Wasserwirtschaft, ⁴ Sinsoma GmbH

Berichtszeitraum: 01.04.2023 bis 31.03.2026

Datum: 31.03.2026

Kontakt: Luisa Wallner MSc
Österreichische Bundesforste AG
Pummergasse 10-12
3002 Purkersdorf
Austria
T: +43 664 819 73 82
Luisa.wallner@bundesforste.at
www.bundesforste.at

4.2.1 Standardmethodik Fischbestandserhebung

4.2.1.1 Einleitung

Im Rahmen des Projekts „Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen“ (MFKK) wurde vom Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie und Fischereiwirtschaft (BAW-IGF Scharfling, Mondsee), am Offensee im Zeitraum vom 28. – 31.08.2023 eine standardisierte Erhebung des Fischbestandes durchgeführt.

Die Untersuchung erfolgte gemäß den Vorgaben des Leitfadens des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft (BMLRT, B1 Leitfaden Seen, Qualitätselement Fische):

https://www.bmluk.gv.at/dam/jcr:2c4f5182-b311-49ce-aa43-b0be61a98266/B1_SE_FIS.pdf.

Zur Datenerhebung kamen Kiemennetze sowie eine Uferelektrofischung zum Einsatz. Die Abschätzung der Fischbiomasse des Offensees erfolgte mittels wissenschaftlichen Echolots der Firma SIMRAD.

Kiemennetzbefischung

Die Felderhebung, Probenahme, Probenaufarbeitung und Ergebnisermittlung folgten dem in der Einführung genannten Leitfaden. Dazu wurden für die Durchführung der standardisierten Fischbestandserhebung (ÖNORM EN 14757:2005) pelagische (= Freiwasser, Schwebnetze) und benthische (= Grundnetze) Multimaschenkiemennetze Typ Nordic verwendet (Tabelle 15). Die von der genannten Norm vorgegebenen Kiemennetze wurden nach einem vorbereiteten Plan während der entsprechenden Anzahl von Nächten im See exponiert (Abbildung 40). Die Grundnetze wurden entlang des Ufers in den definierten Tiefenstufen ausgebracht, die Freiwassernetze zur Befischung der Wassersäule über der tiefsten Stelle des Sees. Um die Fangdauer von mindestens 12 Stunden laut CEN (2005) einhalten zu können, wurden die Netze am Abend (zwischen 16:00 – 20:00 Uhr) gesetzt und am Morgen (zwischen 06:00 – 08:00 Uhr) gehoben.

TABELLE 15: MAßE UND MASCHENWEITEN DER VERWENDETEN KIEMENNETZE.

Netzart	Länge	Höhe	Maschenweiten (mm)
Pelagisch = Freiwasser Multi-Maschen	27,5 m	6 m	6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43; 55
Benthisch = Grund Multi-Maschen	30 m	1,5 m	5; 6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43; 55

Sofort nach dem Heben der Netze wurden diese mitsamt den gefangenen Fischen in eine mit Wasser gefüllte Wanne gegeben und die Fische mit einem elektrischen Fischtöter getötet. Danach wurden sie bis zur Aufarbeitung an Land in einer Wanne gelagert und zur Kühlung mit Eis bedeckt. Jedes Netz wurde in der Folge für sich bearbeitet, alle Fische wurden Netzblatt für Netzblatt entnommen, nach Maschenweiten sortiert und in beschrifteten Schüsseln (Maschenweite, Stelle, Netznummer, Netztiefe, Datum, Uhrzeit) zur weiteren Bearbeitung bereitgestellt.

Alle gefangenen Fische wurden auf Artniveau bestimmt und mit einer Nummer versehen. Mit dieser Nummer konnte später jeder Fisch einem Netz, einer Fangtiefe und einer Maschenweite zugeordnet werden. Anschließend wurden die Fische einem Mess-, Zähl- und Präparationsprogramm unterzogen. Bei allen Fischen wurden Art, Totallänge und Vollgewicht erhoben. Mittels Sektion wurden Geschlecht und Reifegrad, adaptiert nach Nikolsky (1963), bestimmt (Tabelle 16). Alle gewonnenen Daten wurden vor Ort per PC in einer Datenbank abgespeichert.

Ähnlich wie die Schuppen bilden auch die Gehörsteinchen (Otolithen) Altersringe und können somit ebenfalls zur Ermittlung des Alters herangezogen werden. Durch Öffnen des Schädels des Fisches kann mit einer Pinzette seitlich, im Bereich des Gehirns, links und rechts der jeweils größte Otolith (Sagitta) entnommen werden (Abbildung 41). Diese wurden zur späteren Auswertung mit Seennamen, Untersuchungsjahr, Fischart und der laufenden Fischnummer Nummer versehen, in Eppendorf Tubes gegeben und aufbewahrt. Im Labor erfolgt die Herstellung des Präparates für die Altersbestimmung. Dazu werden von den Otolithen dünne Schliffe hergestellt und auf einem

Objektträger in Kunstharz eingebettet (Abbildung 42). Danach erfolgt die Altersbestimmung auf einem, mit einem Mikroskop verbundenen Bildschirm. Das Lesen der Schuppen bzw. Otolithen wird mehrfach und unabhängig von zwei Personen durchgeführt. Die Kenntnis der Größe der Fische liegt bei der Altersbestimmung nicht vor, um eine Beeinflussung zu vermeiden.

Bei barschartigen Fischen, im vorliegenden Fall dem Flussbarsch, wurde zur Altersbestimmung der Kiemendeckel verwendet. Er weist, so wie die Schuppen, jährliche Zuwachsringe auf. Sofort nach der Datenaufnahme wurden die Kiemendeckel abpräpariert und in Papiersäckchen beschriftet mit dem Seenamen, Untersuchungsjahr, Fischart und laufender Nummer aufbewahrt. Zu einem späteren Zeitpunkt wurden die Kiemendeckel gereinigt und durch zumindest zwei Personen die Abzählung der Jahresringe durchgeführt. (Abbildung 42).

TABELLE 16: REIFEGRADSKALA ADAPTIERT NACH NIKOLSKY (1963).

Reifegrad	Definition der Geschlechtsreife	Reifegrad
1	Kein Laichansatz	Juvenil / unreif
2	Reifend, aber erst im folgenden Jahr laichend	Juvenil / unreif
3	Reifend und noch im selben Jahr laichend	Adult / reif
4	Reif und Abgabe von Laich (rinnend)	Adult /reif
5	Bereits abgelaicht	Adult /reif



Abbildung 40: Offensee Befischungsstellen (Fähnchen: Position der Kiemennetze; Linien: Elektrofischungsstellen)



ABBILDUNG 41: ENTNAHME DER OTOLITHEN FÜR DIE ALTERSBESTIMMUNG.



ABBILDUNG 42: LINKS: PRÄPARIERTER OTOLITH (SEESAIBLING) MIT EINEM ALTER VON 3+ JAHREN. RECHTS: KIEMENDECKEL (FLUSSBARSCH) ALTER 4+ JAHRE (FOTOS: DANIELA ACHLEITNER).

Elektrofischung

Gewisse Fischarten (z. B.: Aal, Aalrutte oder Hecht) aber auch die Jungfische vieler Arten sind mit Kiemennetzen schwer zu fangen. Um aber auch diese Lebensstadien bzw. Arten nachweisen zu können, wurde eine Elektrofischung des Ufers durchgeführt (Standaggregat: 13 KW).

Im Offensee erfolgte diese Befischung am 31.08.2023. Entlang des Seeufers wurden fünf Stellen mit verschiedenen Fischlebensräumen 15 Minuten lang beprobt (Abbildung 40). Es konnten Schotterufer mit Ufergehölz, der Mündungsbereich eines Baches, ein Schilfbereich und ein Abschnitt mit Steinwurf beprobt werden

Ziel dieser Methodik war, den Nachweis möglichst vieler Arten in möglichst allen Habitaten zu erbringen. Für die Befischung wurde das Boot entlang des Ufers derart gesteuert, dass uferseitig der Bereich bis etwa 1,5 m Wassertiefe für den Polführer und die beiden Kescherführer gut einsehbar und erreichbar war. Die gefangenen Fische wurden in das mit Wasser befüllte Fischfass samt Sauerstoffversorgung gekeschert. Sobald eine Stelle fertig befischt war, wurden die Fische sediert, vermessen (Totallänge), gezählt und nach ihrer Artzugehörigkeit determiniert. Einige

wenige Belegexemplare, sowie nicht bestimmbare Fischlarven und 0+ Fische wurden zur späteren Artbestimmung mit Alkohol fixiert. Die restlichen gefangenen Fische wurden schonend wieder freigelassen. Die gewonnenen Daten wurden per Hand notiert und danach in die Datenbank eingepflegt.

Hydroakustik (Echolot)

Die Abschätzung der Fischbiomasse erfolgte mit einem wissenschaftlichen Echolot der Firma SIMRAD (EK 60 mit 7°x7° composite split beam Schwinger) und einer Arbeitsfrequenz von 120 kHz. Die hydroakustischen Aufnahmen wurden durch Vertikalbeschallung während des Befahrens des Sees in einem Zick-Zack-Kurs gewonnen. Die Anzahl der Transekte und deren räumliche Verteilung wurde derart festgelegt, dass trotz der unbekannten Verteilung der Fische in einem See eine realistische Abschätzung der Fischbiomasse durchgeführt werden konnte. Bei der Auswahl der Transekte wurde beachtet, dass möglichst alle Bereiche eines Sees abgedeckt wurden, der Zeitaufwand für die Aufnahme und Auswertung jedoch in einem vertretbaren Rahmen blieb. Routinemäßig werden an drei Terminen (Herbst bis Winter) Echolotaufnahmen erhoben. Begonnen werden die Aufnahmen meist mit Einsetzen der Dunkelheit, dazu wird vorab der Schwinger in etwa 20 cm Wassertiefe am Boot montiert und das Echolot betriebsbereit installiert. Im Zuge der Inbetriebnahme des Echolotes müssen die Einstellungen des Gerätes wie Schallgeschwindigkeit, Pingrate, Echolänge, etc. an das jeweilige Gewässer angepasst werden. Die Bootsgeschwindigkeit liegt während der Aufnahmen bei etwa 5-6km/h. Zuvor wird das Echolot mittels einer Eichkugel kalibriert. Alle erhobenen Daten werden sofort während der Aufnahmen gespeichert.

Für den Offensee lagen durch die standardisierte Fischbestandserhebung und Bewertung des fischökologischen Zustandes gemäß EU-WRRL aus dem Jahr 2011 bereits festgelegte Transekte vor, die bei der vorliegenden Untersuchung wieder verwendet wurden (Abbildung 43). Die hydroakustischen Aufnahmen wurden am 30.10.2023 und 23.11.2023 durchgeführt. Die Auswertungen der aufgezeichneten Daten wurden mit einem speziellen Computerprogramm durchgeführt (SONAR 5-Pro). Die Ergebnisse umfassen Abundanz, Längenverteilung und die gesamte Fischbiomasse.

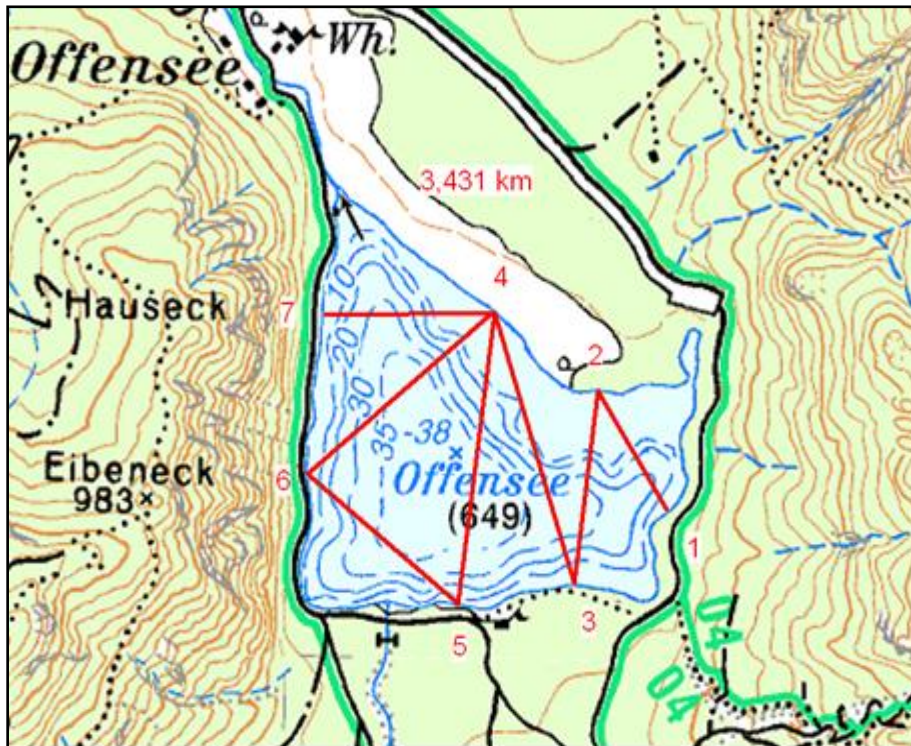


ABBILDUNG 43: OFFENSEE - BEFAHRENE TRANSEKTE FÜR DIE HYDROAKUSTISCHE FISCHBIOMASSE-ERHEBUNG

4.2.1.2 Ergebnisse

Kiemennetzbefischung

Im Rahmen der Kiemennetzbefischung konnten im Zeitraum vom 28. - 31.08.2023 im Offensee fünf Fischarten nachgewiesen werden (Tabelle 17). Insgesamt betrug der Fang mit den Kiemennetzen 2.126 Fische mit einem Gesamtgewicht von 55,5 kg.

Die gewichtsmäßig häufigsten Fischarten waren Flussbarsch 58% (32,3 kg) und Rotaugen 25% (14,0 kg). Mit 15% (8,1 kg) war der Seesaibling mit nennenswertem Gesamtgewicht im Fang vertreten (Abbildung 44). Betrachtet man die Individuenanzahl der verschiedenen Arten (Abbildung 45), so entfielen 75% des Gesamtfanges auf das Rotaugen ($n = 1.586$), der Flussbarsch stellte mit 23% die zweithäufigste Art ($n = 489$) dar.

Von den insgesamt mit den Kiemennetzen gefangenen Fischen entfielen 61,2% ($n = 1.302$) auf die Grundnetze und 38,8% ($n = 824$) auf die Freiwassernetze. Zahlenmäßig dominierte in beiden Netztypen das Rotaugen, gewichtsmäßig war in den Grundnetzen der Flussbarsch und im Freiwasser das Rotaugen am stärksten vertreten (Abbildung 46 und Abbildung 47).

Für die Vergleichbarkeit der Daten zwischen den acht im Rahmen des EMFAF Projektes untersuchten Seen, wurden bei der Auswertung der Tiefenverteilung der Fische Einheitsfänge CPUE (catch per unit effort) ermittelt. Berechnet wurden dazu die Abundanz (Häufigkeit) und die Biomasse pro 100 m² Netzfläche pro 12 Stunden Expansionszeit. Für den Offensee ergab sich ein CPUE von 62 Fische/100m²/12h (Freiwasser $n = 9$; Grund $n = 53$) und eine Biomasse von 2 kg/100m²/12h (Freiwasser 0,1 kg; Grund 1,9 kg). Abbildung 48 und Abbildung 50.

In den Grundnetzen wurden die meisten Fische (52,1%) in der Tiefe von 3 m bis 6 m gefangen. In diesem Bereich war das Rotaugen, neben dem Flussbarsch, die am häufigsten vertretene Art (Abbildung 49). In den Freiwassernetzen fanden sich von 0 – 6 m Tiefe die meisten Fische in den Netzen (96%). Diese Tiefe wurde ganz klar vom Rotaugen dominiert (95,6%) (Abbildung 51).

TABELLE 17: FISCHARTENZUSAMMENSETZUNG DES OFFENSEES. URPRÜNGLICH (NACH GASSNER ET AL. 2003) UND AKTUELL (IM RAHMEN DER STANDARDISIERTEN FISCHBESTANDSERHEBUNG 2023).

Fischart	ursprünglich	aktuell	Nachweismethode
Aalrutte	Ja	Ja	Mündl. Mitteilung Bewirtschafter, fang zweier Individuen bei einer vom Projekt unabhängigen Elektrobefischung im Bereich des Seeausrinns (2024)
Elritze	Ja	Nein	-
Flussbarsch	Nein	Ja	Kiemennetz/Elektrobefischung
Hecht	Nein	Ja	Kiemennetz/Elektrobefischung
Karpfen	Nein	Ja	Mündl. Mitteilung Bewirtschafter
Koppe	Ja	Ja	Kiemennetz
Rotaugen	Nein	Ja	Kiemennetz/Elektrobefischung
Seeforelle	Ja	Ja	Mündl. Mitteilung Bewirtschafter
Seesaibling	Ja	Ja	Kiemennetz

TABELLE 18: KIEMENNETZBEFISCHUNG VOM 28. – 31.08.2023. FISCHARTENZUSAMMENSETZUNG, ANZAHL UND TOTALGEWICHT.

Fischart	Anzahl	Totalgewicht (kg)
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	489	32,3
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	2	1,0
Koppe (<i>Cottus gobio</i>)	1	0,01
Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)	1.586	14,0
Seesaibling (<i>Salvelinus umbla</i>)	48	8,1
Summe	2.126	55,5

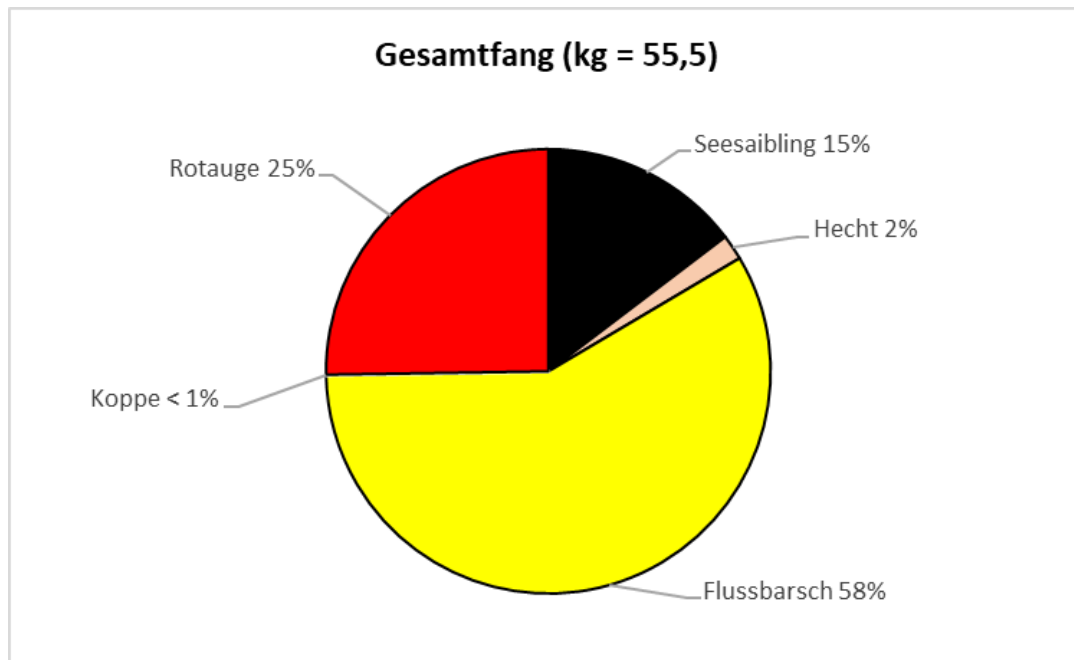


ABBILDUNG 44: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN AUS DEN KIEMENNETZEN NACH GEWICHT.

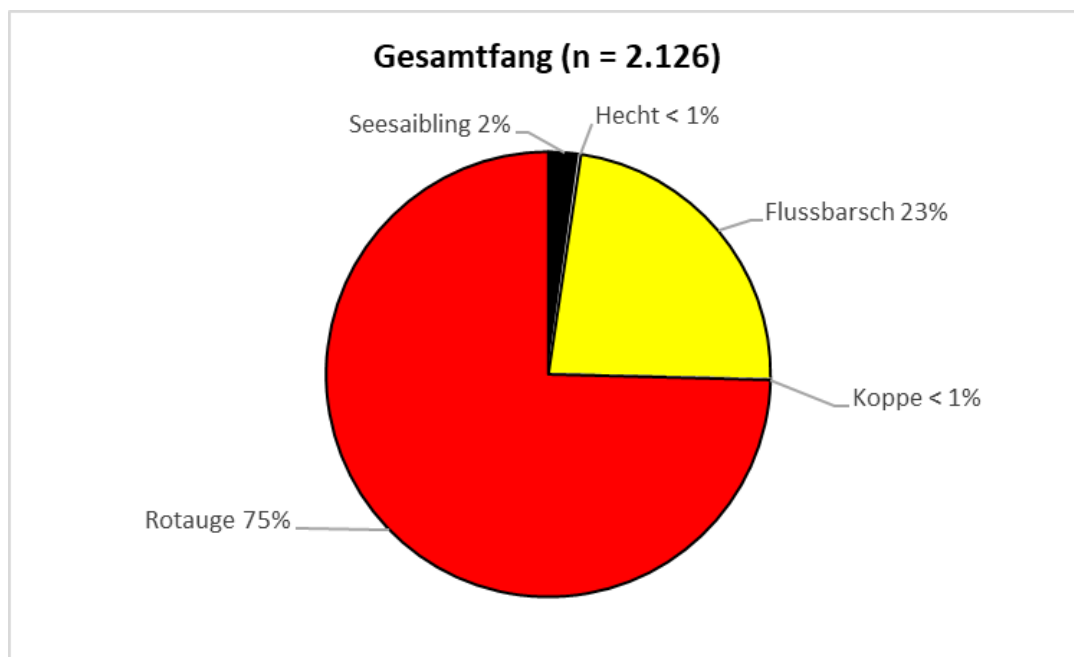


ABBILDUNG 45: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN AUS DEN KIEMENNETZEN NACH ANZAHL.

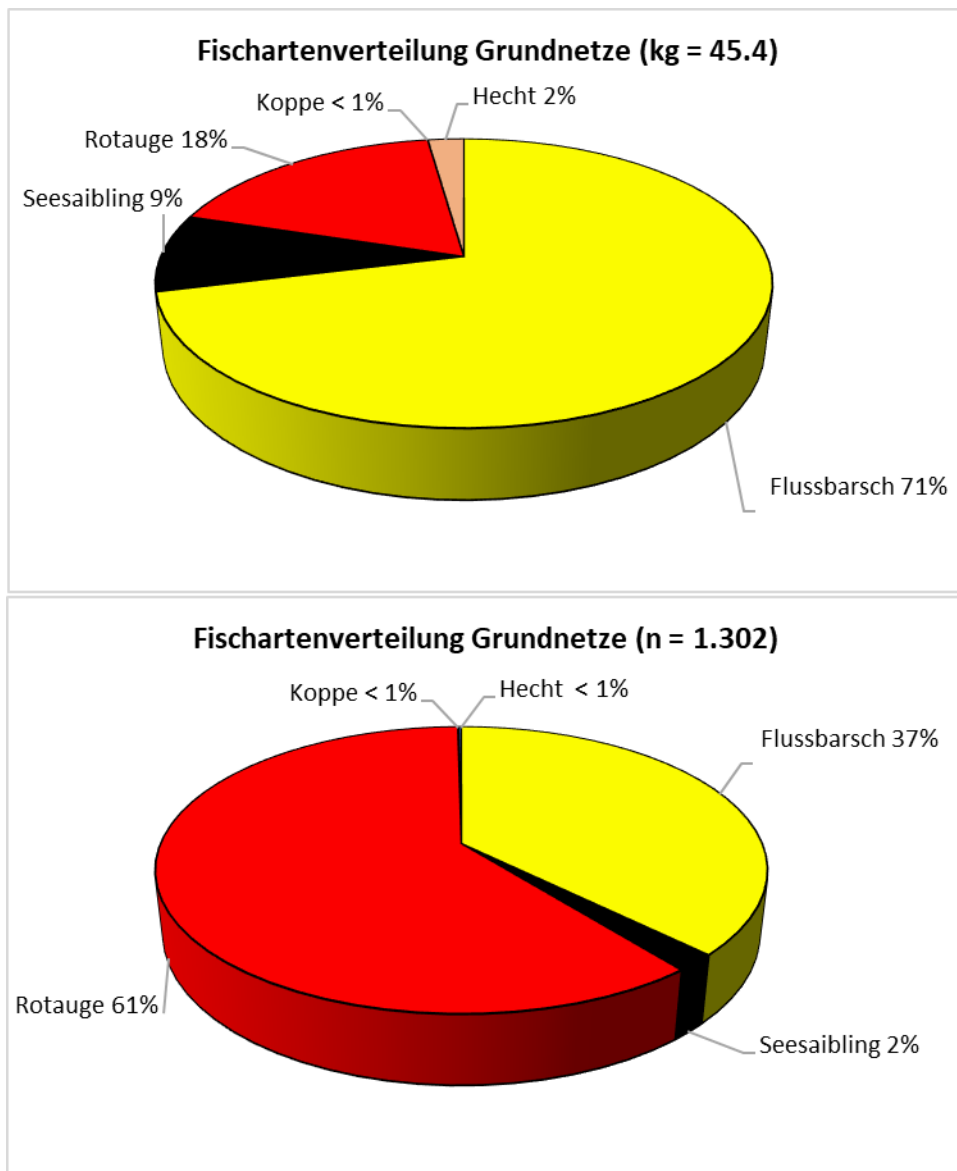


ABBILDUNG 46: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN NACH GEWICHT UND ANZAHL IN DEN GRUNDNETZEN

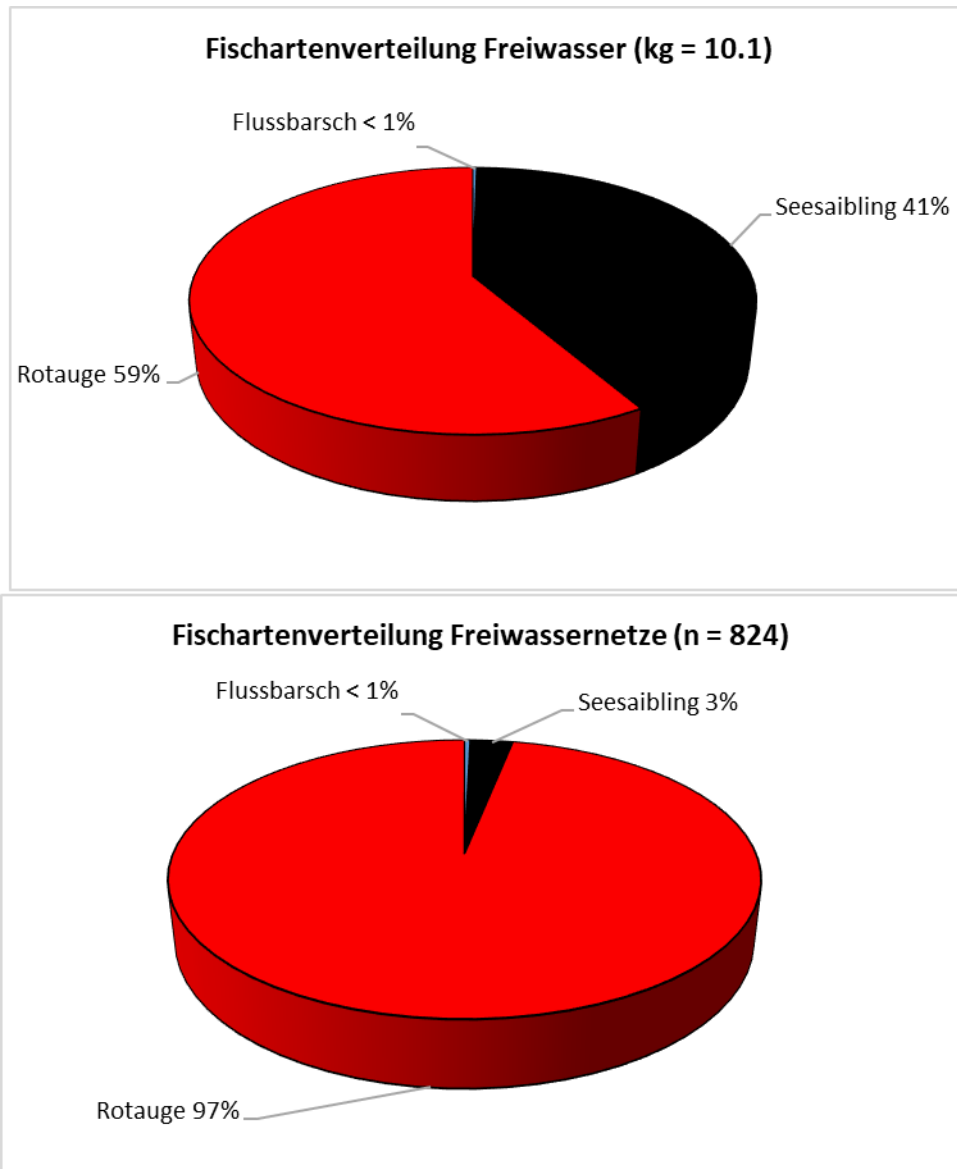


ABBILDUNG 47: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN NACH GEWICHT UND ANZAHL FREIWASSERNETZEN.

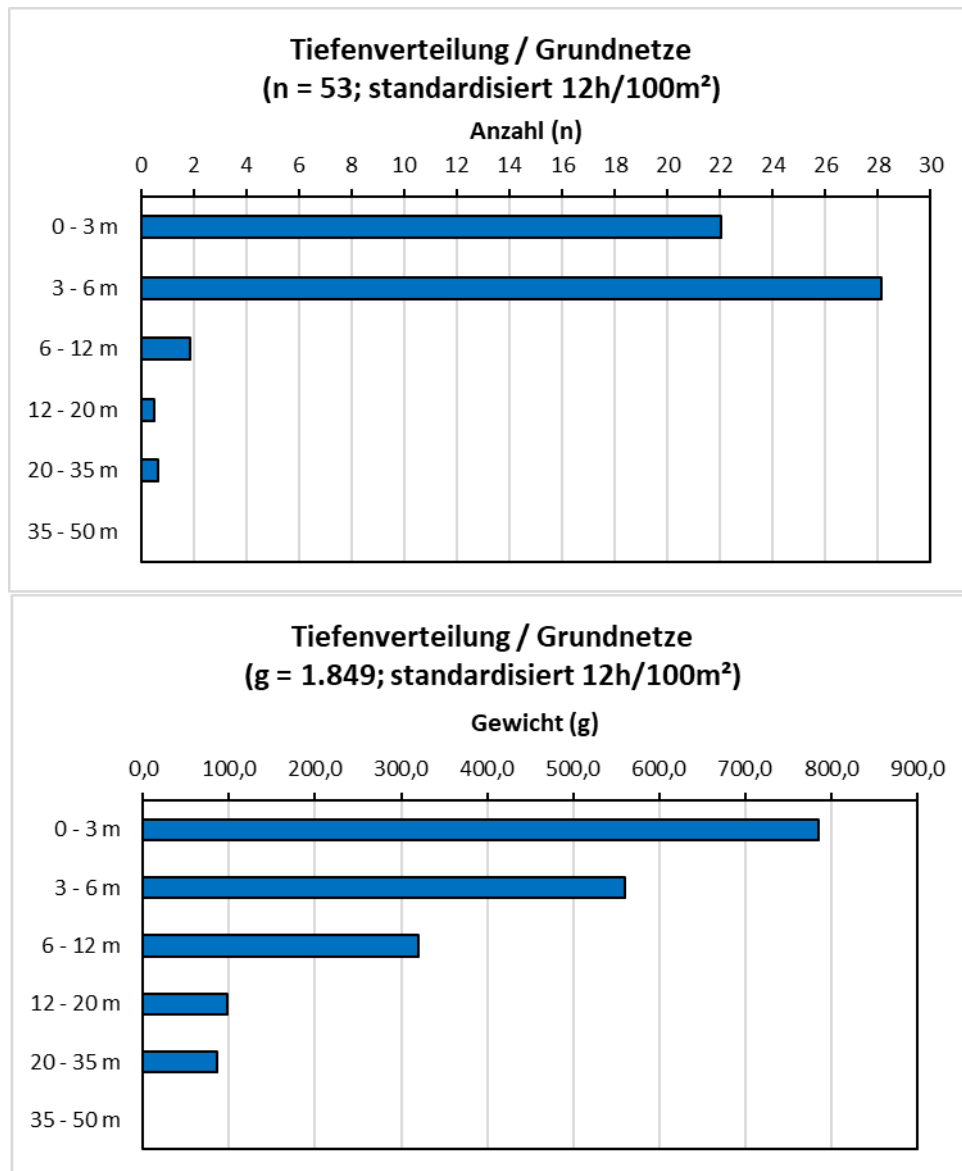


ABBILDUNG 48: TIEFENVERTEILUNG VON BIOMASSE UND ABUNDANZ IN DEN GRUNDNETZEN.

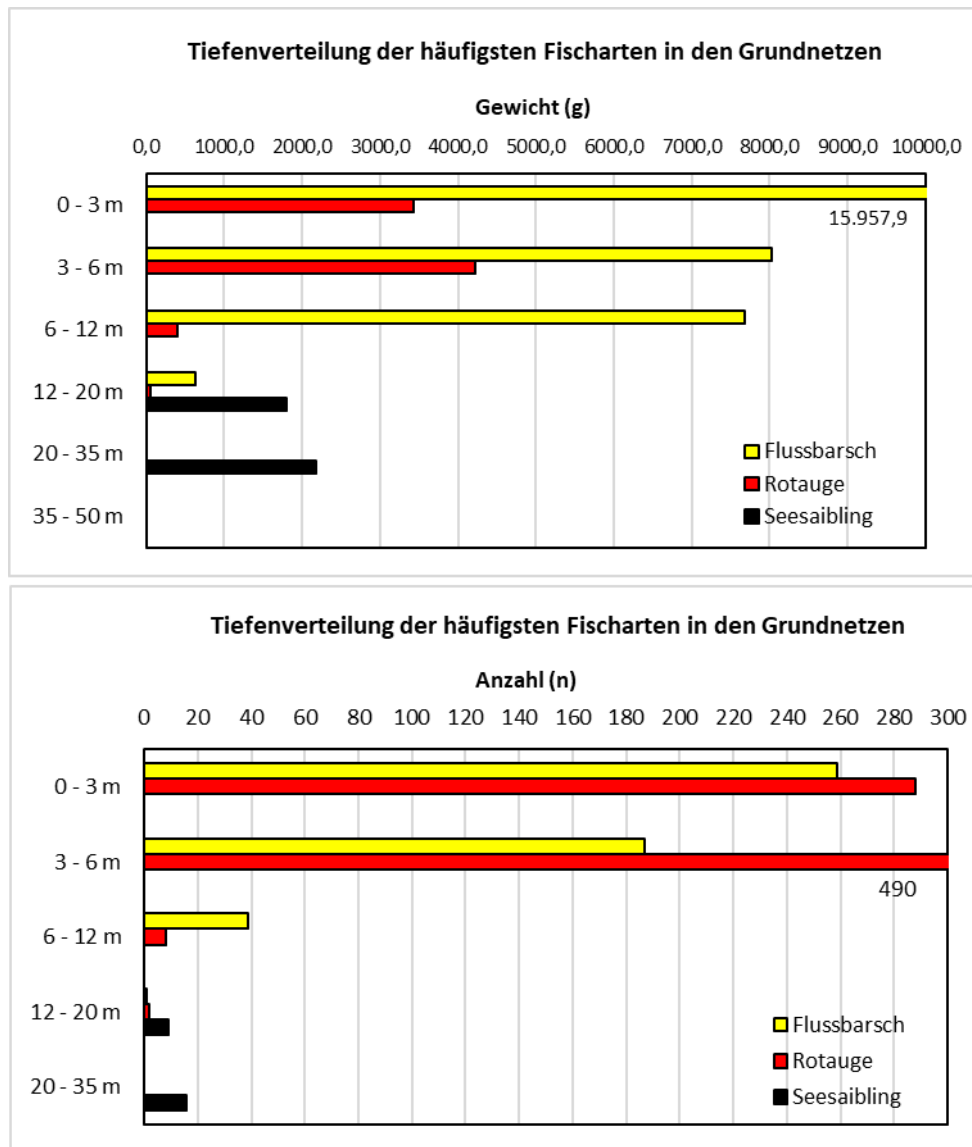


ABBILDUNG 49: TIEFENVERTEILUNG DER HÄUFIGSTEN FISCHARTEN (GEWICHT UND ANZAHL) IN DEN GRUNDNETZEN.

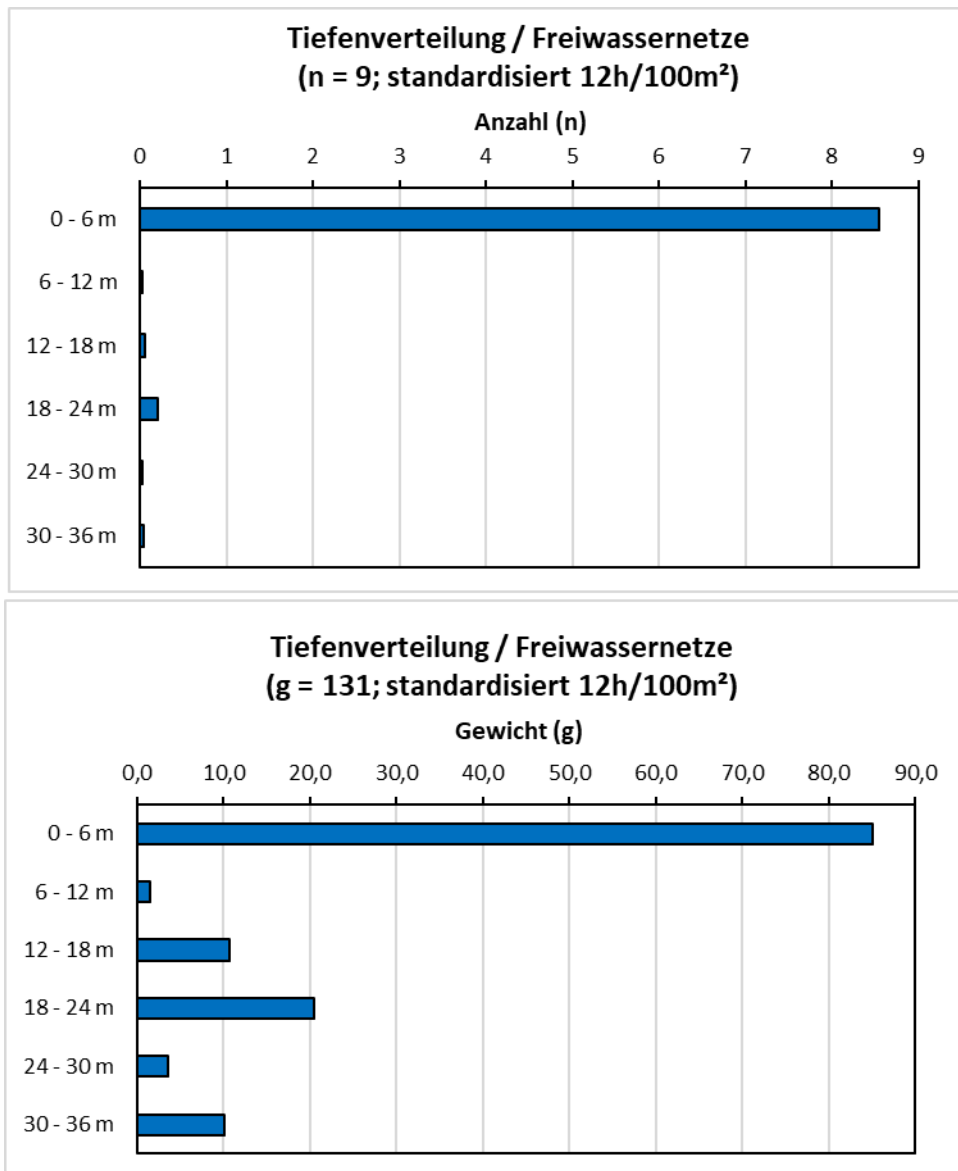


ABBILDUNG 50: TIEFENVERTEILUNG VON BIOMASSE UND ABUNDANZ IN DEN FREIWASSERNETZEN.

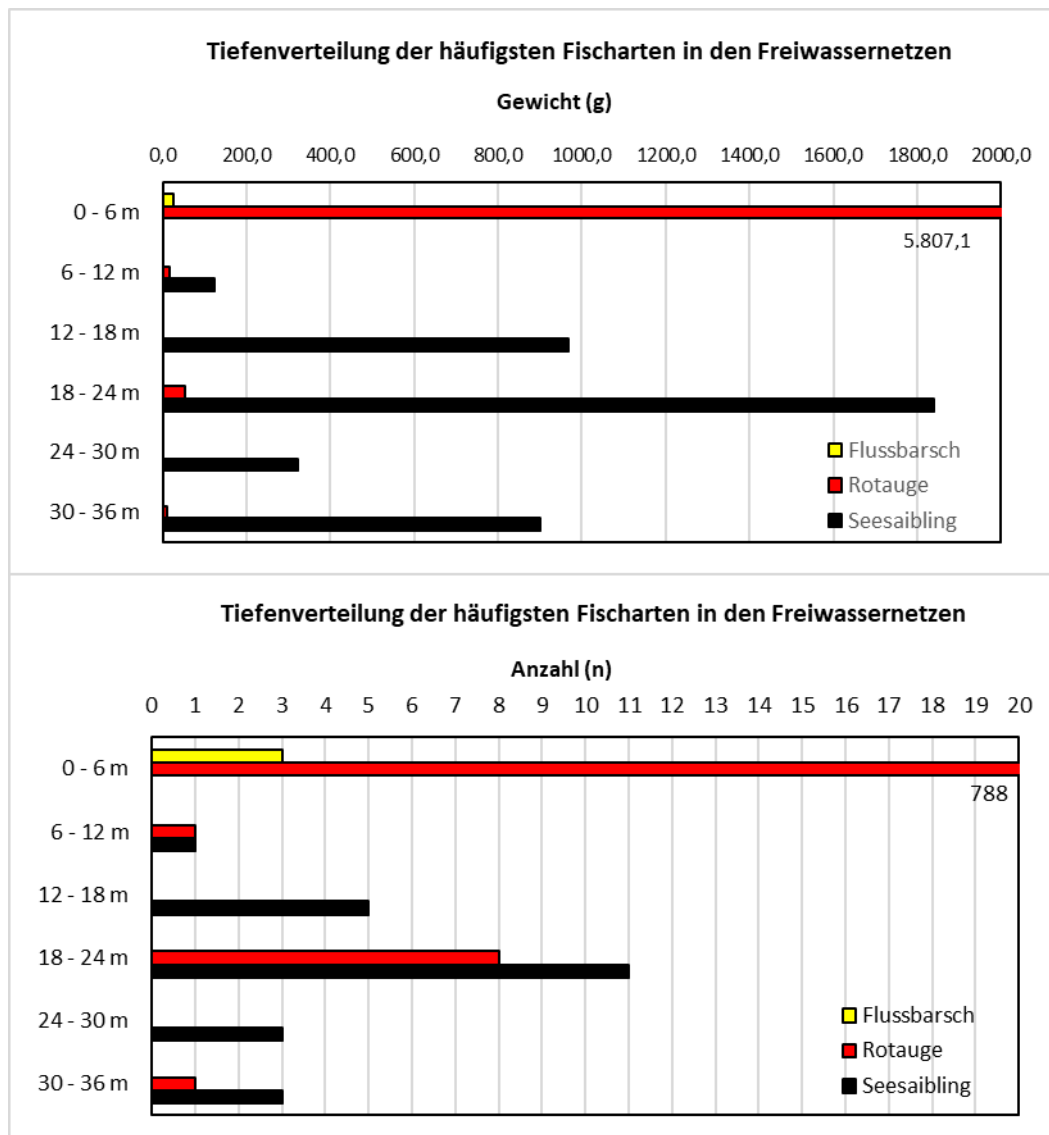


ABBILDUNG 51: TIEFENVERTEILUNG DER HÄUFIGSTEN FISCHARTEN (GEWICHT UND ANZAHL) IN DEN FREIWASSERNETZEN.

Längenfrequenz

Die Längenfrequenz ergibt einen wichtigen Einblick in den Populationsaufbau der jeweiligen Arten. Der Nachweis kleiner Längenklassen liefert ein wichtiges Indiz zum Naturaufkommen. Durchgehend belegte Längenklassen bis hin zu den Maximallängen der jeweiligen Art zeigen einen natürlichen, ungestörten Populationsaufbau. Fehlende Längenklassen geben Hinweise auf Beeinträchtigungen. In den Abbildung 52 bis 55 sind die Längenfrequenzen der häufigsten Fischarten im Offensee grafisch dargestellt. Von dem im Offensee heimischen und wirtschaftlich interessanten Seesaibling fanden sich Individuen ab der Größenklasse 11 cm in den Netzen. Zum Fehlen der kleinen Jungfische des Seesaiblings (>10 cm) ist generell zu sagen, dass sie auf die Habitatpräferenz juveniler Seesaiblinge zurückzuführen sein könnte. Jungfische des Seesaiblings halten sich im ersten Lebensjahr am Seegrund auf und sind mit den Kiemennetzen schwer zu fangen. Der größte gefangene Seesaibling maß eine Totallänge von 45 cm (Abbildung 54).

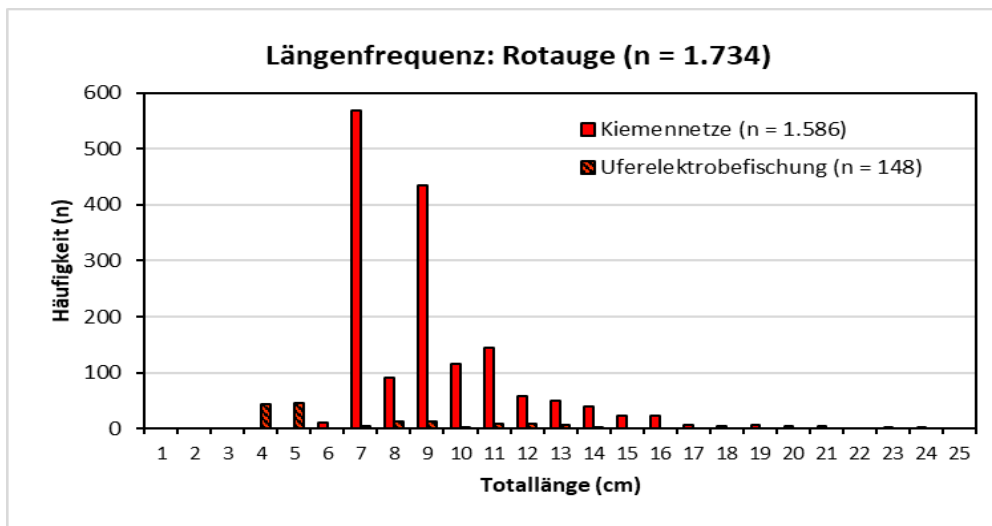


ABBILDUNG 52: LÄNGENFREQUENZ ROTAUGE.

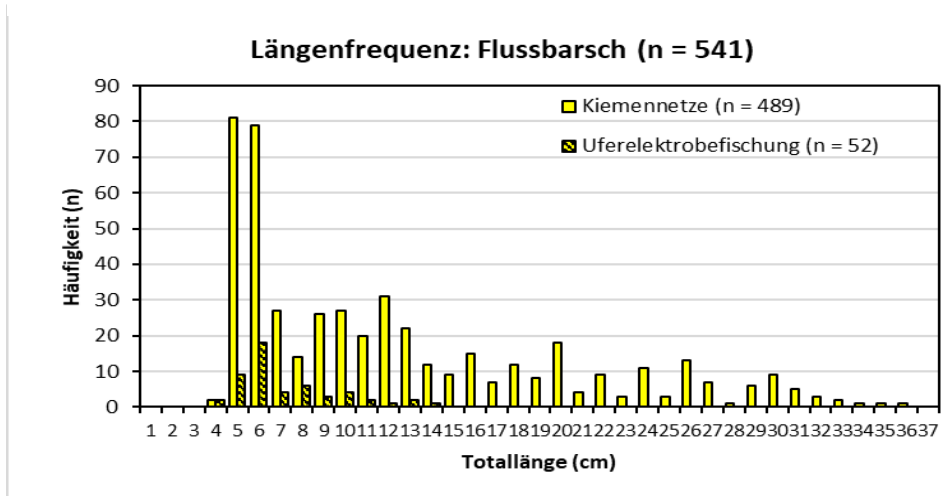


ABBILDUNG 53: LÄNGENFREQUENZ FLUSSBARSCH.

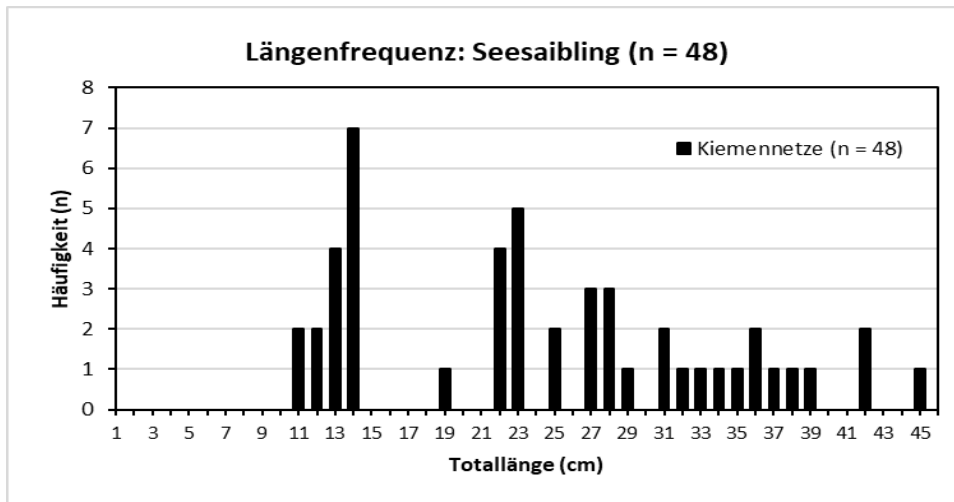


ABBILDUNG 54: LÄNGENFREQUENZ SEESAIBLING.

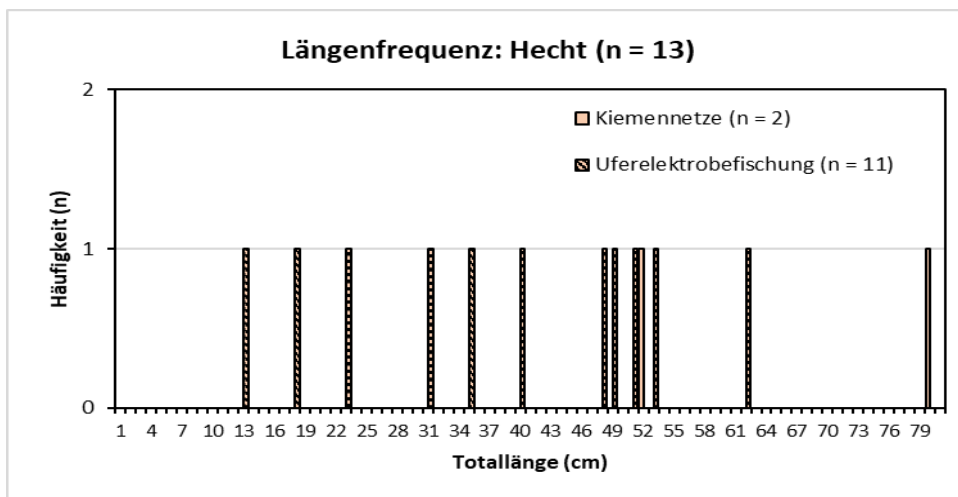


ABBILDUNG 55: LÄNGENFREQUENZ HECHT.

Längen und Gewichte

Für Rotauge, Flussbarsch und Seesaibling wurde der Zusammenhang zwischen der Gesamtlänge und dem Totalgewicht hergestellt. Aus der Grafik kann für jedes Individuum die Totallänge mit dem zugehörigen Gesamtgewicht abgelesen werden (Abbildung 57 bis 58). Beim Seesaibling lag das mittlere Gewicht bei den Totallängen von 30 cm bis 33 cm bei 289 g.

Aus der Beziehung zwischen Gesamtgewicht und Totallänge lässt sich der sogenannte Konditionsfaktor nach Fulton (Korpulenzfaktor) ermitteln (Tabelle 19). Basierend auf diesem Faktor

kann man auf den Ernährungszustand der Fische schließen. Vor allem für den Flussbarsch wurde ein sehr guter Ernährungszustand ($1,2; \pm 0,17$ Stabw.) attestiert. Die Kondition des Seesaiblings im Offensee schwankte zwischen 0,69 und 1,05; daraus ergab sich ein mittlerer Faktor von 0,8 ($\pm 0,08$ Stabw.). Dieser Wert ist im österreichischen Seenvergleich im mittleren Bereich einzuordnen (mittlere Konditionen bisheriger Befischungen BAW: min: 0,71; max: 1,0).

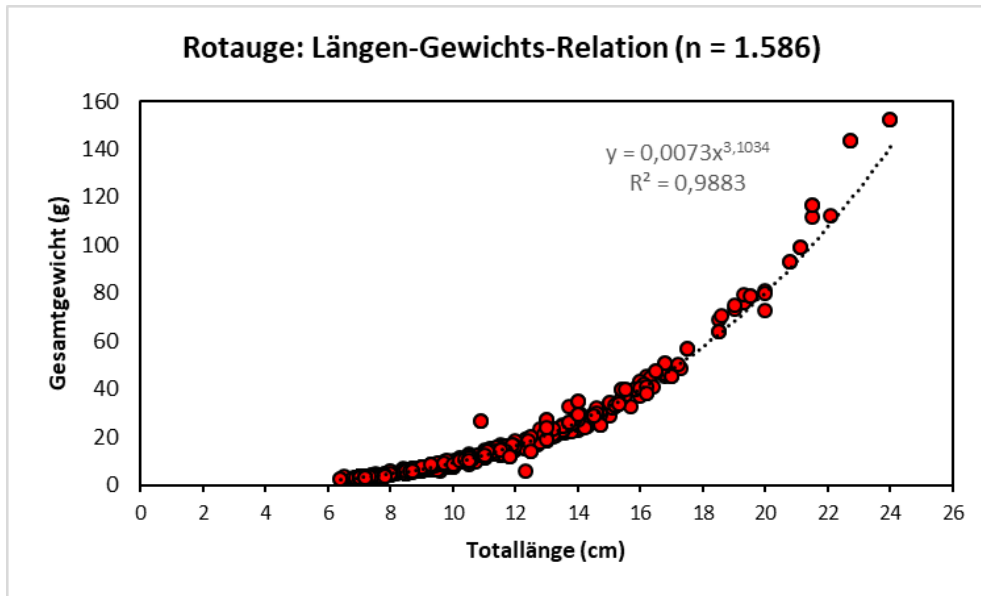


ABBILDUNG 56: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE UND GESAMTGEWICHT ROTAUGE.

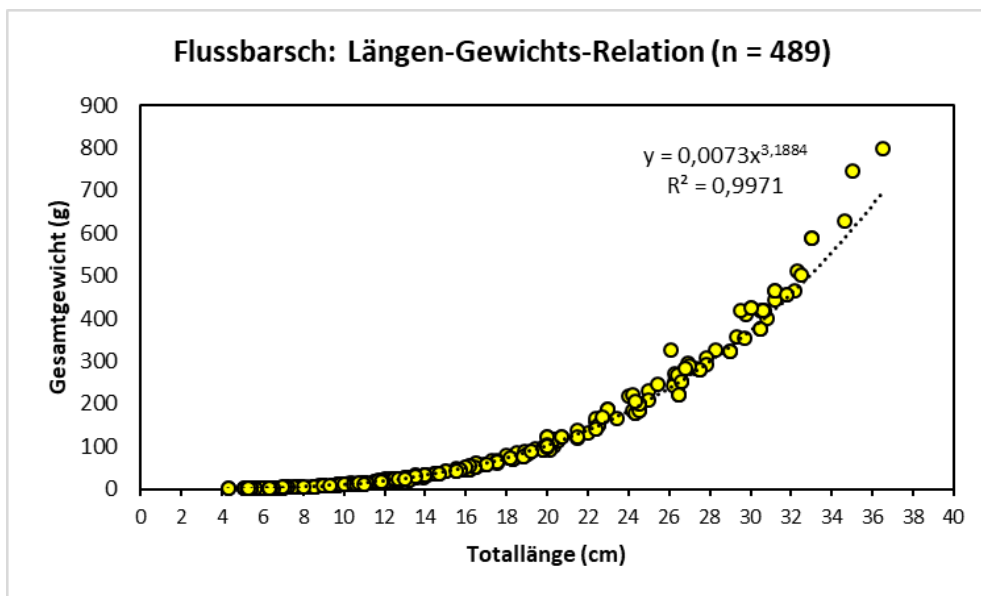


ABBILDUNG 57: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE UND GESAMTGEWICHT FLUSSBARSCH.

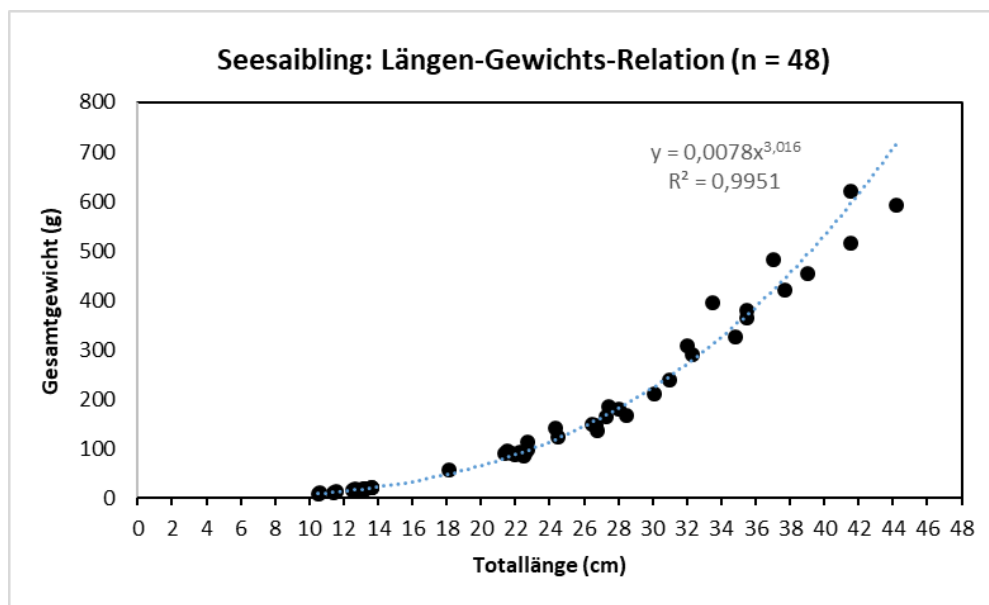


ABBILDUNG 58:ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE UND GESAMTGEWICHT SEESAIBLING.

TABELLE 19: DURCHSCHNITTLICHER KONDITIONSFAKTOR (KF) NACH FULTON UND MINIMALE UND MAXIMALE TOTALLÄNGEN FÜR DIE HÄUFIGSTEN FISCHARTEN IM OFFENSEE.

Fischart	Min. Länge	Max. Länge	Mittl. KF	Stabw.	(n)
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	4,3	36,5	1,2	±0,17	489
Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)	6,4	24,0	0,9	±0,09	1.586
Seesaibling (<i>Salvelinus umbla</i>)	10,5	44,2	0,8	±0,08	48

Seesaibling - Altersbestimmung und Wachstum

Bei vorliegender Befischung wurde für den Seesaibling eine Altersbestimmung durchgeführt. Für 44 Individuen konnte das Alter (± 1 Jahr) durch Ablesen der Zuwachsringe der Otolithen einwandfrei bestimmt werden. Die Auswertung ergab Altersklassen zwischen 0+ (1 sömmerig) und 8+ (9 sömmerig) Jahren (Abbildung 59). Die Altersklasse 4+ war mit 14 Individuen (32%) am stärksten im Fang vertreten. Mit 6 Individuen (14%) folgten die Altersklassen 0+ und 1+; jeweils 5 Individuen (11%) wurden den Altersklassen 6+ und 8+ zugeordnet.

Detaillierte Wachstumsberechnungen, wie beispielsweise nach v. Bertalanffy, waren aufgrund des geringen Stichprobenumfanges nicht möglich. Einige fischökologisch relevante Aussagen konnten trotzdem getroffen werden. Die häufigste Altersklasse 4+ wies eine mittlere Totallänge von 24,3 cm ($\pm 2,3$ cm Stabw.). Abbildung 60 zeigt die Relation zwischen Alter und Totallänge. Im Alter von

5+ erreichte der Seesaibling im Offensee das Brittellaß von 30 cm. Die mittlere Totallänge dieser Altersklasse betrug 32,14 cm ($\pm 3,9$ cm Stabw.).

Das mittlere Gesamtgewicht, bzw. die mittlere Totallänge der einzelnen Altersklassen der untersuchten Seesaiblinge sind in den Tabelle 20 und Tabelle 21 angeführt. Wie bereits oben erwähnt wurde aus der Beziehung zwischen Gesamtgewicht und Totallänge der sogenannte Konditionsfaktor (Korpulenzfaktor) ermittelt. Für den Seesaibling im Offensee wurde in Tabelle 19 für jede Altersklasse der mittlere Konditionsfaktor angegeben. Zwischen den Altersklassen variierten die Werte unwesentlich.

Seesaibling - Geschlechtsreife

Einen weiteren wichtigen Parameter stellt der Reifegrad von Fischen dar. Fische sollten erst nachdem sie bereits einmal abgelaicht haben aus dem See entnommen werden. Im Offensee trat der Seesaibling mit einer Totallänge von 18,1 cm und einem Alter von 2+ Jahren in die Laichreife ein (ABBILDUNG 61). In der Grafik ist deutlich zu erkennen, dass ein Großteil (83%; $n = 24$) der unreifen Individuen durch das Brittellaß geschützt ist. Einige relativ große Exemplare wurden als unreif diagnostiziert (17%; $n = 5$).

Im Zuge der Untersuchung wurde auch die Aufteilung der Geschlechter und die Geschlechtsreife dokumentiert. Bei den Seesaiblingen handelte es sich einerseits um 13 Rogner und 3 Milchner mit der Geschlechtsreife 2 (reifend) und um 4 Rogner und 9 Milchner mit der Geschlechtsreife 3 (reifend, hätten im Herbst abgelaicht).

Die mittlere Totallänge der Rogner betrug 29,3 cm ($\pm 6,5$ cm Stabw.), für die Milchner wurde 28,6 cm ($\pm 8,7$ cm Stabw.) berechnet. Beim größten, gefangenen Exemplar handelte es sich um einen geschlechtsreifen Milchner mit einer Totallänge von 44,5 cm.

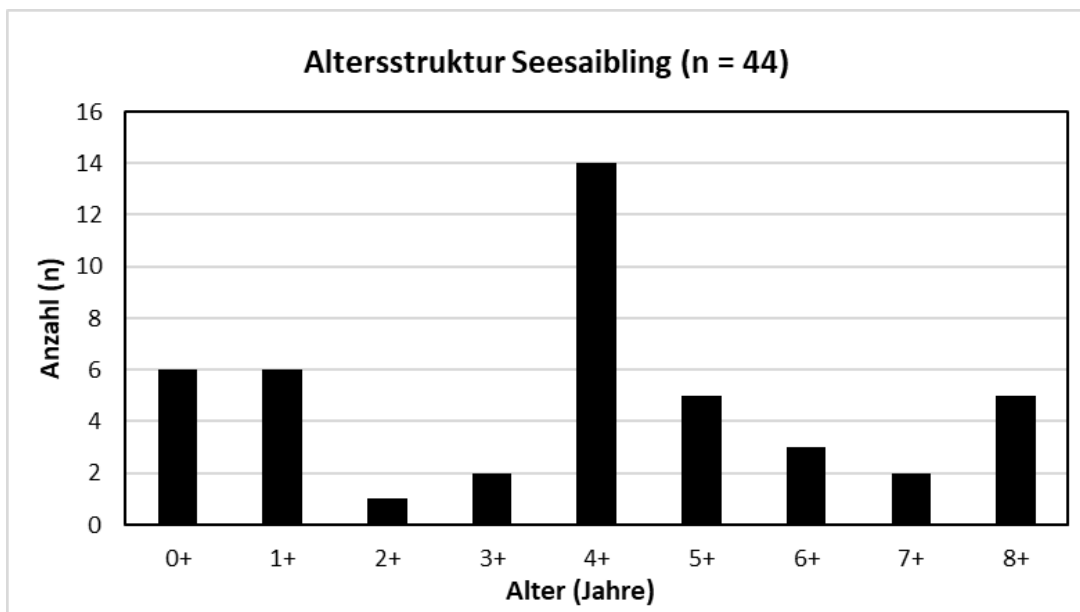


ABBILDUNG 59: ALTERSSTRUKTUR DES SEESAIBLINGS IM OFFENSEE.

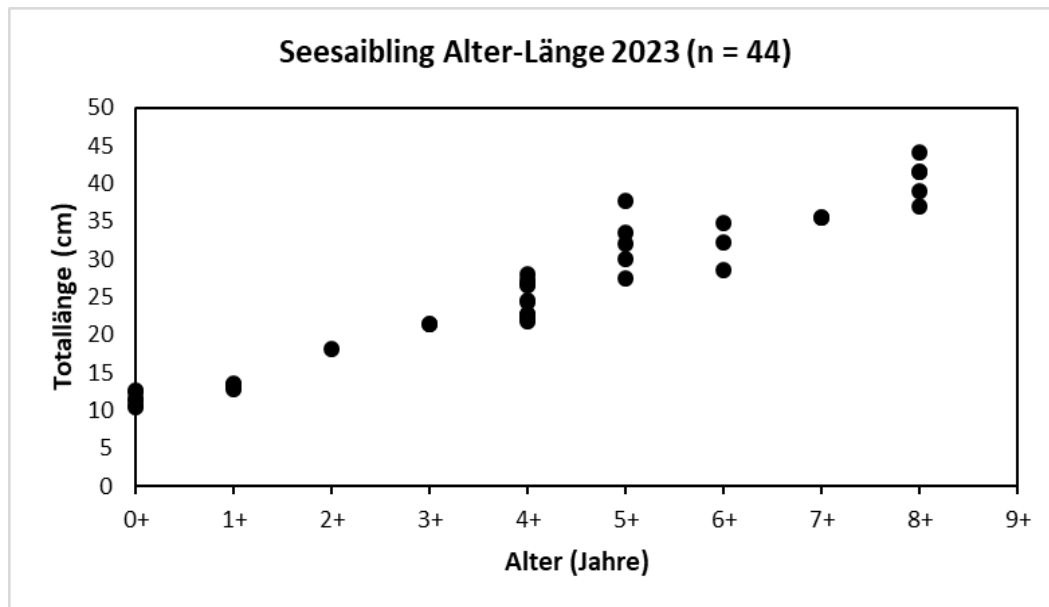


ABBILDUNG 60: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN ALTER UND TOTALLÄNGE DES SEESAIBLINGS.

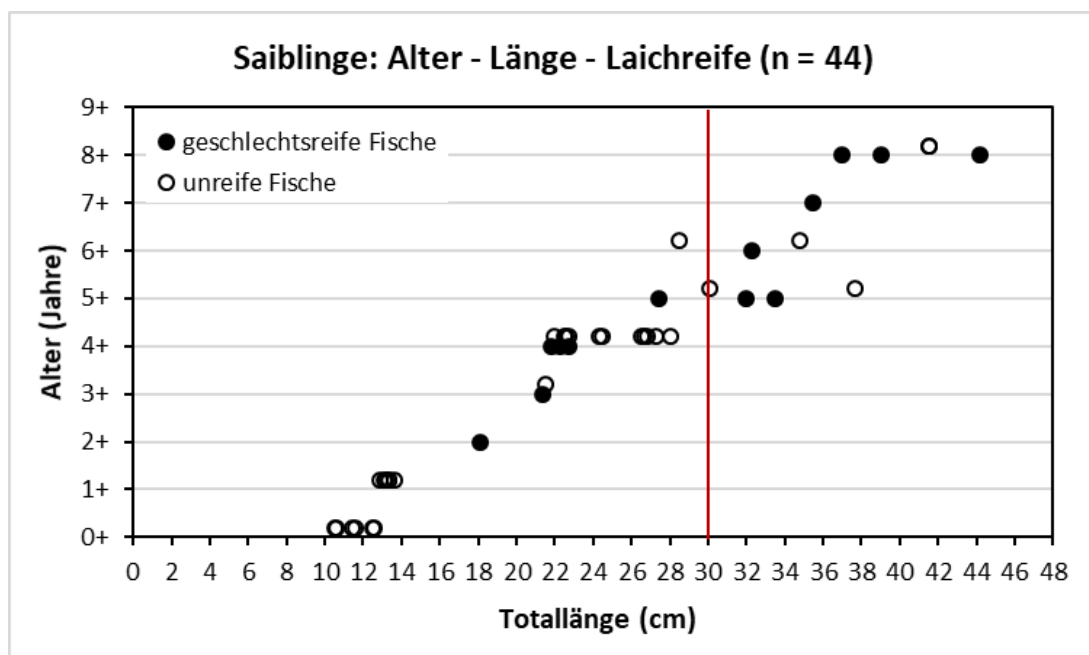


ABBILDUNG 61: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN ALTER, TOTALLÄNGE UND LAICHREIFE DES SEESAIBLINGS. OFFENE KREISE STELLEN DIE UNREIFEN, SCHWARZE PUNKTE DIE LAICHREIFEN INDIVIDUEN DAR. DER ROTE BALKEN MARKIERT DAS BRITTELMAß (SCHONMAß).

TABELLE 20: MITTLERES GESAMT-, MINIMAL- UND MAXIMALGEWICHT ALLER ALTERSKLASSEN, MIT STANDARDABWEICHUNG (STD. ABW.) UND ANZAHL DER FISCHE (N).

Alter	mittleres Gewicht (g)	Stabw.	min Gewicht	max Gewicht	Anzahl (n)
0+	12,4	3,1	9,0	16,7	6
1+	18,4	1,3	16,0	19,9	6
2+	57,5	-	-	-	1
3+	92,3	2,6	90,4	94,1	2
4+	121,0	32,0	85,0	179,2	14
5+	303,9	105,5	185,4	420,1	5
6+	261,3	105,5	168,2	325,9	3
7+	372,4	12,1	363,8	380,9	3
8+	533	71,2	453,5	619,4	5

TABELLE 21: MITTLERE TOTAL-, MINIMAL- UND MAXIMALLÄNGE ALLER ALTERSKLASSEN, MIT STANDARDABWEICHUNG (STD. ABW.) UND ANZAHL DER FISCHE (N).

Alter	mittlere Länge (cm)	Stabw.	min Länge	max Länge	Anzahl (n)
0+	11,5	0,9	10,5	12,5	6
1+	13,2	0,2	12,9	13,6	6
2+	18,1	-	-	-	1
3+	21,5	0,1	21,4	21,5	2
4+	24,3	2,3	21,8	28,0	14
5+	32,1	3,9	27,4	37,7	5
6+	31,9	3,2	28,5	34,8	3
7+	35,5	0,0	35,5	-	2
8+	40,6	2,7	37,0	44,2	5

TABELLE 22: DURCHSCHNITTLICHER KONDITIONSFAKTOR FÜR DIE EINZELNEN ALTERSKLASSEN.

Alter	Mittl. Konditionsfaktor	Stabw.	Anzahl (n)
0+	0,8	0,04	6
1+	0,8	0,03	6
2+	1,0	-	1
3+	0,9	0,02	2
4+	0,8	0,08	14
5+	0,9	0,12	5
6+	0,8	0,03	3
7+	0,8	0,03	2
8+	0,8	0,11	5

Flussbarsch - Altersbestimmung und Wachstum

Im Offensee ist der Flussbarsch stark vertreten, somit wurde auch für diese Fischart eine Altersbestimmung durchgeführt. Von allen im Fang vorkommenden Größenklassen wurde eine repräsentative Anzahl an Kiemendeckeln präpariert. Bei großen Exemplaren wurde von allen Individuen das Alter bestimmt. Aus dieser Vorgehensweise ergab sich eine Anzahl von 142 Individuen für die das Alter (± 1 Jahr) durch Ablesen der Zuwachsringe an den Kiemendeckeln einwandfrei ermittelt wurde.

Die Auswertung ergab Altersklassen von 0+ (1 sömmerig) bis 11+ (12 sömmerig) Jahren (Abbildung 62). Die Altersklassen 0+ mit 26 Individuen (18,3%) und 2+ mit 25 Individuen (17,6%) waren am stärksten in der Auswertung vertreten. Danach folgten die Altersklassen 1+ (18 Individuen; 12,7%), 3+ (15 Individuen; 10,6%) und 7+ (14 Individuen; 9,9%). Die weiteren Altersklassen waren mit Individuen < 10 vertreten.

Die häufigste Altersklasse 0+ wies eine mittlere Totallänge von 5,9 cm ($\pm 0,7$ cm Stabw.). Abbildung 63 zeigt die Relation zwischen Alter und Totallänge. Die beiden ältesten Individuen mit einem Alter von 11+ Jahren maßen auch die größten Totallänge von 36,5 cm und 35 cm.

Die mittleren Gesamtgewichte, bzw. die mittleren Totallängen der einzelnen Altersklassen der untersuchten Flussbarsche sind in den Tabelle 23 und Tabelle 24 angeführt.

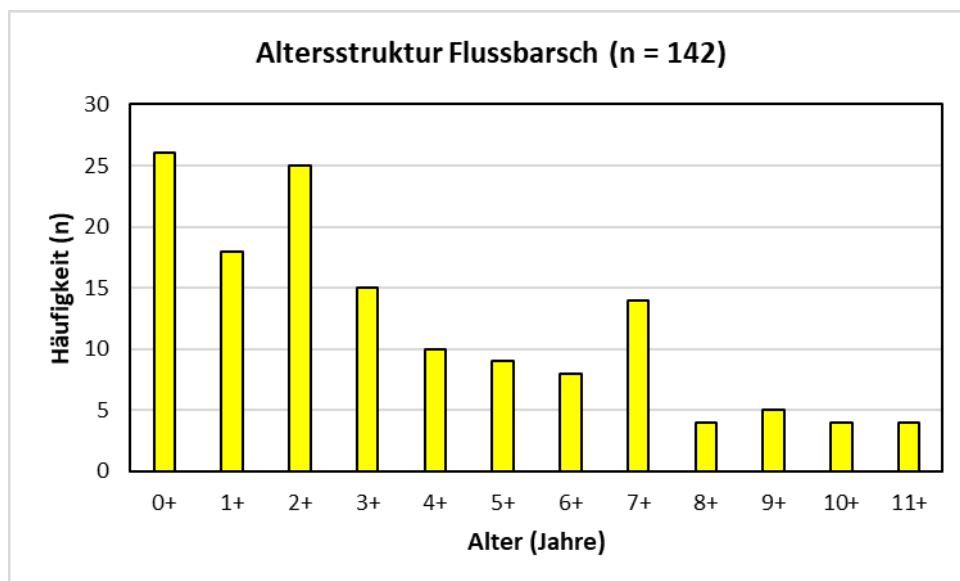


ABBILDUNG 62: ALTERSSTRUKTUR DES FLUSSBARSCHE IM OFFENSEE.

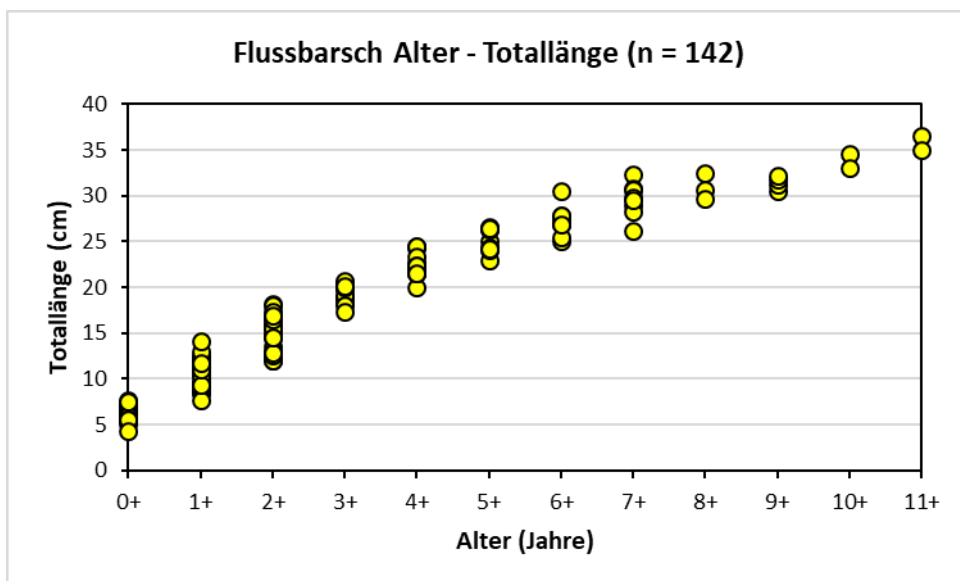


ABBILDUNG 63: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN ALTER UND TOTALLÄNGE DES FLUSSBARSCHE.

TABELLE 23: MITTLERES GESAMT-, MINIMAL- UND MAXIMALGEWICHT ALLER ALTERSKLASSEN, MIT STANDARDABWEICHUNG (STD. ABW.) UND ANZAHL DER FLUSSBARSCHE (N).

Alter	mittleres Gewicht (g)	Stabw. (±)	min Gewicht	max Gewicht	Anzahl (n)
0+	2,51	0,93	0,8	4,9	25
1+	13,14	7,09	5,2	32	25
2+	43,03	16,23	18,2	78,2	27
3+	93,88	18,15	68	121,8	14
4+	153,16	24,71	119,8	199	14
5+	230,30	28,21	185,9	271,1	9
6+	291,09	56,63	209,1	419,3	9
7+	391,85	64,25	324,3	510,3	8
8+	425,47	74,18	355,3	503,1	3
9+	435,05	39,73	376,8	464,1	4
10+	609,40	28,28	589,4	629,4	2
11+	772,50	36,06	747	798	2

TABELLE 24: MITTLERE TOTAL-, MINIMAL- UND MAXIMALLÄNGE ALLER ALTERSKLASSEN, MIT STANDARDABWEICHUNG (STD. ABW.) UND ANZAHL DER FLUSSBARSCH(N).

Alter	mittlere Länge (cm)	Stabw. (±)	min Länge	max Länge	Anzahl (n)
0+	6,20	0,80	4,3	7,7	25
1+	10,42	1,67	7,7	14,1	25
2+	15,10	1,88	12	18,2	27
3+	19,46	1,03	17,3	20,7	14
4+	22,54	1,29	20	24,5	14
5+	25,14	1,34	23	26,6	9
6+	27,19	1,58	25	30,5	9
7+	29,56	1,86	26,1	32,3	8
8+	30,93	1,43	29,7	32,5	3
9+	31,43	0,74	30,5	32,2	4
10+	33,80	1,13	33	34,6	2
11+	35,75	1,06	35	36,5	2

Elektrofischung

Im Zuge der Uferelektrofischung konnten im Offensee 211 Individuen auf Artniveau bestimmt und die Totallänge vermessen werden. An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die Uferelektrofischung eines Sees keine absolut quantitative Methode darstellt, sie ermöglicht jedoch einen Blick auf die Fischarten und deren relative Häufigkeiten.

Den Hauptanteil der Fischartengemeinschaft im Uferbereich machte das Rotaugen (n = 148; 70%) aus. Darüber hinaus konnten Flussbarsch (n = 52) und Hecht (n = 11) nachgewiesen werden (Abbildung 64). In Tabelle 25 sind die Anzahl, die minimalen und die maximalen Fanglängen der untersuchten Fischarten zusammengestellt.

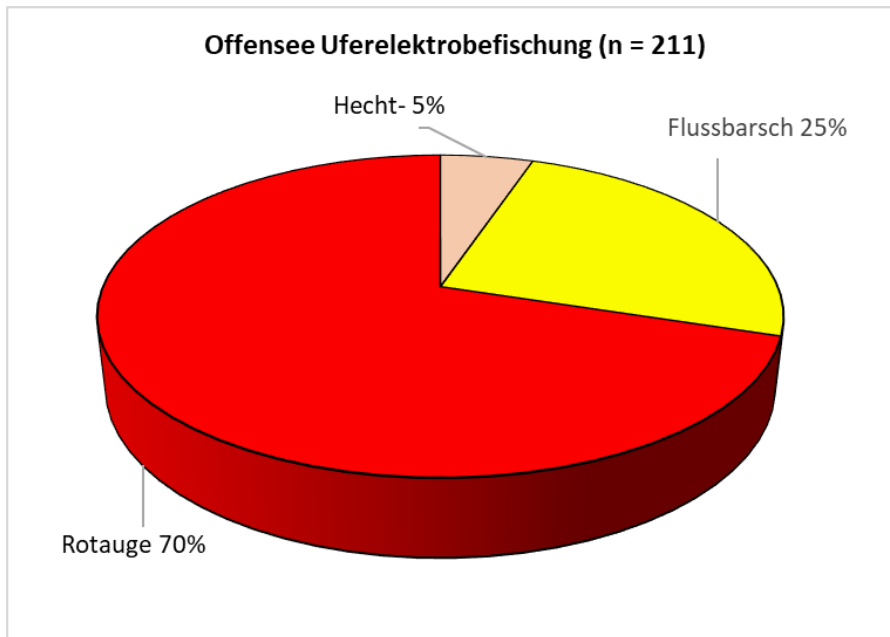


ABBILDUNG 64: UFERELEKTROBEFISCHUNG - ARTENZUSAMMENSETZUNG.

TABELLE 25: ELEKTROBEFISCHUNG IM OFFENSEE AM 31.08.2023. ZUSAMMENSTELLUNG DER ANZAHL BZW. MINIMALEN UND MAXIMALEN FANGLÄNGE DER FISCHE.

Fischart	Anzahl (n)	Totallänge (min)	Totallänge (max)
Flussbarsch	52	4 cm	13,2 cm
Hecht	11	13 cm	61,5 cm
Rotaugen	148	3,4 cm	14 cm
Summe	211		

Gesamtfang Kiemennetzbefischung und Uferelektrofischung

Im Rahmen der standardisierten Fischbestandserhebung wurden im Offensee mit den Kiemennetzen und der Uferelektrofischung in Summe 2.337 Individuen gefangen. In Abbildung 65 werden die Fangerfolge verglichen. Mit beiden Befischungsmethoden konnten Rotaugen, Flussbarsch und Hecht nachgewiesen werden. In den Kiemennetzen fanden sich darüber hinaus Seesaiblinge und eine Koppe. Vorherrschende Art war sowohl in den Kiemennetzen als auch im Uferbereich das Rotaugen (Abbildung 65).

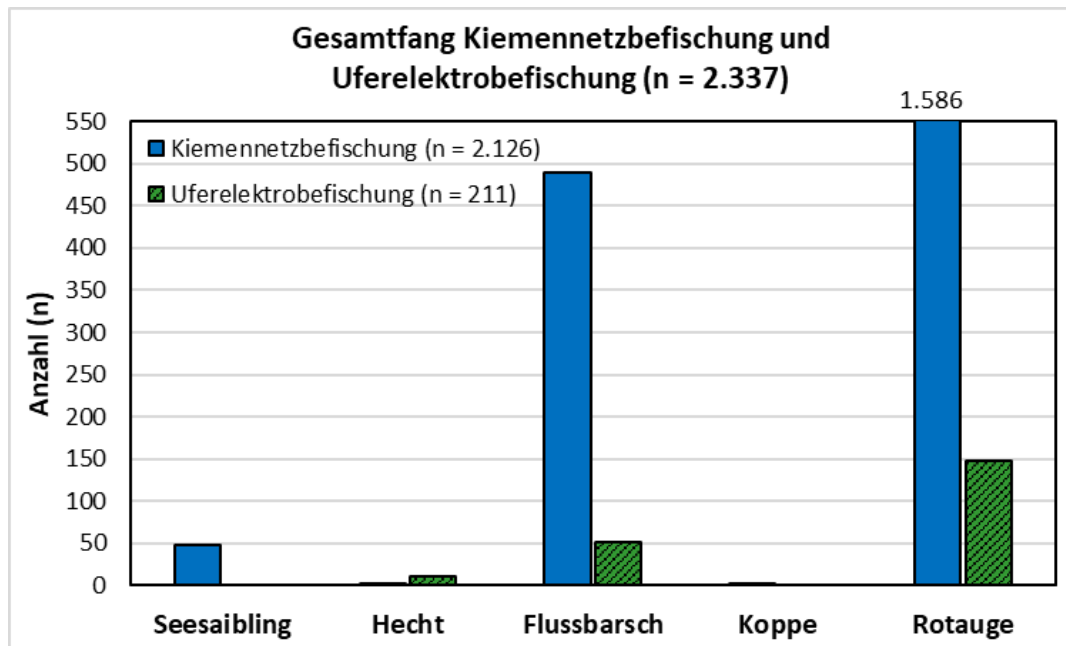


ABBILDUNG 65: GEGENÜBERSTELLUNG DER FÄNGE DER BEIDEN BEFISCHUNGSMETHODEN.

Hydroakustik

Die Auswertungen der 2 hydroakustischen Aufnahmen im Jahr 2023 (30.10.2023 und 23.11.2023) ergaben eine mittlere Fischbiomasse von 29 kg/ha (± 10 kg/ha Standardabweichung; $n = 2$). Die Werte der einzelnen Aufnahmen betrugen 37 kg/ha im Oktober und 22 kg/ha im November. Die Schwankungsbreite zwischen den zwei Terminen war mit 15 kg/ha im Rahmen vergleichbarer Untersuchungen. Zwischen den einzelnen Transekten zeigte sich wie gewohnt eine hohe Variabilität in der Fischbiomasse einzelner Abschnitte (Abbildung 66). Das Minimum der erhobenen Fischbiomasse lag bei 0 kg/ha am Transekt 1 im Oktober und November, das Maximum bei 103 kg/ha am Transekt 5 im Oktober. Die Schwankungsbreite zwischen den Transekten an den beiden Terminen lag damit im Oktober bei 103 kg/ha und im November bei 49 kg/ha.

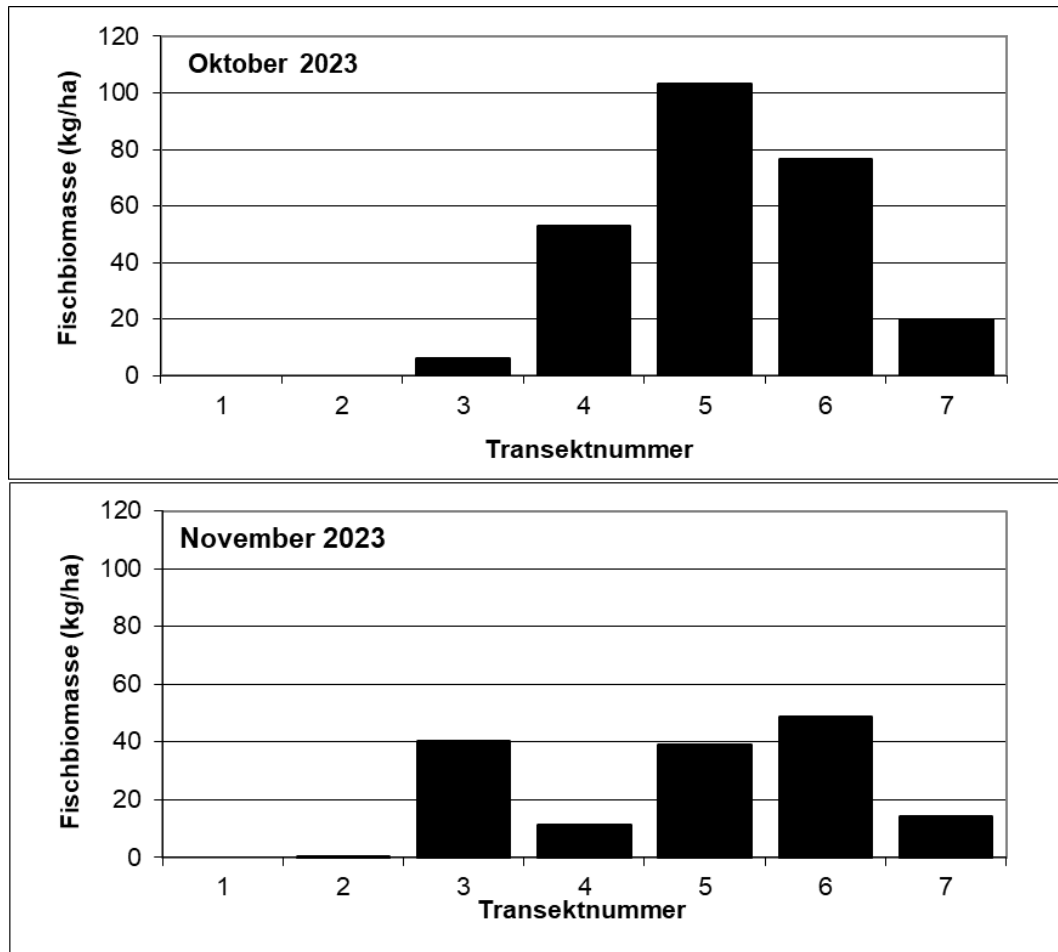


ABBILDUNG 66: BIOMASSEN AN DEN BEIDEN TERMINEN AUF DEN VERSCHIEDENEN TRANSEKTEN.

Die Fischbiomasse war vor allem im Oktober maßgeblich von größeren Fischlängen beeinflusst (Abbildung 67), wobei Längenklassen größer 60 cm im Offensee überwiegend den Hechten zuzuordnen sind. Im November wurden weniger große Fische aufgezeichnet. Große Fische werden in der Regel sehr unregelmäßig detektiert, sie wirken sich aber aufgrund des großen Stückgewichtes stark auf die Gesamtbiomasse aus. Im Offensee führte dies sehr wahrscheinlich auch zu den großen Schwankungen an einzelnen Transekten. Normalerweise bilden Fische im Längenbereich von 30 cm bis 60 cm Totallänge den Hauptteil der Fischbiomasse im See. Dies war zwar auch im Offensee der Fall, aber auf vergleichsweise niedrigem Niveau und daher wirken sich große Fische überproportional aus.

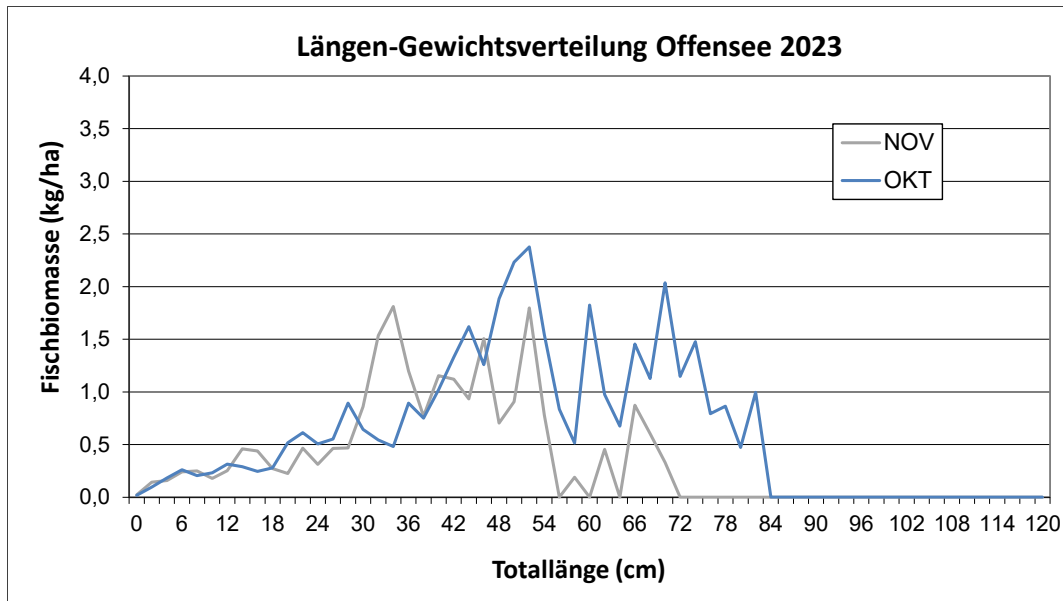


ABBILDUNG 67: LÄNGEN-GEWICHTSVERTEILUNG AN DEN BEIDEN TERMINEN.

Die mittlere Abundanz (Fische >2cm Totallänge, arithmetisches Mittel) lag 2023 bei 300 Fische/ha für beide Aufnahmen. Der Median (im Unterschied zum arithmetischen Mittel etwas robuster gegen Spitzenwerte) über alle Transekte und Termine ergab 110 Fische/ha. Insgesamt zeigte die Längenfrequenz zwar ein typisches Bild für einen natürlichen See, mit abnehmenden Abundanzen bei zunehmender Fischlänge, wobei die Häufigkeiten jedoch an beiden Terminen auf sehr niedrigem Niveau lagen. Kleine Fische (2-10 cm) wurden noch relativ häufig detektiert, aber bereits ab 10 cm fielen die Abundanzen sehr rasch auf unter 10 Fische/ha ab. Ab einer Totallänge von mehr als 20 cm wurden weniger als 4 Fische/ha und ab etwa 50 cm weniger als 1 Individuum/ha ermittelt (Abbildung 68). Üblicherweise sind Fischlängen von 20 - 50cm Totallänge deutlich häufiger in natürlichen Seen (vgl. Befischung Offensee 2011). Durchgängige Echos konnten bis zu einer Totallänge von 70 cm detektiert werden, wobei im Oktober auch noch einige größere Fischlängen aufscheinen.

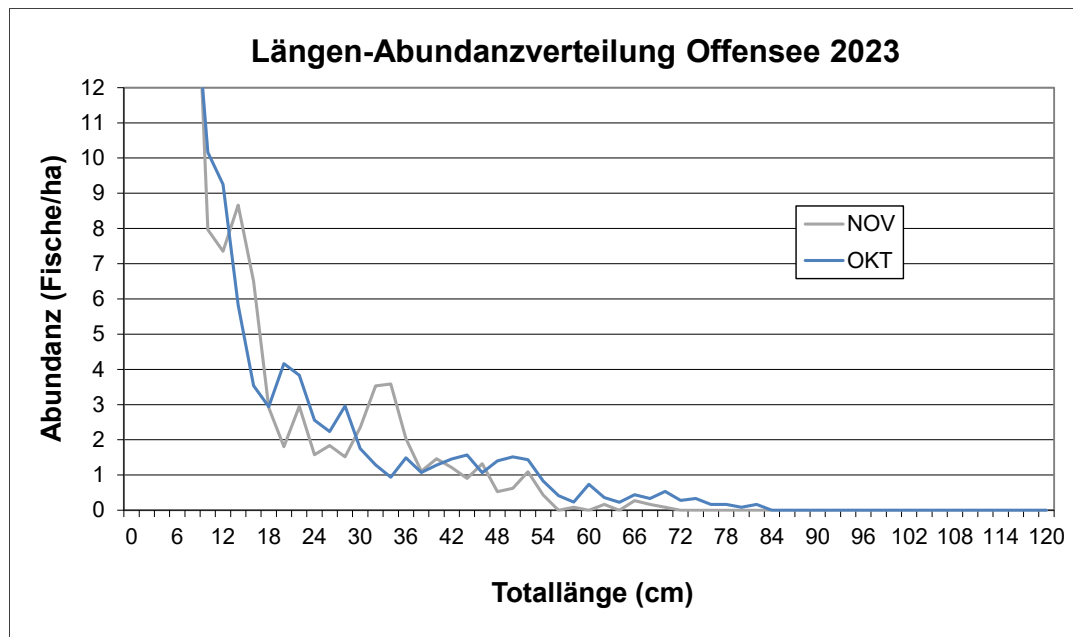


ABBILDUNG 68: LÄNGENFREQUENZVERTEILUNG AN DEN BEIDEN TERMINEN.

4.2.1.3 Bewertung des fischökologischen Zustandes nach ALFI

In der Einteilung nach fischökologischen Seentypen ist der Offensee ein **Seesaiblingsee** mit der Leitfischart Seesaibling. Die typspezifischen Fischarten dieses Seentyps sind Koppe, Elritze und Seeforelle. Im Offensee sind die typspezifischen Arten historisch belegt und plausibel. Als weitere ursprüngliche Art gilt die Aalrutte. Aktuell kommen insgesamt 8 Arten im Offensee vor, wobei von den 5 ursprünglichen Arten eine fehlt (Elritze) und 4 als neue Spezies (Flussbarsch, Karpfen, Rotaugen, und Hecht) gelten. Die Leitfischart (Seesaibling) konnte im Rahmen des standardisierten Befischungsprogramms mit 48 Exemplaren belegt werden (Abundanzindex = 4). Insgesamt konnten 10 von 18 geforderten Längenklassen nachgewiesen werden und so wurde im Metric „Längenfrequenz Leitfischart“ (Wert=0,56) eine deutliche Abweichung vom Referenzzustand abgebildet. Von den typspezifischen Arten wurde nur die Koppe im Rahmen der standardisierten Befischung mit einem Exemplar (AI=2) belegt, aber weder die Seeforelle (AI=1; Vorkommen laut Bewirtschafter durch Besatz 2022) noch die Elritze (AI=0; 5 Jahre kein Beleg) wurden durch Fang nachgewiesen. Auch Aalrutte wurde keine gefangen, sondern nur „laut Bewirtschafter“ als aktuelle Art aufgenommen. Diese Defizite in der ursprünglichen Artengemeinschaft wirken sich folglich maßgeblich in der aktuellen Bewertung aus. Die im Offensee erhobene durchschnittliche Biomasse lag mit 29 kg/ha unter dem Referenzwert für Seesaiblingseen (49 kg/ha). Mit einem errechneten **Gesamt-EQR** von **0,43** wird der **ökologische Zustand** des Offensees für das biologische **Qualitätselement „Fische“** im nationalen Bewertungssystem ALFI mit **„mäßig“** beurteilt. Damit ergibt sich eine deutliche Verschlechterung zur Bewertung 2011 (EQR=0,68; Zustand „gut“).

Offensee 2023		
Anzahl Arten Überblick	Anzahl urspr. Arten	5
	Anzahl aktuelle Arten	8
	Artenfehlbetrag	1
	Anzahl Fremdfischarten	4
	Metric	EQR
Arteninventar	AI typspezifische Fischarten	0,44
	Anteil AI Fremdfischarten	0,40
	Abundanzindex Kleinfischarten	0,25
	Abundanzindex stenöke Arten	0,40
Gilden	Abundanzindex Laichwanderer	0,25
	Abundanzindex Laichgilden	0,38
LF	Längenfrequenz Leitfischart	0,56
BM	Fischbiomasse	0,80
	MEAN EQR	0,43

AI...Abundanzindex

Ökologische Zustandsklasse	EQR
sehr gut	>0,8
gut	0,60-0,79
mäßig	0,40-0,59
unbefriedigend	0,20-0,39
schlecht	<0,20

4.2.1.4 Zusammenfassung und Diskussion

- Bei der vorliegenden Befischung wurden insgesamt 2.337 Fische (Kiemennetzbefischung $n = 2.126$, Uferelektrobefischung $n = 211$) gefangen. Mit den Kiemennetzen konnten die fünf Fischarten Rotaugen, Flussbarsch, Seesaibling, Hecht und Koppe nachgewiesen werden. Das Ergebnis der Uferelektrobefischung ergab keine weiteren Fischarten.
- Von den gesamten Netzfängen entfielen 38,8% ($n = 824$) auf die Freiwassernetze und 61,2% ($n = 1.302$) auf die Grundnetze. Im Freiwasser betrug das Gesamtgewicht der Fische 10,1 kg und über Grund 45,4 kg.
- Für die Vergleichbarkeit der Daten zwischen den acht im Rahmen des EMFAF Projektes untersuchten Seen, wurden bei der Auswertung der Tiefenverteilung aller gefangenen Fische Einheitsfänge CPUE (gleicher Fangaufwand) ermittelt. Für den Offensee ergab sich ein CPUE von 62,1 Fische/100m²/12h (Freiwasser $n = 9$; Grund $n = 53$) und eine Biomasse von 1,9 kg/100m²/12h (Freiwasser 0,1 kg; Grund 1,8 kg).
- Die Darstellung der Längenfrequenzen lieferte ein sehr anschauliches Bild der Zusammensetzung der Größenklassen der einzelnen Fischarten. Von Rotaugen, Flussbarsch und Seesaibling konnten beinahe lückenlos von kleinen, bis zu großen Größenklassen Individuen nachgewiesen werden. Von der Leitfischart Seesaibling wurde das größte Exemplar mit einer Totallänge von 45 cm gefangen.
- Beim Seesaibling wurde für die Größenklassen 30 cm bis 33 cm ein mittleres Gewicht von 289 g berechnet. Die Kondition des Seesaiblings schwankte zwischen 0,69 und 1,05; daraus ergab sich ein mittlerer Faktor von 0,8 ($\pm 0,08$ Stabw.). Dieser Wert ist im österreichischen Seenvergleich im mittleren Bereich einzuordnen (mittlere Konditionen bisheriger Befischungen BAW: min: 0,71; max: 1,0).
- Die Altersbestimmung konnte anhand der Otolithen von 44 Seesaiblingen durchgeführt werden. Altersklassen von 0+ (einsömmrig) bis 8+ (neunsömmrig) Jahren wurden bestimmt. Die Altersklasse 4+ war mit 14 Individuen am stärksten vertreten.
 - Für 142 Flussbarsche wurde durch Abzählen der Zuwachsringe der Kiemendeckel das Alter ermittelt. Die Auswertung erbrachte Altersklassen von 0+ bis 11+ Jahre. Die Altersklassen 0+ und 2+ waren am stärksten vertreten.
- Einen weiteren wichtigen Parameter stellt der Reifegrad von Fischen dar. Fische sollten erst nachdem sie bereits einmal abgelaicht haben aus dem See entnommen werden. Im Offensee trat der Seesaibling mit einer Totallänge von 18,1 cm und einem Alter von 2+ Jahren in die Laichreife ein. Ein Großteil der unreifen Individuen ist durch das Brittelmaß geschützt (83%; $n = 24$).
 - Für den Seesaibling wurde im Zuge der Untersuchung die Aufteilung der Geschlechter und deren Geschlechtsreife dokumentiert. Es handelte sich um 13 Rogner und 3 Milchner mit der Geschlechtsreife 2 (reifend) und um 4 Rogner und 9 Milchner mit der Geschlechtsreife 3 (reifend, hätten im Herbst abgelaicht).
 - Die mittlere Totallänge der Rogner betrug 29,3 cm ($\pm 6,5$ cm Stabw.), für die Milchner wurde 28,6 cm ($\pm 8,7$ cm Stabw.) berechnet. Beim größten, gefangenen Exemplar handelte es sich um einen geschlechtsreifen Milchner mit einer Totallänge von 44,5 cm.

- Die Abschätzung der Gesamtfischbiomasse per Hydroakustik (Echolot) ergab aktuell einen Mittelwert von 29 kg/ha. Dieser Wert lag deutlich unter dem Referenzwert für Seesaiblingseen (49kg/ha) und noch deutlicher unter jenem der letzten Aufnahme 2011 von 68kg/ha. Die Abnahme der Biomasse zwischen den beiden Untersuchungen (2011 vs. 2023) betraf die gesamte Längenfrequenz der Fische (2 cm bis 95 cm), wobei vor allem die Längenbereiche bis 30 cm und ab 55 cm deutliche Rückgänge aufwiesen.

4.2.1.5 Empfehlungen

Die gegenständliche Bewertung des fischökologischen Zustandes nach ALFI mit „mäßig“ (EQR=0,43) ist in den aktuell umfangreichen Defiziten der ursprünglichen Fischgemeinschaft (Seesaibling, Elritze, Seeforelle, Aalrutte und Koppe) begründet. Wichtige Maßnahmen für eine Verbesserung der Einstufung liegen allenfalls auch in der fischereilichen Bewirtschaftung.

Der Offensee weist augenscheinlich einen großen Hechtbestand auf (Nachweis Befischung und viele Echos > 60 cm in der Oktober-Echolotaufnahme). In einem Seesaiblingsee, wo diese Fischart nicht ursprünglich war, geht erfahrungsgemäß (vgl. Grundlsee, Lunzer See) vom eingesetzten Hecht eine veritable Gefahr für die typspezifischen Fischarten dieses Seetyps (Seesaibling, Seeforelle und Elritze) aus. Vor allem durch die Klimaerwärmung profitiert der Hecht im Reproduktionserfolg und die Populationen werden zunehmend größer. Der Hechtbestand sollte daher im Offensee unbedingt erhoben und kontrolliert werden. Mit einer Reusen-Befischung zur Laichzeit könnten wichtige Einblicke in die laichreife Hechtpopulation erzielt und aus den Ergebnissen eine Bewirtschaftungsstrategie zur Entnahme erarbeitet werden.

Darüber hinaus sollte der Besatz mit nicht ursprünglichen Fischarten unterbleiben. Dies gilt sowohl für Karpfen als auch für nicht autochthone Salmoniden und Hybriden (Elsässer Saibling, Regenbogenforelle, Bachsaibling, etc). Entsprechende Maßnahmen wären aus Sicht des Fischbestandes deutlich optimaler für Hilfsprogramme bei Seeforelle, Seesaibling (*Salvelinus umbla*) und Elritze einzusetzen. Dazu müsste im Vorfeld unbedingt die Hechtpopulation erhoben werden, da eine zu große Hechtpopulation den angedachten Hilfsprogrammen von Beginn an entgegenwirken würde.

Auf Basis der Fangzahlen im Rahmen der beiden bisherigen standardisierten Befischungen mit vergleichbarem Fangaufwand (Netzfläche und Expositionszeit) wird augenscheinlich, dass die Populationen von Rotaugen und Flussbarsch von 2011 zu 2023 deutlich zugenommen haben. Diese beiden ebenfalls nicht ursprünglichen, aber sehr anpassungsfähigen Arten sollten den Möglichkeiten entsprechend verstärkt befischt und künftig stark reduziert werden.

Ein wichtiges Bewirtschaftungsinstrument ist das Führen einer detaillierten Besatz- und Ausgangstatistik. Die Aufzeichnung aller Fänge (inkl. untermassiger Fische) und der Angelzeit ermöglichen die Darstellung des Einheitsfanges. Dieser stellt in der mehrjährigen Aufzeichnung ein sehr aufschlussreiches Instrument zur Beurteilung der Entwicklung eines Fischbestandes dar.

Abschließend wird prinzipiell darauf hingewiesen, dass an einem natürlichen Gewässer sämtliche Besatzmaßnahmen in Bezug auf Nutzen und Risiko (Einschleppung von Parasiten, Krankheiten, fremde Arten, fremder Genetik, etc.) sehr genau und sorgfältig abzuwägen sind. In erster Linie sollte die Bewirtschaftung am vorhandenen, autochthonen Fischbestand ausgerichtet und nicht der Fischbestand per Besatz an eine gewünschte Bewirtschaftung angepasst werden. Nur so kann nachhaltig geerntet werden, was in einem See seiner limnologischen Situation entsprechend (Größe, Nährstoffgehalt, Höhenlage, etc.) jährlich zuwächst. Wenn für den Offensee eine mittlere Fischbiomasse entsprechend der Referenz für Seesaiblingseen von ca. 50 kg/ha angenommen wird, wäre bei einer nachhaltigen Entnahme von 10-15% theoretisch ein jährlicher Ertrag von 5 bis 7,5 kg/ha möglich. Bei einer Seefläche von 55 ha würde dies einer nachhaltigen Ernte von

275 – 412 kg Fisch/Jahr aus dem Offensee entsprechen. Mit dieser theoretischen Abschätzung soll dem potentiell nachhaltigen Ertrag eine Dimension als Anhaltspunkt verliehen werden.

4.2.2 Erhebung der Edelkrebsbestände

Insgesamt wurden im Projektgebiet 422 Edelkrebse nachgewiesen, davon entfallen 129 auf den Offensee und 293 auf den rund 300 m langen Bereich des Seeausrinnes (Offenseebach; Appendix, S. 418). Die Edelkrebsfunde setzten sich aus 248 subadulten und 174 adulten Individuen zusammen.

Im Offensee wurden 84 subadulte und 45 adulte Edelkrebse nachgewiesen, wobei der Großteil der Individuen im Zuge der Betauchung detektiert wurde.

Es sind Edelkrebse bis zu einer Tiefe von 7,5 m aufgefunden worden. Jedoch konnten die meisten Individuen am Uferbereich festgestellt werden. Ab einer Tiefe von rund 3 m waren deutlich weniger Krebse auffindbar. Nur 17% der im Offensee vorgefundenen subadulten Edelkrebse wurden in größeren Wassertiefen > 3 m gesichtet – 60% der adulten Individuen wurden in den tiefen Bereichen gesichtet.

Im Seeausrinn wurden insgesamt 293 Edelkrebse nachgewiesen, davon waren 164 subadult und 129 adult.

Im Zuge der Beschnorchelung zeigte sich, dass die meisten Edelkrebse in den strukturreichen Randbereichen, in einer Tiefe von < 1 m, zu finden waren. In der Gewässermite waren deutlich weniger Strukturen und somit weniger Versteckmöglichkeiten für die Edelkrebse vorhanden.

In der nachfolgenden Tabelle 26 ist die Anzahl der nachgewiesenen Edelkrebse getrennt nach Tiefenbereichen dargestellt.

TABELLE 26: ANZAHL DER NACHGEWISENEN EDELKREBSE IM OFFENSEE UND IM SEEAUSRINN, GETRENNT NACH TIEFENBEREICHE.

		Edelkrebse (n)		
Tiefenbereich	Erhebungsmethode	See	Seeausrinn	Gesamt
0 m - 0,5 m	watend	28	57	85
0,5 m - 1,5 m	schnorchelnd	12	236	248
1,5 m - 3,0 m	tauchend	47		47
3,0 m - 5,0 m	tauchend	34		34
5,0 m - 6,0 m	tauchend	3		3
6,0 m - 7,5 m	tauchend	5		5

4.2.2.1 Erhaltungszustand

Die Datenaggregation und Auswertung der Flusskrebsbestände zur Ermittlung des Erhaltungszustands erfolgte in Anlehnung an die Methode von Auer et al. (2022) zur Bewertung von Flusskrebsbeständen in stehenden Gewässern.

TABELLE 27: BEWERTUNG DES ERHALTUNGSZUSTANDS UND DES GEFÄHRDUNGSSTATUS DES FLUSSKREBSBESTANDS IM OFFENSEE FÜR DIE JAHRE 2020, 2021 UND 2023 NACH DER METHODE VON AUER ET AL. 2022.

Kriterium	Bewertung 2020	Bewertung 2021	Bewertung 2023
Bestandsdichte	B	B	B
Bestandsstruktur	B	A	A
Bestandsentwicklung	A	A	A
Lebensraumqualität	A	A	A
Bestandszustand	B	B	B
Bestandsklasse	A	A	A
Erhaltungszustand	A	A	A
Gefährdungsstatus	3	3	2

Auf Basis der Untersuchung im Jahr 2023 ist der Edelkrebsbestand mit „A2“ einzustufen. Der Erhaltungszustand ergibt sich aus der Verschneidung der relevanten bestandbeschreibenden Kriterien mithilfe von Präferenzmatrizen. Die Gefährdungsklasse geht auf den moderaten Nutzungsdruck durch Badegäste und die moderate die Gefahr der Einschleppung des Krebspesterreger durch sonstige anthropogene Tätigkeiten oder Tiere zurück. Ebenso die Gefahr eines Eintrages von schädlichen, chemischen Substanzen oder hohen organischen Belastungen ist als mäßig einzustufen.

Tabelle 27 zeigt die Verbesserung des Bewertung des Krebsbestandes von A3 im Jahr 2020 zu A2 im Jahr 2023. Diese Änderung ist durch den veränderten Gefährdungsstatus gegeben, da kein Vorkommen invasiver, gebietsfremder Flusskrebsarten in unmittelbarer Nähe und kein weiterer Krebspestbefall gegeben ist.

4.2.2.2 Temperaturdaten

Die Auswertung der Temperaturdaten zeigt, dass die maximale Oberflächenwassertemperatur am 19. Juni 2021 bei 22,3 °C lag und die Temperaturen bis zu einer Tiefe von rund 5 m linear bis 15,9 °C abfielen. Abbildung 69 kann man entnehmen, dass sich die Sprungschicht zum Zeitpunkt der Erhebung bei ca. 5 – 6 m Wassertiefe befand. In dieser Zone sank die Temperatur von 15,9 °C auf 10,2 °C. Darunter herrschten wieder stabile Temperaturverhältnisse.

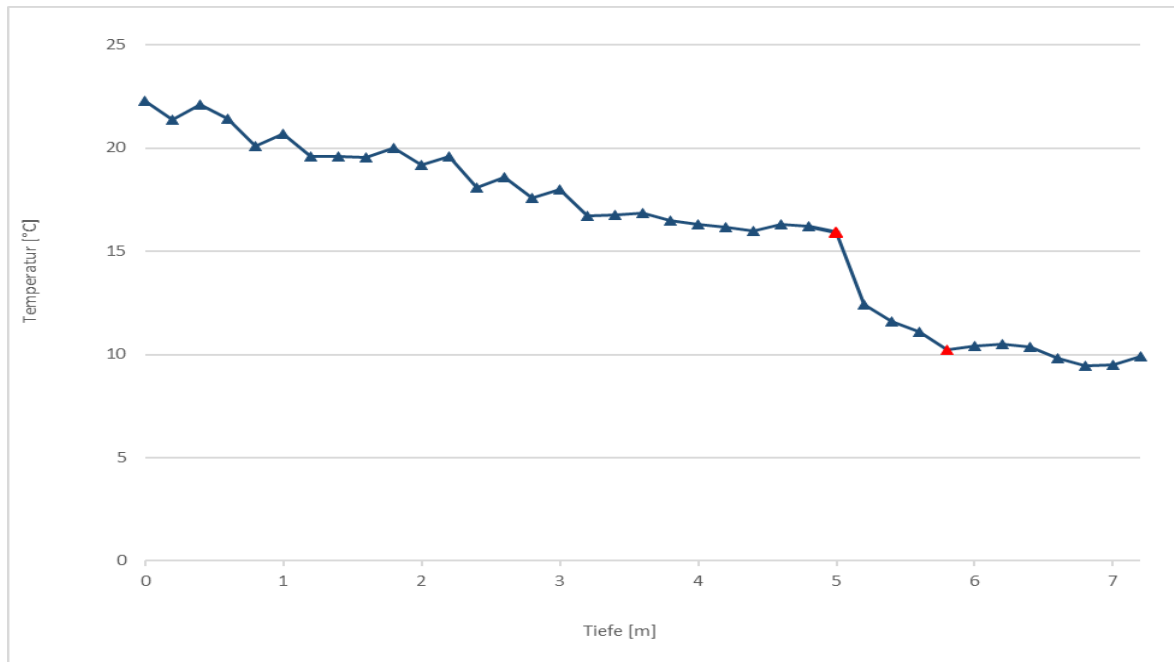


ABBILDUNG 69: VERLAUFSLINIE DER ERHOBENEN TEMPERATURDATEN ENTLANG DER TIEFENZONIERUNG.

4.2.2.3 Temperaturbedingte Tiefenverbreitung der Edelkrebse

Verschneidet man die Anzahl der nachgewiesenen Edelkrebse je Tiefenbereich mit der Temperaturkurve, wird deutlich erkennbar, dass die Edelkrebse nicht gleichmäßig verteilt über alle Habitate vorkommen und Bereiche mit kälteren Wassertemperaturen gemieden werden.

Das Vorkommen der Edelkrebse konzentriert sich auf die warmen Uferbereiche mit Wassertemperaturen über 20 °C. Ab einer Tiefe von 2,5 m ist ein deutlicher Rückgang der Nachweisbarkeit feststellbar. Hier sanken die Temperaturen unter 18 °C. Tiefere Bereiche über 4,5 m, wo die Temperaturen unter 16 °C lagen, waren im Rahmen dieser Erhebung nicht von Edelkrebsen besiedelt.

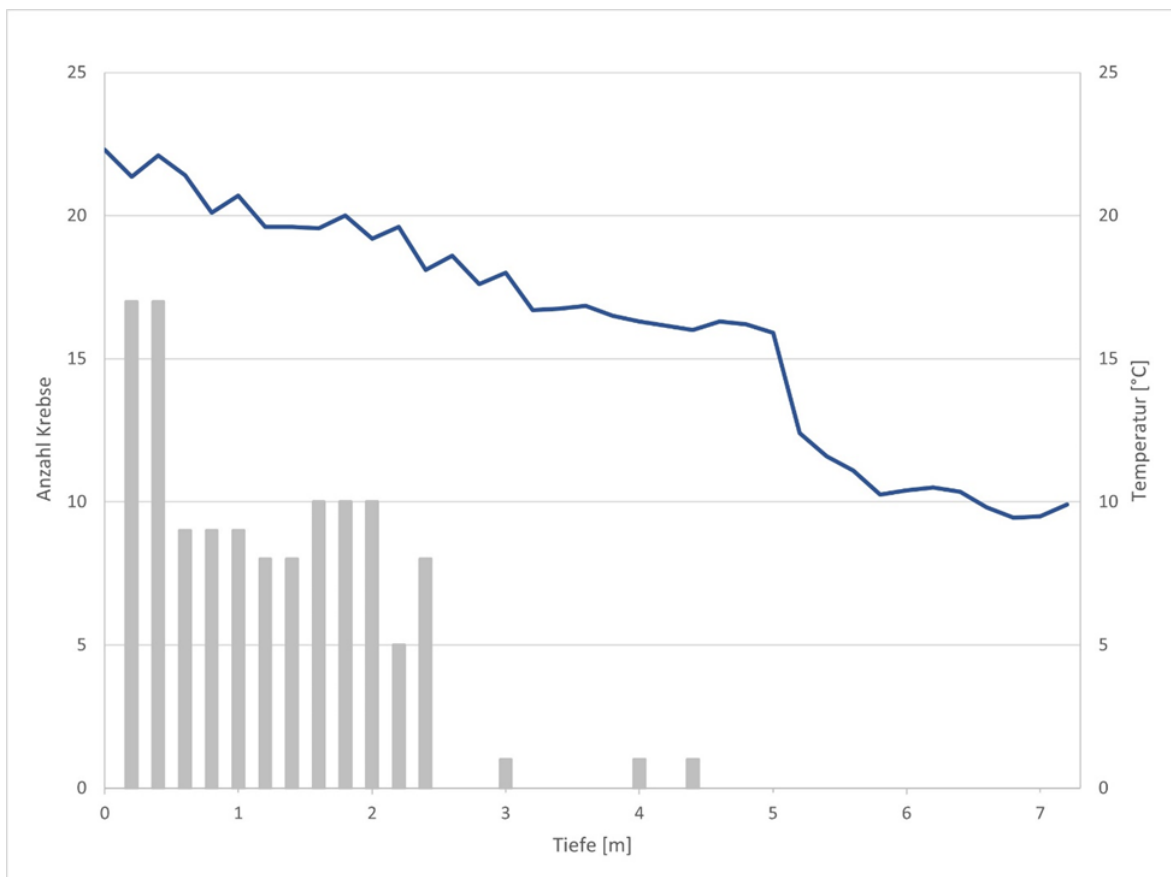


ABBILDUNG 70: TEMPERATURBEDINGTE TIEFENVERBREITUNG DER EDELKREBSE.

4.2.2.4 Diskussion

Die Bestandserhebung im Offensee zeigte die größte Abundanz von Edelkrebsen im Seeausrinn und entlang der Ufer des Offensees. Mit einer gesamten Individuenzahl von 422 Edelkrebsen konnte die Erholung des Krebsbestandes, nach dem Krebspestausbuch 2014, bestätigt und ein Erhaltungszustand von „A2“ erreicht werden.

Die Bereiche hoher Individuendichten zeichnen sich durch eine strukturelle Habitatvielfalt sowie durch höhere Wassertemperaturen als in den tieferen Bereichen aus. Da in den tieferen Bereichen des Offensees ebenso die benötigten Strukturen, wie unterschiedlich große Steine, Blöcke und Totholz – die als Versteckmöglichkeiten genutzt werden – vorhanden sind, liegt der Schluss nahe, dass die Temperatur als limitierender Faktor anzusehen ist.

Wie oben dargestellt, ist eine temperaturbedingte Tiefenverteilung der Krebse gegeben, welche sich mit einer Tiefe von rund 2 m deutlich reduziert. Es wurden 90% der Edelkrebse bis zu einer Wassertiefe von 2 m vorgefunden und nur 10% wurden in tieferen Lagen detektiert. Weiters zeigt sich, dass die tieferen Bereiche bevorzugt von adulten Individuen genutzt werden.

Im Seeausrinn reduziert sich die hohe Bestandsdichte drastisch im Übergangsbereich zum Offensee – hier ist eine Veränderung der Sedimentzusammensetzung zu verzeichnen. Diese wird feinkörniger in Richtung Offensee – bis schließlich eine Schicht Seekreide die Gewässersohle bedeckt. In diesem Bereich wurden keine Edelkrebse vorgefunden.

4.2.3 eDNA-Analyse

4.2.3.1 Diagnostischer Nachweis der Krebspest

In keiner der Proben wurde eDNA von *A. astaci* detektiert. Dies deutet darauf, dass zum Zeitpunkt der Beprobung keine Sporen der Krebspest in den beprobten Bereichen vorhanden waren.

4.2.3.2 Metabarcoding Fische und Krebstiere

Tabelle 28 liefert eine Übersicht über die analysierten Proben, die andere Tabelle 29 enthält die Detailergebnisse zu den Proben aus dem Offensee, in denen im Metabarcoding verwertbare DNA-Sequenzen aus den Zielgruppen amplifiziert wurden. Dargestellt werden die %ID Übereinstimmungen der generierten DNA-Sequenzen mit jenen in der Referenzdatenbank Genbank. Da in einer Probe eine Art i.d.R. durch mehrere Sequenzgruppen mit z.T. unterschiedlicher Übereinstimmung repräsentiert wird, ist dieser Wert als gewichtetes Mittel dargestellt. Für die Beurteilung sicherer Artnachweise wird die beste Übereinstimmung herangezogen. Als sicherer Nachweis für die DNA einer Art gelten Detektionen von DNA-Sequenzen, welche zu 99% mit jenen dieser Art in den Datenbanken übereinstimmen und darüber hinaus mindestens 1% der generierten DNA-Sequenzen in der jeweiligen Probe ausmachen. DNA-Sequenzen mit einer Übereinstimmung unter 99% und/oder einer geringen Anzahl (<1% pro Probenstelle und Zielgruppe) gelten als „wahrscheinliche“ Nachweise.

TABELLE 28: ÜBERSICHT DER ANALYSIERTEN PROBEN IM OFFENSEE.

QR-Code	Probennahme	Datum	Uhrzeit	gefiltertes Vol.
ID0001216	Offensee, Schilf	06.06.2024	10:05	5 L
ID0001217	Offensee, Ufer	06.06.2024	11:14	6 L
ID0001218	Offensee, Ausrinn	06.06.2024	13:41	5 L
ID0001219	Offensee, Freiwasser	06.06.2024	14:30	5 L

TABELLE 29: DETAILERGEBNISSE ZU DEN PROBEN AUS DEM OFFENSEE.

QR Code	Familie	Gattung	Spezies	Artnamen Deutsch	%ID	DNA- Moleküle	% Moleküle
ID0001216	Esocidae	Esox	Esox lucius	Hecht	99,36	4214	68,84
ID0001216	Cyprinidae	Cyprinus	Cyprinus carpio	Karpfen	99,29	1335	21,81
ID0001216	Percidae	Perca	Perca fluviatilis	Flussbarsch	99,43	309	5,05
ID0001216	Chironomidae	Endochironomus	Endochironomus albipennis	Zuckmücke	96,41	180	2,94
ID0001216	Leuciscidae	Rutilus	Rutilus rutilus	Rotauge	100	35	0,57
ID0001216	Chironomidae	Paratanytarsus	Paratanytarsus tenuis	Zuckmücke	97,16	25	0,41
ID0001216	Chironomidae	Microchironomus	Microchironomus tener	Zuckmücke	92,03	23	0,38
ID0001217	Percidae	Perca	Perca fluviatilis	Flussbarsch	99,35	6024	66,07
ID0001217	Esocidae	Esox	Esox lucius	Hecht	99,5	2594	28,45
ID0001217	Astacidae	Astacus	Astacus astacus	Europäischer Edelkrebs	100	190	2,08
ID0001217	Leuciscidae	Scardinius	Scardinius erythrophthalmus	Rotfeder	99,43	123	1,35
ID0001217	Chironomidae	Micropsectra	Micropsectra contracta	Zuckmücke	100	72	0,79
ID0001217	Tincidae	Tinca	Tinca tinca	Schleie	99,63	46	0,5
ID0001217	Leuciscidae	Rutilus	Rutilus rutilus	Rotauge	100	45	0,49
ID0001217	Chironomidae	Paratanytarsus	Paratanytarsus bituberculatus	Zuckmücke	98,96	24	0,26
ID0001218	Leuciscidae	Rutilus	Rutilus rutilus	Rotauge	100	221	68,21
ID0001218	Esocidae	Esox	Esox lucius	Hecht	100	34	10,49
ID0001218	Percidae	Perca	Perca fluviatilis	Flussbarsch	100	29	8,95
ID0001218	Chironomidae	Endochironomus	Endochironomus albipennis	Zuckmücke	97,01	23	7,1
ID0001218	Chironomidae	Micropsectra	Micropsectra contracta	Zuckmücke	100	17	5,25
ID0001219	Percidae	Perca	Perca fluviatilis	Flussbarsch	99,29	23956	99,78
ID0001219	Leuciscidae	Rutilus	Rutilus rutilus	Rotauge	100	52	0,22

Für den Offensee gab es in allen vier Proben Nachweise von eDNA aus den beiden Organismengruppen. Am meisten Taxa wurden in der Probe vom Ufer gefunden (ID0001217) mit neun Taxa bzw. acht Arten, am wenigsten in jener aus dem Freiwasser (ID0001219) mit zwei Arten. Der Flussbarsch und das Rotauge wurden in allen vier Proben nachgewiesen, der Hecht in drei, eDNA der übrigen Fischarten fand sich in je einer der Proben. Insgesamt wurden im Offensee eDNA von sechs Fischarten detektiert. Des Weiteren fanden sich in der Probe vom Uferbereich auch DNA-Spuren von Edelkrebs.

4.2.3.3 Interpretation der Ergebnisse

Grundsätzlich ist die Zuordnung auf Artebene mittels Metabarcoding immer auch hinsichtlich der Plausibilität kritisch zu hinterfragen. Für einzelne heimische Arten kann es vorkommen, dass zum Zeitpunkt des Abgleichs (noch) keine DNA-Sequenzen für den untersuchten Genabschnitt in den öffentlich zugänglichen Datenbanken verfügbar sind. Beim Einsatz des Algorithmus, welcher die Übereinstimmung der DNA-Sequenzen in den Proben mit jenen in der Sequenzdatenbank vergleicht, werden in solchen Fällen die nächst verwandten Arten aus derselben Gattung angezeigt (welche mitunter nur außerhalb der untersuchten Region vorkommen können) – allerdings mit einer vergleichsweise geringeren Übereinstimmung ($\%ID \leq 98\%$). Dies gilt es, bei der Interpretation der Daten zu beachten. Diese vermeintlichen „Nachweise“ nicht heimischer Arten sind in der Praxis dahingehend zu interpretieren, dass es sich hierbei mit hoher Wahrscheinlichkeit um Nachweise der verwandten heimischen Arten handelt.

Während ein eDNA-Nachweis eindeutig für das Vorkommen einer bestimmten Art spricht, bedeutet ein Nichtnachweis nicht zwingend, dass das Vorkommen dieser Art völlig auszuschließen ist. Es kann vorkommen, dass an einer Probenstelle keine Nachweise detektiert werden, weil z.B. nur sehr wenige Individuen im Gewässer sind oder sich diese über einen längeren Zeitraum nur in tieferen Lagen aufgehalten haben. Ebenso können solche Falsch-Negative darin begründet sein, dass die Dominanz einzelner Arten dazu führt, dass vergleichsweise niederstete Arten „übersehen“ werden, weil die wenigen DNA-Moleküle einzelner Individuen keinen Platz in der Analyse erhalten. Zur Erklärung: beim Metabarcoding gibt es eine definierte Anzahl an Analyseplätzen pro Durchlauf für die Sequenzierung. Die DNA-Moleküle, welche einen Platz auf der Platte erhalten, werden vervielfältigt und auch gelesen (sequenziert). Wenn hier eine ausgeprägte Dominanz der eDNA von einzelnen Arten vorherrscht und von anderen vergleichsweise nur geringe DNA-Spuren vorhanden sind, dann kann es dazu kommen, dass der überwiegende Teil der Plätze an die dominanten Arten geht und die wenigen DNA-Moleküle von Spezies, welche sich eher außerhalb der beprobten Bereiche aufhalten, nicht erfasst und damit auch nicht detektiert werden.

Zu bedenken ist auch, dass eine solche Fischbestandsanalyse anhand von eDNA immer nur eine Momentaufnahme ist und wir hiermit einen rein qualitativen Nachweis erhalten (nachgewiesen/nicht nachgewiesen). Auch wenn die Anzahl an Sequenzen innerhalb einer Probe einen möglichen Aufschluss über die Menge an eDNA liefern kann, so ist zu berücksichtigen, dass diese Menge nur unter sehr bestimmten Voraussetzungen auch mit der Individuenzahl korrelieren kann (Thalinger *et al.* 2019). Die Menge an eDNA im Freiwasser wird neben der Zahl an Individuen von zahlreichen Faktoren beeinflusst, sowohl bei der Abgabe - wie z.B. durch die Biologie, die Größe, das Alter aber auch die Aktivität und die Fitness der Tiere - als auch durch physikalische Parameter wie die Entfernung zur „DNA-Quelle“, die Fließgeschwindigkeit, Turbulenzen oder Trübstoffführung sowie natürliche Abbauprozesse im Gewässer.

Für fundierte Ergebnisse empfehlen sich wiederholte Probennahmen übers Jahr verteilt und ggf. eine gezielte Nachsuche mittels diagnostischer Nachweise nach bestimmten Arten, von denen man weiß, dass sie sich eher in tiefen Schichten aufhalten bzw. nur wenige Individuen vertreten sind. Eine diagnostische PCR ist deutlich sensitiver als ein Metabarcoding, da damit gezielt nach der eDNA einer bestimmten Art gesucht werden kann.

Vereinzelte wurden im Vorliegenden DNA-Sequenzen von Zuckmücken detektiert. Dies kann manchmal auftreten, i.d.R. wenn eher wenig an Ziel-DNA in der Probe ist, sodass die Primer auch auf verwandte Tiergruppen ausweichen können. Sowohl Krebse (Crustacea) als auch Insekten (Insecta) gehören zur Gruppe der Gliedertiere (Arthropoden). Für eine Erhebung der Insekten empfehlen wir gegebenenfalls eine gezielte Nachsuche mittels eines für Arthropoden spezifischen Metabarcoding-Ansatzes.

4.3 Erlaufsee

Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der
Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen (MFKK)

EMFAF 2021-2027



Hecht, adult, © ÖBf Archiv/Ratschan 2016

Edelkrebs © Pia Teufl, 2024

Mit Unterstützung von Bund, Ländern und Europäischer Union

Bundesministerium
Land- und Forstwirtschaft,
Klima- und Umweltschutz,
Regionen und Wasserwirtschaft



 **Bundesamt
für Wasserwirtschaft**
Institut für Gewässerökologie
und Fischereiwirtschaft



**ÖSTERREICHISCHE
BUNDESFORSTE**

Endbericht – EMFAF-Projekt: Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen

Autoren: Luisa Wallner MSc¹, DI Andreas Haas¹, Philipp Schubert-Zsilavecz BSc¹,
DI Stefan Auer², Samuel Auer MSc², Mag. Dr. Martin Luger³,
Mag. Dr. Barbara Pamminer-Lahnsteiner³,
Mag. Barbara Kammerlander PhD³, Dr. Corinna Wallinger⁴

Institut: ¹ Österreichische Bundesforste AG, ² Blattfisch e.U.,
³ Bundesamt für Wasserwirtschaft, ⁴ Sinsoma GmbH

Berichtszeitraum: 01.04.2023 bis 31.03.2026

Datum: 31.03.2026

Kontakt: Luisa Wallner MSc
Österreichische Bundesforste AG
Pummergasse 10-12
3002 Purkersdorf
Austria

T: +43 664 819 73 82

Luisa.wallner@bundesforste.at
www.bundesforste.at

4.3.1 Standardmethodik Fischbestandserhebung

4.3.1.1 Einleitung

Im Rahmen des Projekts „Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen“ (MFKK) wurde vom Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie und Fischereiwirtschaft (BAW-IGF Scharfling, Mondsee), am Erlaufsee im Zeitraum vom 26. – 29.08.2024 eine standardisierte Erhebung des Fischbestandes durchgeführt.

Die Untersuchung erfolgte gemäß den Vorgaben des Leitfadens des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft (BMLRT, B1 Leitfaden Seen, Qualitätselement Fische):

https://www.bmluk.gv.at/dam/jcr:2c4f5182-b311-49ce-aa43-b0be61a98266/B1_SE_FIS.pdf.

Zur Datenerhebung kamen Kiemennetze sowie eine Uferelektrofischung zum Einsatz. Die Ermittlung der Fischbiomasse am Erlaufsee erfolgte mithilfe eines wissenschaftlichen Echolots der Firma SIMRAD.

Kiemennetzbefischung

Die Felderhebung, Probenahme, Probenaufarbeitung und Ergebnisermittlung folgten dem in der Einführung genannten Leitfaden. Dazu wurden für die Durchführung der standardisierten Fischbestandserhebung (ÖNORM EN 14757:2005) pelagische (= Freiwasser, Schwebnetze) und benthische (= Grundnetze) Multimaschenkiemennetze Typ Nordic verwendet (Tabelle 30). Die von der genannten Norm vorgegebenen Kiemennetze wurden nach einem vorbereiteten Plan während der entsprechenden Anzahl von Nächten im See exponiert (Abbildung 71). Die Grundnetze wurden entlang des Ufers in den definierten Tiefenstufen ausgebracht, die Freiwassernetze zur Befischung der Wassersäule über der tiefsten Stelle des Sees. Um die Fangdauer von mindestens 12 Stunden laut CEN (2005) einhalten zu können, wurden die Netze am Abend (zwischen 16:00 – 20:00 Uhr) gesetzt und am Morgen (zwischen 06:00 – 08:00 Uhr) gehoben.

TABELLE 30: ABMESSUNGEN UND MASCHENWEITEN DER VERWENDETEN KIEMENNETZE.

Netzart	Länge	Höhe	Maschenweiten (mm)
Pelagisch = Freiwasser Multi-Maschen	27,5 m	6 m	6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43; 55
Benthisch = Grund Multi-Maschen	30 m	1,5 m	5; 6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43; 55

Sofort nach dem Heben der Netze wurden diese mitsamt den gefangenen Fischen in eine mit Wasser gefüllte Wanne gegeben und die Fische mit einem elektrischen Fischtöter getötet. Danach wurden sie bis zur Aufarbeitung an Land in einer Wanne gelagert und zur Kühlung mit Eis bedeckt. Jedes Netz wurde in der Folge für sich bearbeitet, alle Fische wurden Netzblatt für Netzblatt entnommen, nach Maschenweiten sortiert und in beschrifteten Schüsseln (Maschenweite, Stelle, Netznummer, Netztiefe, Datum, Uhrzeit) zur weiteren Bearbeitung bereitgestellt.

Alle gefangenen Fische wurden auf Artniveau bestimmt und mit einer Nummer versehen. Mit dieser Nummer konnte später jeder Fisch einem Netz, einer Fangtiefe und einer Maschenweite zugeordnet werden. Anschließend wurden die Fische einem Mess-, Zähl- und Präparationsprogramm unterzogen. Bei allen Fischen wurden Art, Totallänge und Vollgewicht erhoben. Mittels Sektion wurden Geschlecht und Reifegrad, adaptiert nach Nikolsky (1963), bestimmt (Tabelle 31). Alle gewonnenen Daten wurden vor Ort per PC in einer Datenbank abgespeichert.

Die Entnahme der Schuppenproben für die Altersbestimmung erfolgte bei allen Renken einheitlich zwischen der Rückenflosse und der Seitenlinie. Die Schuppen wurden in Papiersäckchen, die mit Seenamen, Untersuchungsjahr, Fischart und laufender Nummer beschriftet wurden, aufbewahrt. Die Präparate für die Altersanalyse wurden im Labor hergestellt. Jeweils sechs Schuppen pro Renke wurden in Spülmittellösung gereinigt und in einen Glasdiarahmen platziert. Mit einem Diaprojektor wurden die Schuppen an die Wand projiziert und an den Bildern konnten die dunkleren Winterringe

an den Schuppen abgezählt werden. Das Lesen der Schuppen wurde mehrfach und unabhängig von zwei Personen durchgeführt. Die Kenntnis der Größe der Fische lag bei der Altersbestimmung nicht vor.

Ähnlich wie die Schuppen bilden auch die Gehörsteinchen (Otolithen) Altersringe. Bei Fischarten mit kleinen Schuppen, wie z. B. dem Seesaibling können sie somit zur Ermittlung des Alters herangezogen werden. Durch Öffnen des Schädels des Fisches wurden mit einer Pinzette die Otolithen seitlich links und rechts, im Bereich des Gehirns entnommen (Abbildung 73). Diese wurden zur späteren Auswertung, in Eppendorf Tubes gegeben, mit Seennamen, Untersuchungsjahr, Fischart und laufender Nummer versehen und aufbewahrt. Im Labor erfolgte die Herstellung des Präparates für die Altersbestimmung. Dazu wurden von den Otolithen dünne Schliffe hergestellt und auf einem Objektträger in Kunstharz eingebettet (Abbildung 74). Danach erfolgte die Altersbestimmung auf einem, mit einem Mikroskop verbundenen Bildschirm. Das Lesen der Schuppen bzw. Otolithen wurde mehrfach und unabhängig von zwei Personen durchgeführt. Die Kenntnis der Größe der Fische lag bei der Altersbestimmung nicht vor, um eine Beeinflussung zu vermeiden.

Bei barschartigen Fischen, im vorliegenden Fall dem Flussbarsch, wurde zur Altersbestimmung der Kiemendeckel verwendet. Er weist so wie Schuppe und Otolith jährliche Zuwachsringe auf (Abbildung 74). Sofort nach der Datenaufnahme wurde ein Kiemendeckel abpräpariert und in einem mit Seennamen, Untersuchungsjahr, Fischart und laufender Nummer versehenen Papiersäckchen aufbewahrt. Zu einem späteren Zeitpunkt wurde der Kiemendeckel gereinigt und durch zumindest zwei Personen das Alter ermittelt.

TABELLE 31: REIFEGRADSKALA ADAPTIERT NACH NIKOLSKY (1963).

Reifegrad	Definition der Geschlechtsreife	Reifegrad
1	Kein Laichansatz	Juvenil / unreif
2	Reifend, aber erst im folgenden Jahr laichend	Juvenil / unreif
3	Reifend und noch im selben Jahr laichend	Adult / reif
4	Reif und Abgabe von Laich (rinnend)	Adult /reif
5	Bereits abgelaicht	Adult /reif



Abbildung 71: Erlaufsee Befischungsstellen (Fähnchen: Position der Kiemennetze – blau = erste Nacht, rot = zweite Nacht, grün = dritte Nacht; Linien: Elektrobefischungsstellen)



ABBILDUNG 72: ENTNAHME DER OTOLITHEN FÜR DIE ALTERSBESTIMMUNG.



ABBILDUNG 73: LINKS: PRÄPARIERTER OTOLITH (SEESAIBLING) MIT EINEM ALTER VON 3+ JAHREN
RECHTS: KIEMENDECKEL (FLUSSBARSCH) ALTER 4+ JAHRE (FOTOS: DANIELA ACHLEITNER)

Elektrofischung

Gewisse Fischarten (z. B.: Aal, Aalrutte oder Hecht) aber auch die Jungfische vieler Arten sind mit Kiemennetzen schwer zu fangen. Um aber auch diese Lebensstadien bzw. Arten nachweisen zu können, wurde eine Elektrofischung des Ufers durchgeführt (Standaggregat: 13 KW).

Im Erlaufsee erfolgte diese Befischung am 20.08.2024. Entlang des Seeufers wurden fünf Stellen mit verschiedenen Fischlebensräumen 15 Minuten lang befahren (Abbildung 71). Es konnten drei Bereiche mit Schilfbewuchs, ein Blockwurf und eine Stelle mit Ufermauer beprobt werden.

Ziel dieser Methodik war, den Nachweis möglichst vieler Arten in den unterschiedlichsten Habitaten zu erbringen. Für die Befischung wurde das Boot entlang des Ufers derart gesteuert, dass uferseitig der Bereich bis etwa 1,5 m Wassertiefe für den Polführer und die beiden Kescherführer gut einsehbar und erreichbar war. Die gefangenen Fische wurden in das mit Wasser befüllte Fischfass samt Sauerstoffversorgung gekeschert. Sobald eine Stelle fertig befischt war, wurden die Fische sediert, vermessen (Totallänge), gezählt und nach ihrer Artzugehörigkeit determiniert. Einige wenige Belegexemplare, sowie nicht bestimmbare Fischlarven und 0+ Fische wurden zur späteren Artbestimmung mit Alkohol fixiert. Die restlichen gefangenen Fische wurden schonend wieder

freigelassen. Die gewonnenen Daten wurden per Hand notiert und danach in die Datenbank eingepflegt.

Hydroakustik (Echolot)

Die Abschätzung der Fischbiomasse erfolgte mit einem wissenschaftlichen Echolot der Firma SIMRAD (EK 60 mit 7°x7° composite split beam Schwinger) und einer Arbeitsfrequenz von 120 kHz. Die hydroakustischen Aufnahmen wurden durch Vertikalbeschallung während des Befahrens des Sees in einem Zick-Zack-Kurs gewonnen. Die Anzahl der Transekte und deren räumliche Verteilung wurde derart festgelegt, dass trotz der unbekannten Verteilung der Fische in einem See eine realistische Abschätzung der Fischbiomasse durchgeführt werden konnte. Bei der Auswahl der Transekte wurde beachtet, dass möglichst alle Bereiche eines Sees abgedeckt wurden, der Zeitaufwand für die Aufnahme und Auswertung jedoch in einem vertretbaren Rahmen blieb. Routinemäßig werden an drei Terminen (Herbst bis Winter) Echolotaufnahmen erhoben. Begonnen werden die Aufnahmen meist mit Einsetzen der Dunkelheit, dazu wird vorab der Schwinger in etwa 20 cm Wassertiefe am Boot montiert und das Echolot betriebsbereit installiert. Im Zuge der Inbetriebnahme des Echolotes müssen die Einstellungen des Gerätes wie Schallgeschwindigkeit, Pingrate, Echolänge, etc. an das jeweilige Gewässer angepasst werden. Die Bootsgeschwindigkeit liegt während der Aufnahmen bei etwa 5 – 6 km/h. Zuvor wird das Echolot mittels einer Eichkugel kalibriert. Alle erhobenen Daten werden sofort während der Aufnahmen gespeichert.

Für den Erlaufsee lagen durch die standardisierte Fischbestandserhebung und Bewertung des fischökologischen Zustandes gemäß EU-WRRL aus dem Jahr 2013 bereits acht festgelegte Transekte vor, die bei der aktuellen Untersuchung wieder befahren wurden (Abbildung 75). Die hydroakustischen Aufnahmen erfolgten am 30.10.2024, 28.11.2024 und am 19.03.2025.

Die Auswertungen der aufgezeichneten Daten wurden mit einem speziellen Computerprogramm durchgeführt (SONAR 5-Pro). Die Ergebnisse umfassen Abundanz, Längenverteilung und die gesamte Fischbiomasse.

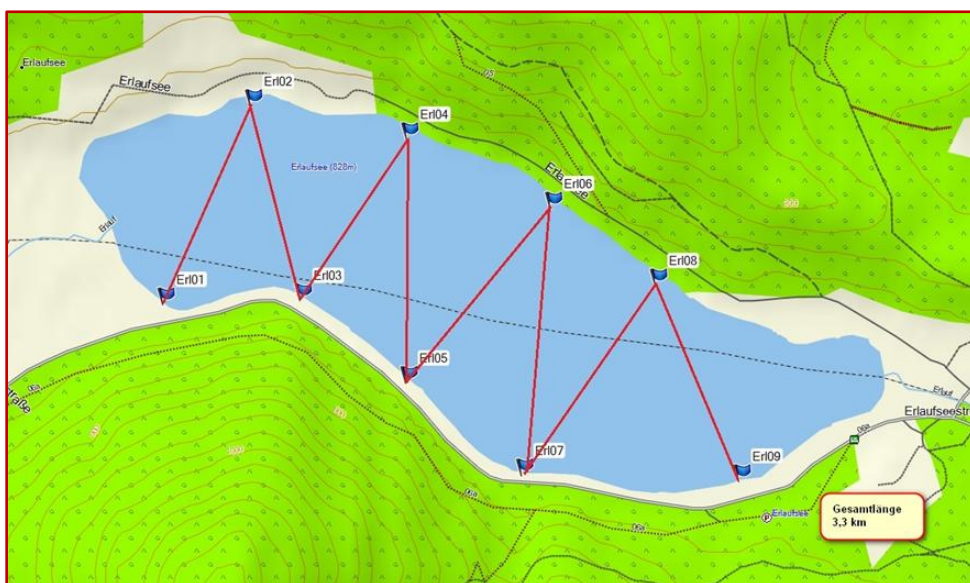


ABBILDUNG 74: ERLAUFSEE - ACHT BEFAHRENE TRANSEKTE FÜR DIE
HYDROAKUSTISCHE FISCHBIOMASSEERHEBUNG (GESAMTLÄNGE VON 3,3 KM)

4.3.1.2 Ergebnisse

Kiemennetzbefischung

Im Rahmen der Kiemennetzbefischung konnten im Zeitraum vom 26. – 29.08.2024 im Erlaufsee acht Fischarten nachgewiesen werden (Tabelle 32 und Tabelle 33). Insgesamt betrug der Fang mit den Kiemennetzen 963 Fische mit einem Gesamtgewicht von 57,8 kg.

Die gewichtsmäßig dominanten Fischarten waren Rotaugen 35% (20,2 kg), Renke 33% (19,2 kg) und Flussbarsch 22% (12,9 kg). Mit 7% (0,3 kg) war der Äitel mit nennenswertem Gesamtgewicht im Fang vertreten (Abbildung 76). Betrachtet man die Individuenzahl der verschiedenen Arten (Abbildung 77), so entfielen 50% des Gesamtfanges auf das Rotaugen (n = 477), 44% (n = 425) auf den Flussbarsch und 4% (n = 43) auf die Renke.

Von den insgesamt mit den Kiemennetzen gefangenen Fischen entfielen 82,1% (n = 791) auf die Grundnetze und 17,9% (n = 172) auf die Freiwassernetze. Zahlenmäßig dominierte in beiden Netztypen das Rotaugen, gewichtsmäßig war in den Grundnetzen der Flussbarsch und im Freiwasser das Rotaugen am stärksten vertreten (Abbildung 78 und Abbildung 79).

Für die Vergleichbarkeit der Daten zwischen den acht im Rahmen des EMFAF Projektes untersuchten Seen, wurden Einheitsfänge CPUE (catch per unit effort) ermittelt. Berechnet wurden dazu die Abundanz (Häufigkeit) und die Biomasse (kg) pro 100 m² Netzfläche pro 12 Stunden Expositionszeit. Für den Erlaufsee ergab sich ein CPUE (Abbildung 80 und Abbildung 82) von 39,5 Fische/100m²/12h (Freiwasser n = 1,9; Grund n = 37,6) und eine Biomasse von 2,0 kg/100m²/12h (Freiwasser 0,2 kg; Grund 1,8 kg).

In den Grundnetzen wurden die meisten Fische in den Tiefenstufen von 0 bis 3 m (Abundanz / n = 16,5) und 3 bis 6 m (Abundanz / n = 14,8) gefangen. In diesem Bereich waren Flussbarsch mit 358 (45,3%) und Rotaugen mit 287 (36,3%) Individuen die am häufigsten vertretenen Arten (Abbildung 81). In den Freiwassernetzen fanden sich von 0 – 6 m Tiefe die meisten Fische in den Netzen (Abundanz / n = 1,5). Diese Tiefe wurde vom Rotaugen mit 139 (80,8%) Individuen dominiert (Abbildung 83).

TABELLE 32: FISCHARTENZUSAMMENSETZUNG DES ERLAUFSEES URSPRÜNGLICH/AKTUELL NACH GASSNER ET AL. 2003 UND IM RAHMEN DER STANDARDISIERTEN FISCHBESTANDSERHEBUNG (2024) NACHGEWIESENEN FISCHARTEN.

Fischart	ursprünglich	aktuell	Nachweismethode
Aitel	Ja	Ja	Kiemennetz/Elektrobefischung
Elritze	Ja	Nein	Kein Nachweis
Flussbarsch	Nein	Ja	Kiemennetz/Elektrobefischung
Hecht	Ja	Ja	Kiemennetz/Elektrobefischung
Koppe	Ja	Ja	Elektrobefischung
Renke	Nein	Ja	Kiemennetz
Rotaugen	Nein	Ja	Kiemennetz/Elektrobefischung
Rotfeder	Nein	Ja	Kiemennetz/Elektrobefischung
Schleie	Nein	Ja	Kiemennetz
Seesaibling	Ja	Ja	Kiemennetz

TABELLE 33: KIEMENNETZBEFISCHUNG VOM 26. – 29.08.2024. FISCHARTENZUSAMMENSETZUNG, ANZAHL UND TOTALGEWICHT.

Fischart	Anzahl	Totalgewicht (kg)
Aitel (<i>Squalius cephalus</i>)	1	0,3
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	425	12,9
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	2	0,2
Renke (<i>Coregonus</i> sp.)	43	19,2
Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)	477	20,2
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	6	0,5
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	2	3,8
Seesaibling (<i>Salvelinus umbla</i>)	7	0,8
Summe	963	57,8

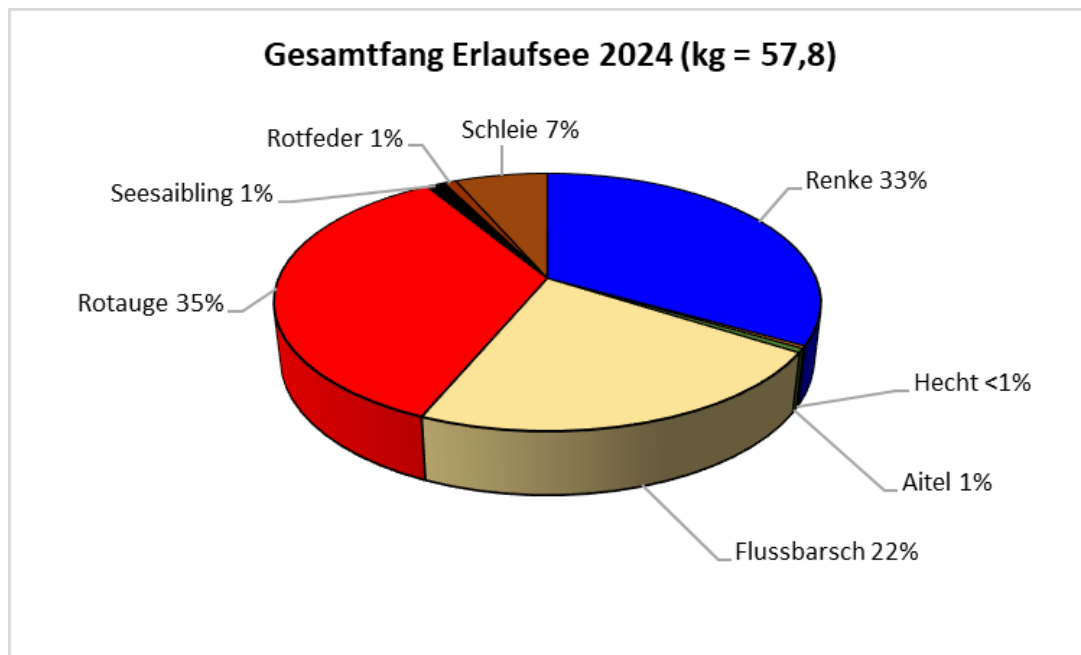


ABBILDUNG 75: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN AUS DEN KIEMENNETZEN NACH GEWICHT .

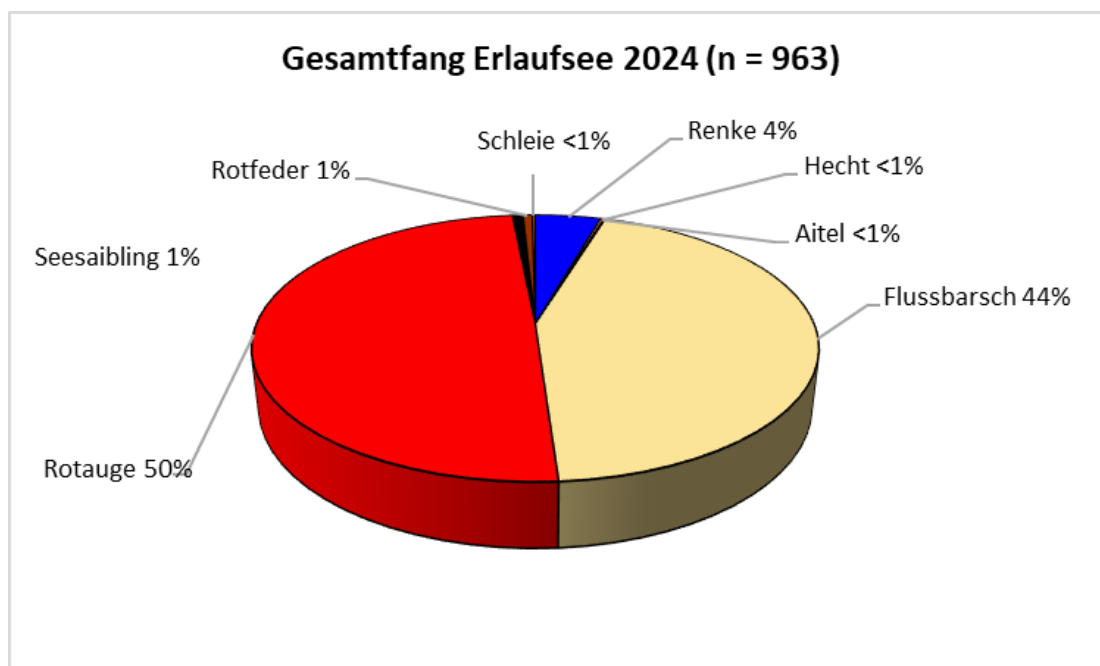


ABBILDUNG 76: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN AUS DEN KIEMENNETZEN NACH ANZAHL.

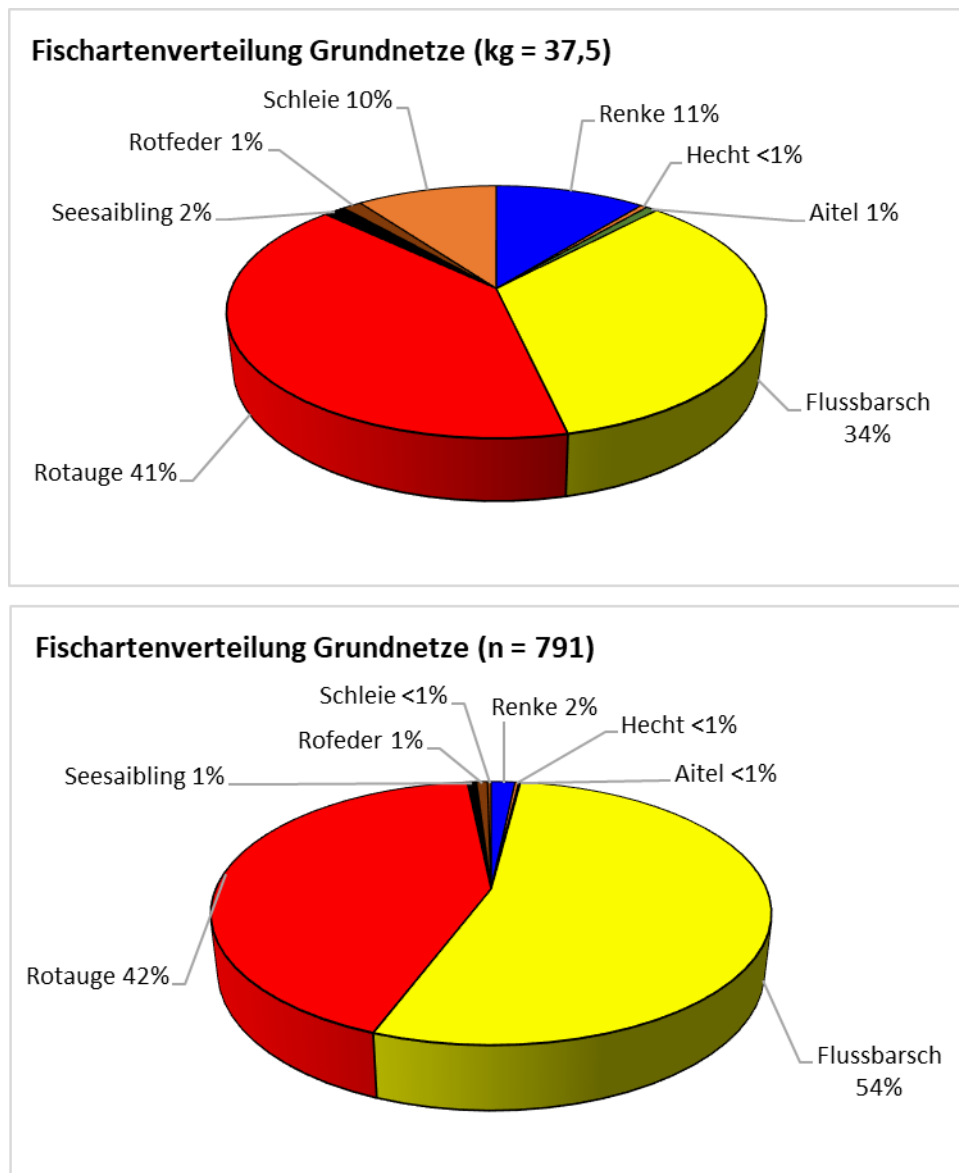
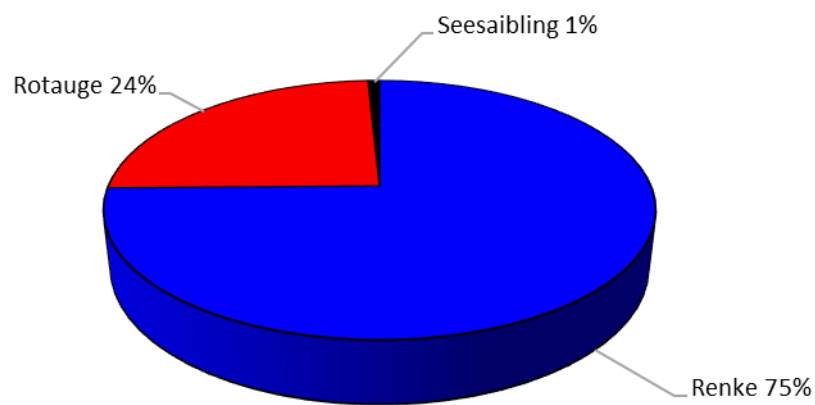


ABBILDUNG 77: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN NACH GEWICHT UND ANZAHL IN DEN GRUNDNETZEN

Fischartenverteilung Freiwassernetze (kg = 20,3)



Fischartenverteilung Freiwassernetze (n = 172)

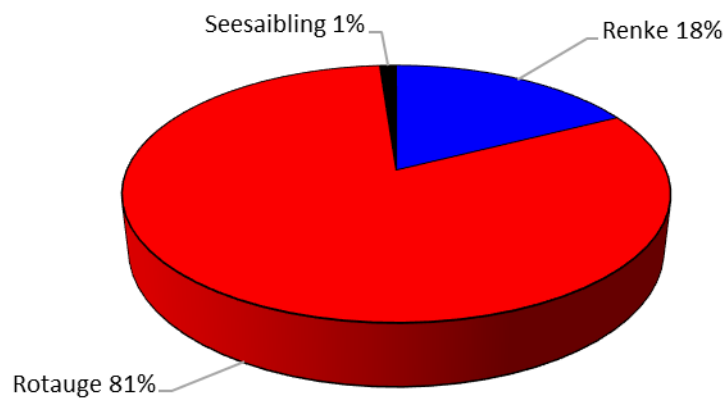


ABBILDUNG 78: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN NACH GEWICHT UND ANZAHL FREIWASSERNETZEN.

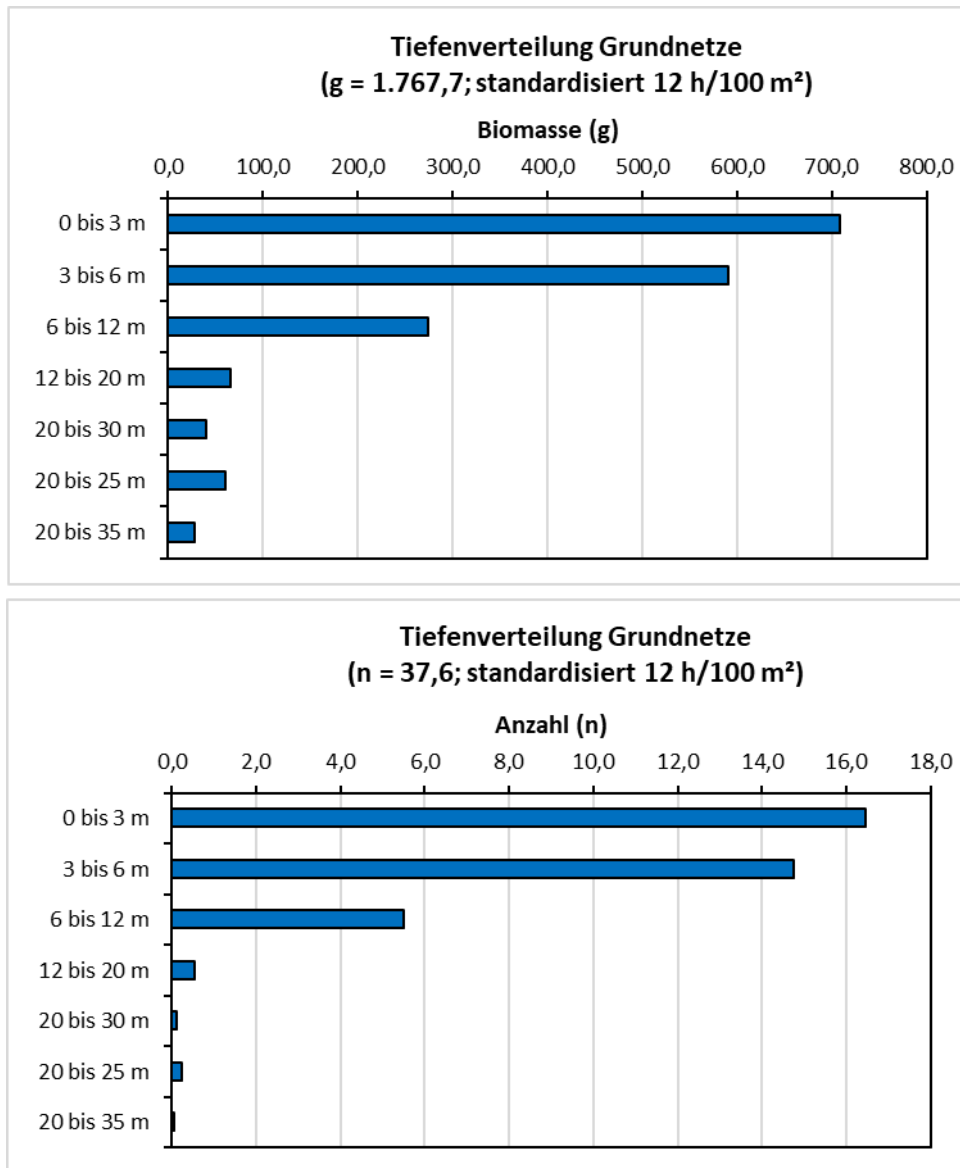


ABBILDUNG 79 :TIEFENVERTEILUNG VON BIOMASSE UND ABUNDANZ IN DEN GRUNDNETZEN.

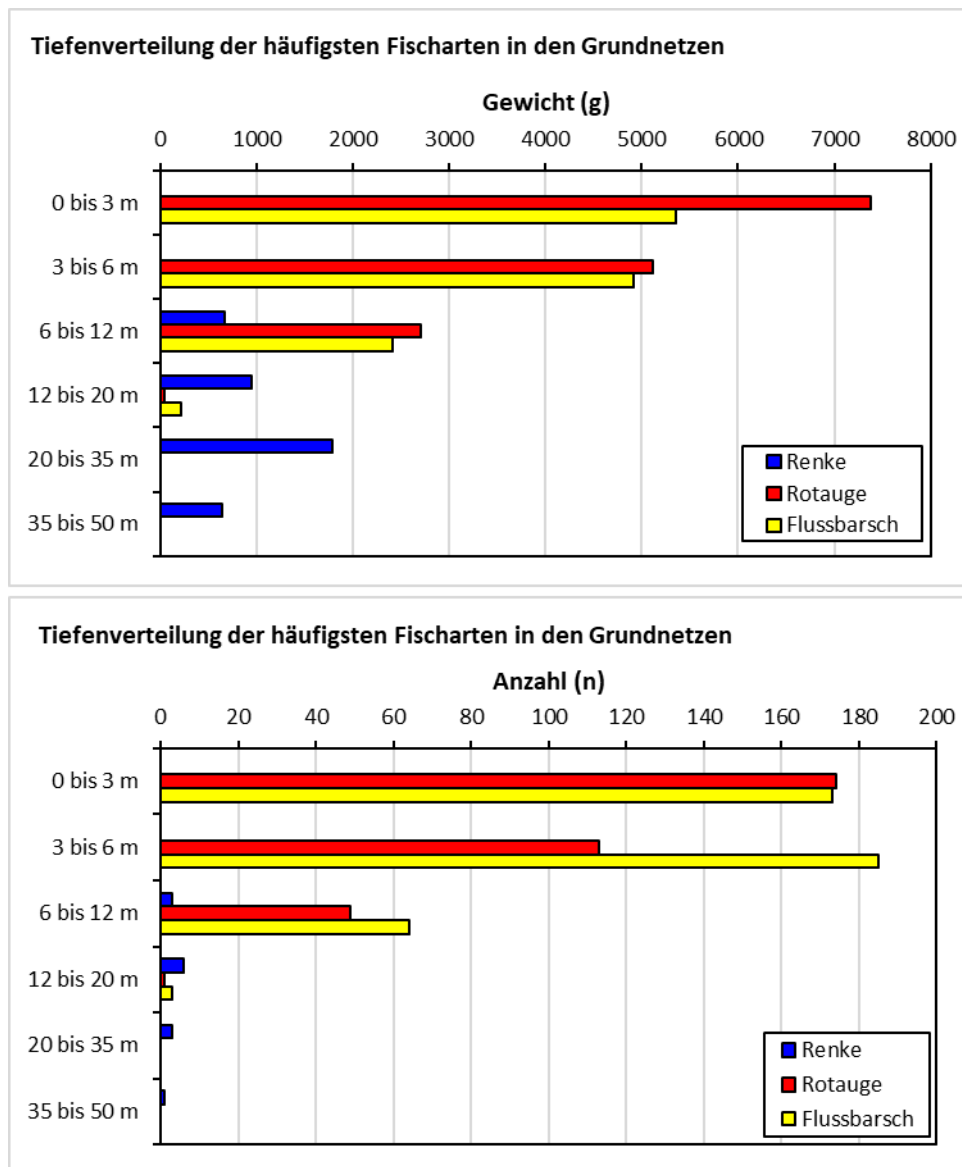


ABBILDUNG 80: TIEFENVERTEILUNG DER HÄUFIGSTEN FISCHARTEN (GEWICHT UND ANZAHL) IN DEN GRUNDNETZEN.

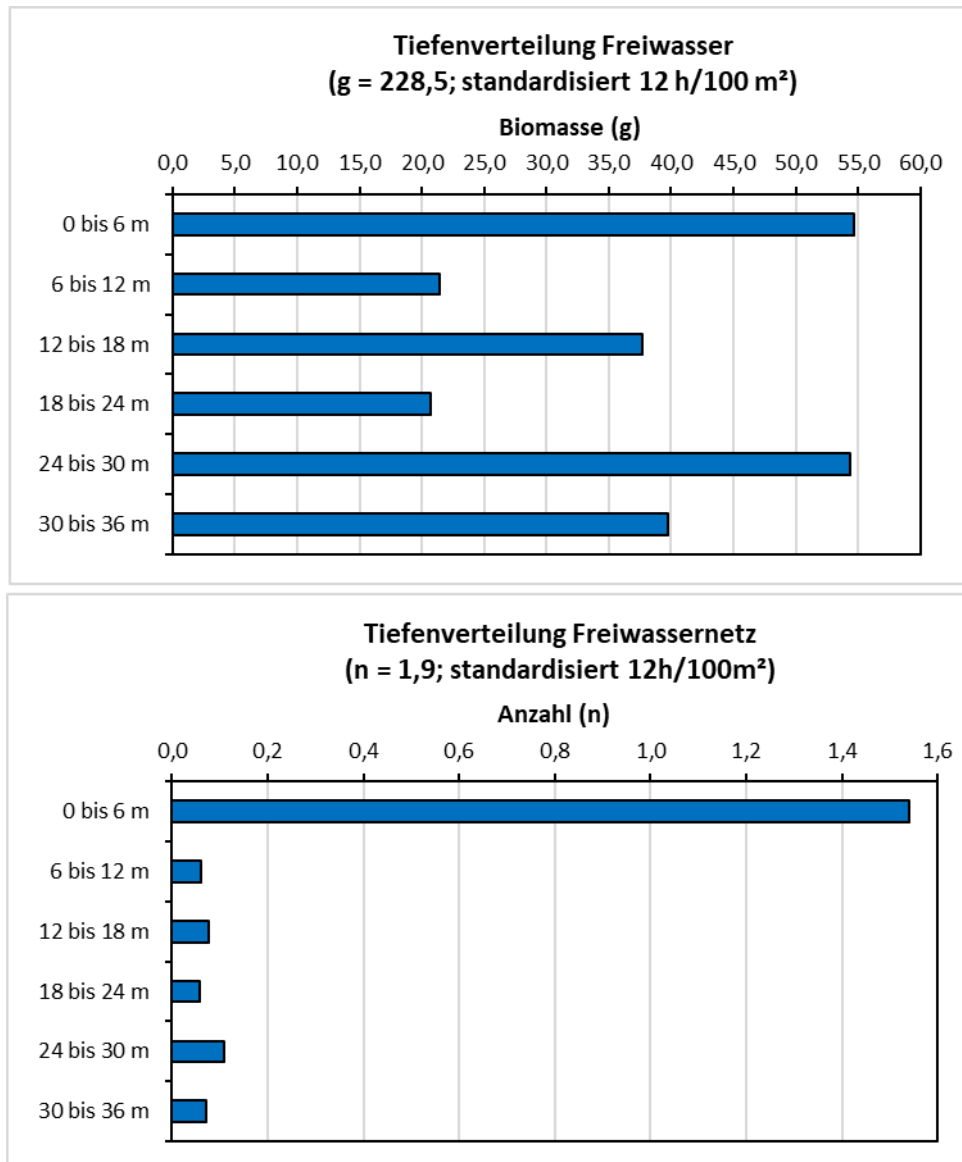


ABBILDUNG 81: TIEFENVERTEILUNG VON BIOMASSE UND ABUNDANZ IN DEN FREIWASSERNETZEN.

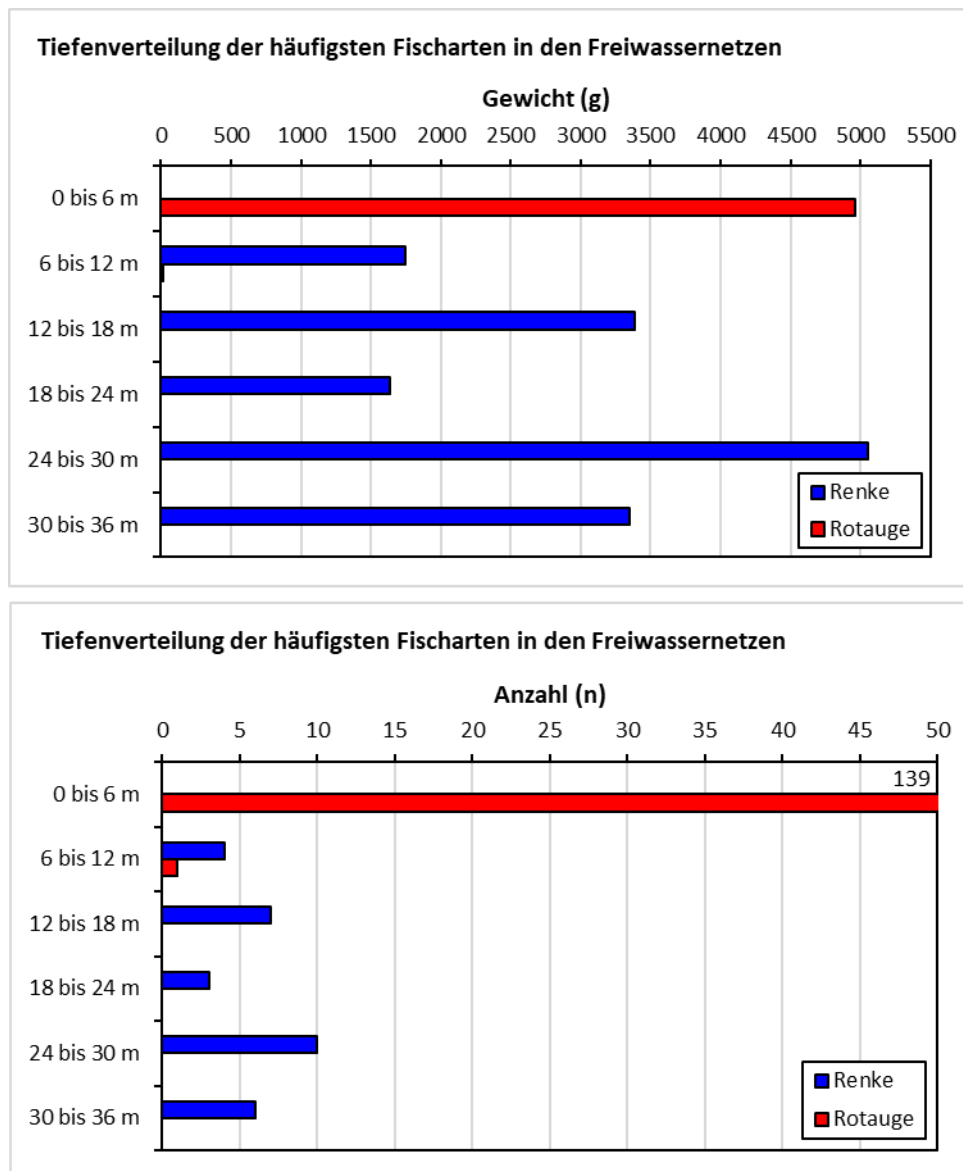


ABBILDUNG 82: TIEFENVERTEILUNG DER HÄUFIGSTEN FISCHARTEN (GEWICHT UND ANZAHL) IN DEN FREIWASSERNETZEN.

Längenfrequenz

Die Darstellung der Längenfrequenz liefert einen aussagekräftigen Parameter für die Beschreibung eines Fischbestandes und somit auch ein anschauliches Bild über die Längenklassen der bei der Befischung gefangenen Fischarten. Werden Individuen beginnend bei geringer, durchgehend bis hin zu großer Größe detektiert kann man, sofern kein Besatz erfolgte, auf eine gut funktionierende natürliche Reproduktion der jeweiligen Fischart schließen. In den Abbildung 84 und Abbildung 85 sind die Längenfrequenzen der häufigsten Fischarten im Erlaufsee grafisch dargestellt.

Die Renke und der Seesaibling, als bedeutende wirtschaftlich genutzte Fischarten, werden in eigenen Abschnitten „**Populationsbiologische Parameter: Renke**“ (Seite 124) bzw. „**Populationsbiologische Parameter: Seesaibling**“ (Seite 130) behandelt.

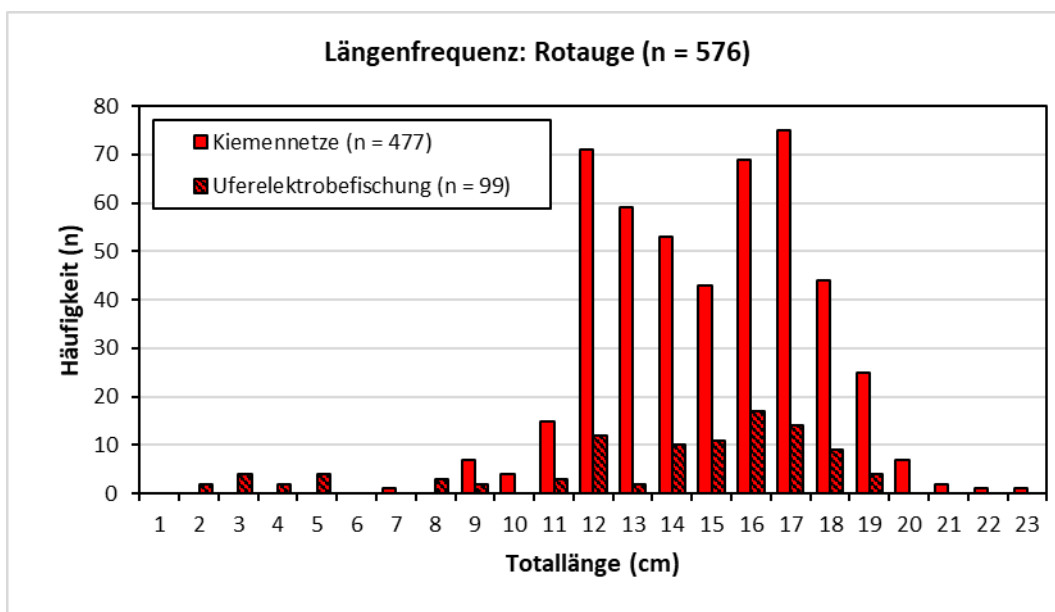


ABBILDUNG 83: LÄNGENFREQUENZ ROTAUGE.

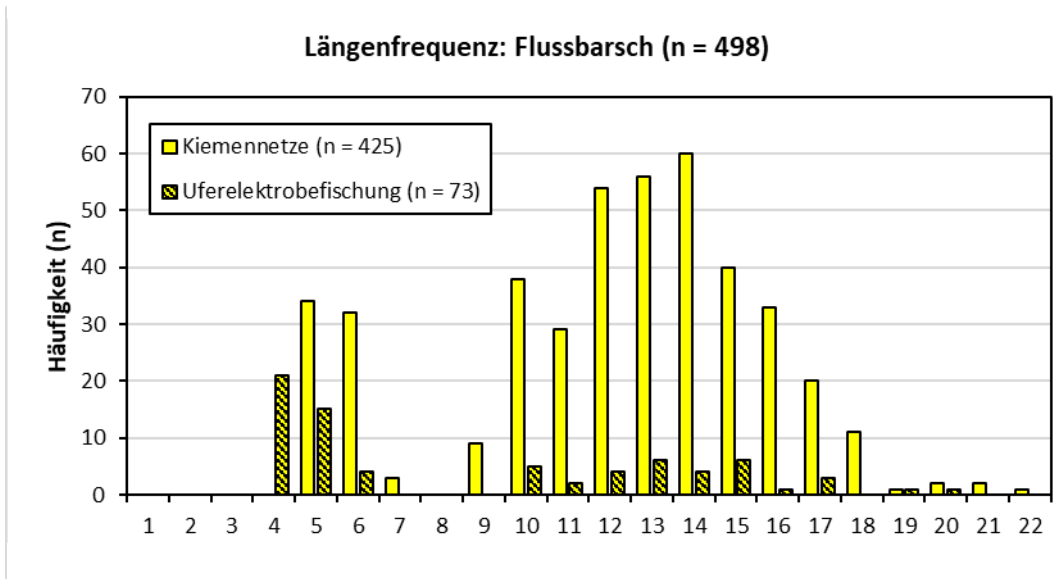


ABBILDUNG 84: LÄNGENFREQUENZ FLUSSBARSCH.

Längen und Gewichte

Für Rotaugen und Flussbarsch wurde der Zusammenhang zwischen der Gesamtlänge und dem Totalgewicht hergestellt (Renke siehe im eigenen Abschnitt). Aus den Abbildung 86 und Abbildung 87 kann für jedes Individuum die Totallänge mit dem zugehörigen Gesamtgewicht abgelesen werden.

Aus der Beziehung zwischen Gesamtgewicht und Totallänge lässt sich der sogenannte Konditionsfaktor nach Fulton (Korpulenzfaktor) ermitteln (Tabelle 34). Basierend auf diesem Faktor kann man auf den Ernährungszustand der Fische schließen. Für den Flussbarsch wurde mit einem Konditionsfaktor von 1,2 ($\pm 0,17$ Stabw.) ein sehr guter Ernährungszustand attestiert, ebenso für das Rotaugen (KF 1,1; $\pm 0,1$ Stabw.). Die Kondition der Renke im Erlaufsee schwankte zwischen 0,63 und 0,86, daraus ergab sich ein mittlerer Faktor von 0,8 ($\pm 0,1$ Stabw.). Dieser Wert ist im österreichischen Seenvergleich im mittleren Bereich einzuordnen (mittlere Konditionen bisheriger Befischungen des BAW-IGF: min: 0,65; max: 0,92). Der mittlere Konditionsfaktor des Seesaiblings von 0,8 ($\pm 0,4$ Stabw.) lag im Vergleich mit bisher untersuchten österreichischen Seen ebenfalls im mittleren Bereich.

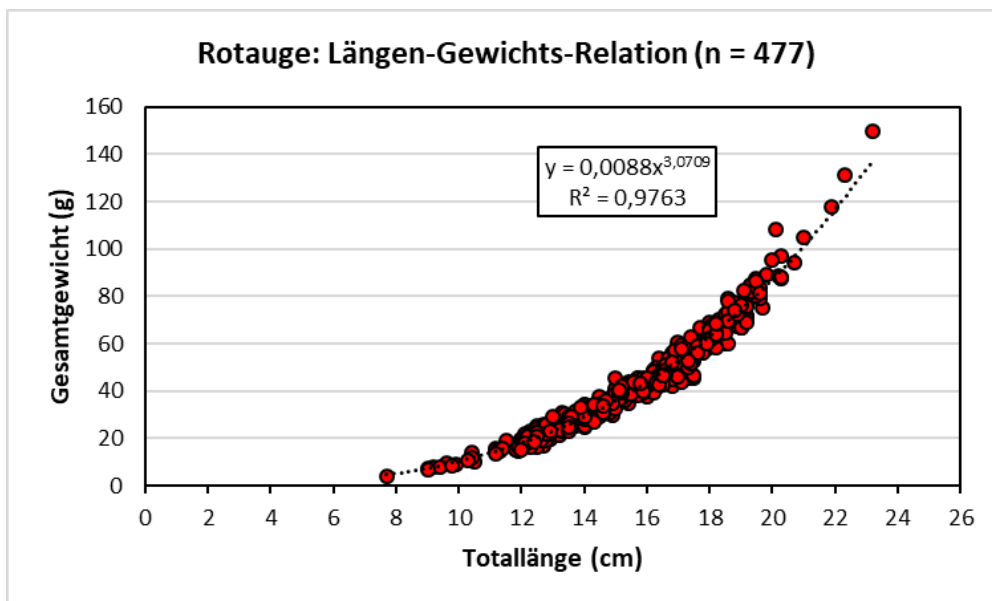


ABBILDUNG 85: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE UND GESAMTGEWICHT ROTAUGE.

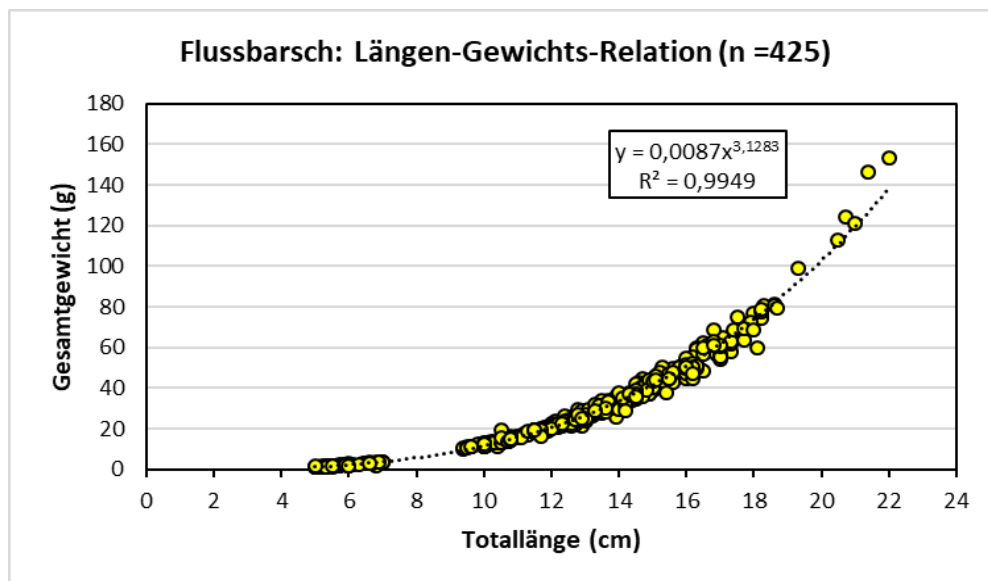


ABBILDUNG 86: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE UND GESAMTGEWICHT FLUSSBARSCH.

TABELLE 34: DURCHSCHNITTLICHER KONDITIONSFAKTOR (KF) NACH FULTON UND MINIMALE UND MAXIMALE TOTALLÄNGEN AUSGEWÄHLTER FISCHARTEN IM ERLAUFSE.

Fischart	Min. Länge	Max. Länge	Mittl. KF	Stabw.	(n)
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	5,0	22,0	1,2	±0,1	426
Renke (<i>Coregonus sp.</i>)	15,5	46,2	0,8	±0,1	43
Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)	7,7	23,2	1,1	±0,1	478
Seesaibling (<i>Salvelinus umbla</i>)	13,3	31,6	0,8	±0,4	7

Alter und Wachstum

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse der Altersbestimmung für Rotaugen (n = 31) und Flussbarsch (n = 103) behandelt, Renke und Seesaibling nachfolgend in den jeweiligen Abschnitten.

Die Auswertung der Schuppenanalyse ergab für das Rotaugen Altersklassen (AK) von 1+ bis 7+ Jahre. Am häufigsten waren die beiden Altersklassen 3+ und 4+ mit jeweils 7 Individuen vertreten (Abbildung 88). Die mittlere Totallänge der 3+ Individuen lag bei 13,3 cm, jene der Altersklasse 4+ bei 14,1 cm (Abbildung 89).

Zur Altersbestimmung des Flussbarsches wurden Kiemendeckel herangezogen. Altersklassen von 0+ bis 7+ Jahren konnten ermittelt werden (Abbildung 90). Als häufigste Altersklassen wurden 1+ (n = 20) und 0+ (n = 19) ermittelt. Die mittleren Totallängen betrugen 6,1 cm (0+) und 10,1 cm (1+), siehe graphische Darstellung in Abbildung 91.

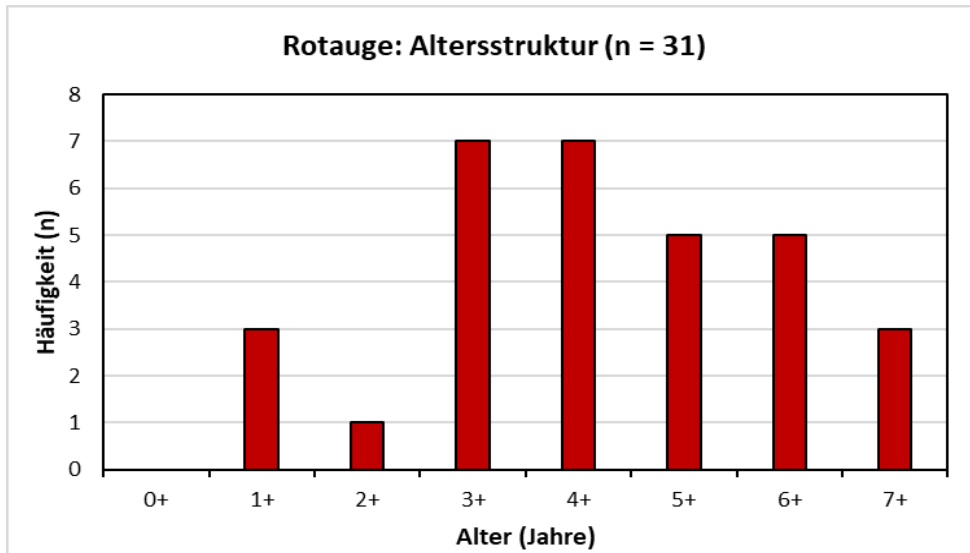


ABBILDUNG 87: ALTERSSTRUKTUR ROTAUGE.

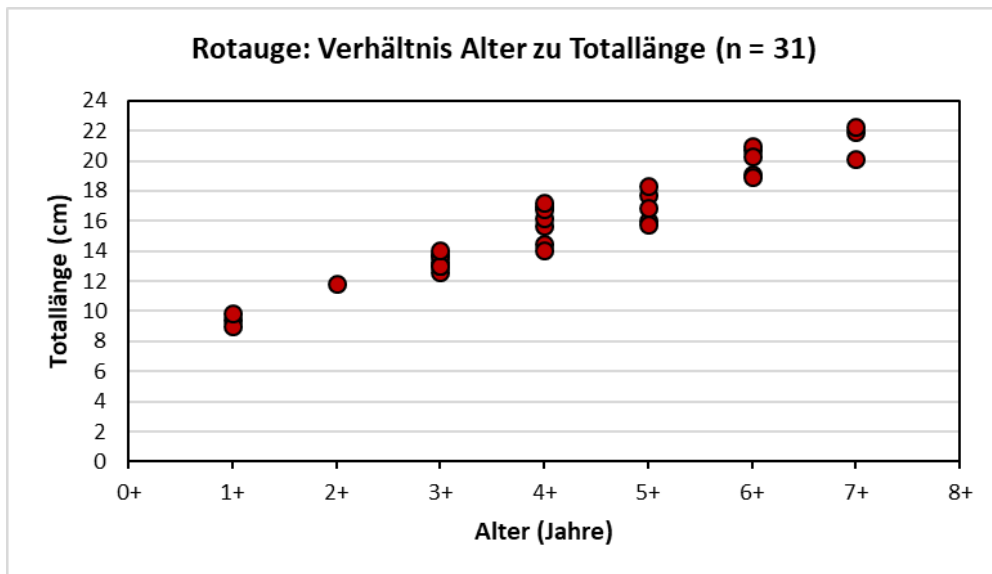


ABBILDUNG 88: VERHÄLTNIS VON ALTER ZU TOTALLÄNGE ROTAUGE.

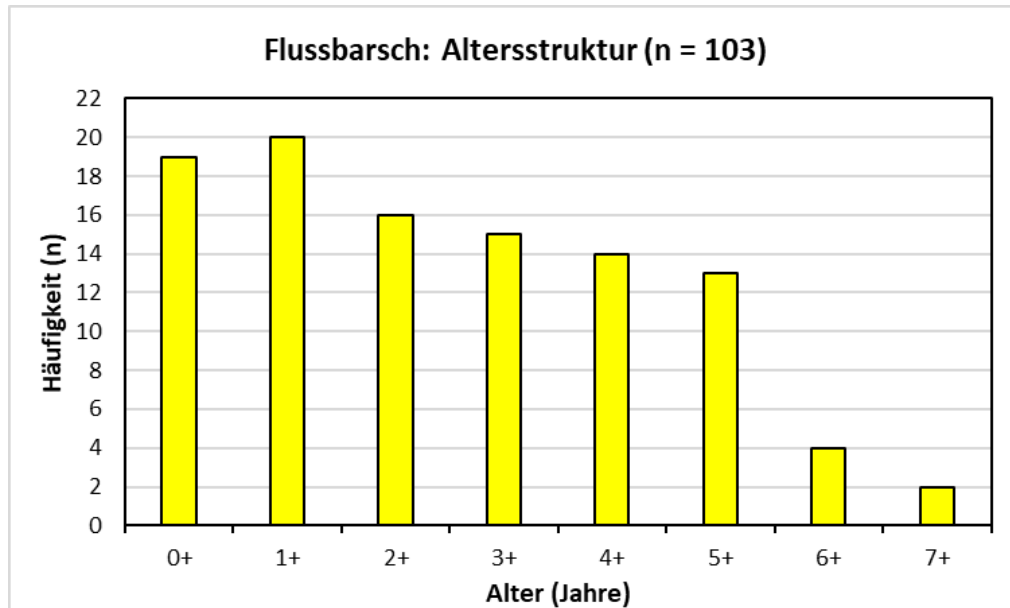


ABBILDUNG 89: ALTERSSTRUKTUR FLUSSBARSCH.

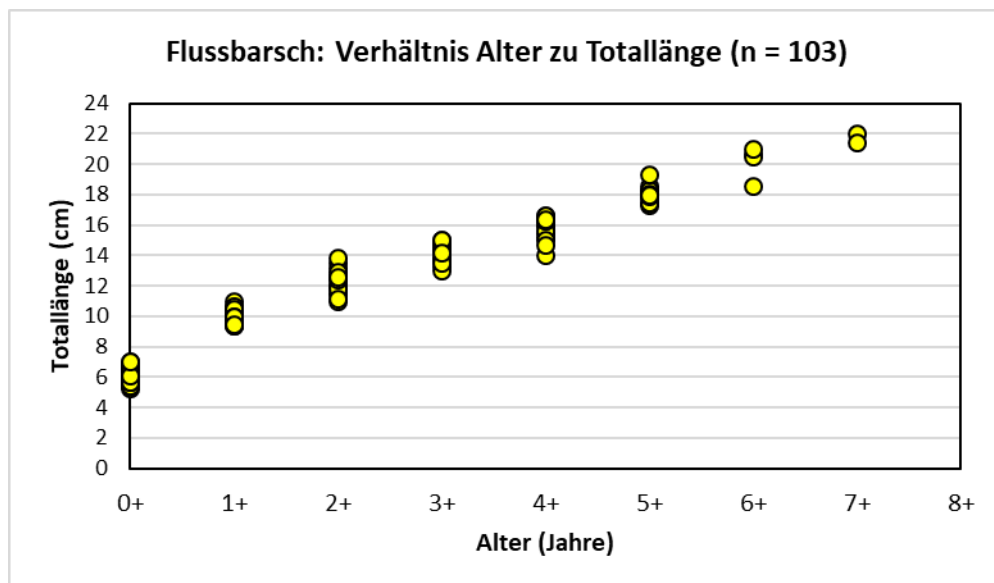


ABBILDUNG 90: VERHÄLTNIS VON ALTER ZU TOTALLÄNGE FLUSSBARSCH.

Populationsbiologische Parameter: Renke

Über den Zusammenhang von Länge und Gewicht der Renke lässt sich zur Totallänge das zugehörige Gesamtgewicht ablesen (Abbildung 92). Im Fang waren acht juvenile Renken vertreten, im mittleren Längenbereich von 20 bis 38 cm fehlten nahezu alle Längenklassen (Abbildung 93). Aus diesem Grund wurde das mittlere Gewicht der Renke von 475,9 g ($\pm 48,8$ Stabw.) aus den Totallängen von 38 cm bis 40 cm berechnet und nicht, wie üblich von der Längenklasse die das Schon-/Brittelmaß (35 cm) ausmacht.

Von allen Renken ($n = 43$) konnte das Alter (± 1 Jahr) durch Ablesen der Zuwachsringe an den Schuppen einwandfrei ermittelt werden. So ergaben sich Altersklassen von einsömmrig (0+) bis 9+ Jahre (Abbildung 94). Die Altersstruktur spiegelte das Bild der Längenklassen wider, denn Individuen der Altersklassen 3+ und 4+ fehlten. Am stärksten waren die Altersklassen 6+ ($n = 14$) und 7+ ($n = 13$) vertreten. Das Verhältnis von Alter zu Totallänge ist in Abbildung 97 grafisch dargestellt. Die mittlere Totallänge der Altersklasse 6+ betrug 40,6 cm und für die 7+ Jahre alten Individuen 42,5 cm (Abbildung 95).

Das mittlere Gesamtgewicht bzw. die mittlere Totallänge der einzelnen Altersklassen der untersuchten Renken sind in den Tabelle 35 und Tabelle 36 angeführt.

Bei der Bewirtschaftung von Seen ist grundsätzlich zu beachten, dass die Entnahme der Fische derart geregelt ist, dass das entnommene Individuum seine Geschlechtsreife bereits erreicht und einmal abgelaicht hat. Der Zusammenhang von Totallänge, Alter und Geschlechtsreife der Fische ist daher sowohl aus populationsökologischer, als auch aus angelfischereiwirtschaftlicher Sicht von großer Bedeutung. Darüber hinaus liefert er ein aussagekräftiges Bild über die „Laicherpopulation“ in einem See. Im Erlaufsee konnten ab einer Totallänge von 38,7 cm laichreife Renken detektiert werden (Abbildung 96). Die weißen Kreise stellen die unreifen Fische dar, die schwarzen Punkte die laichreifen. Die rote Linie markiert das Brittelmaß (Schonmaß) bei 35 cm. Auffallend war der hohe Prozentsatz (60%) an unreifen Individuen >35 cm. Die größte gefangene Renke maß 46,2 cm, wog 736,7 g und war ein laichreifer Rogner.

Der Eintritt in die Laichreife erfolgte ab einem Alter von 5+ Jahren (5,6%), es handelte sich dabei um ein Individuum. Ab dem Alter von 6+ Jahren konnten 9 Individuen (90%) als laichreif diagnostiziert werden. Das größte unreife Individuum war ebenfalls ein Rogner (44,9 cm; 603,9 g).

Wie bereits oben angeführt wurde aus der Beziehung zwischen Gesamtgewicht und Totallänge der sogenannte Konditionsfaktor (Korpulenzfaktor) ermittelt. Für die Renke im Erlaufsee wurde in Tabelle 37 für jede Altersklasse der mittlere Konditionsfaktor angegeben. Zwischen den Altersklassen variierten die Werte unwesentlich.

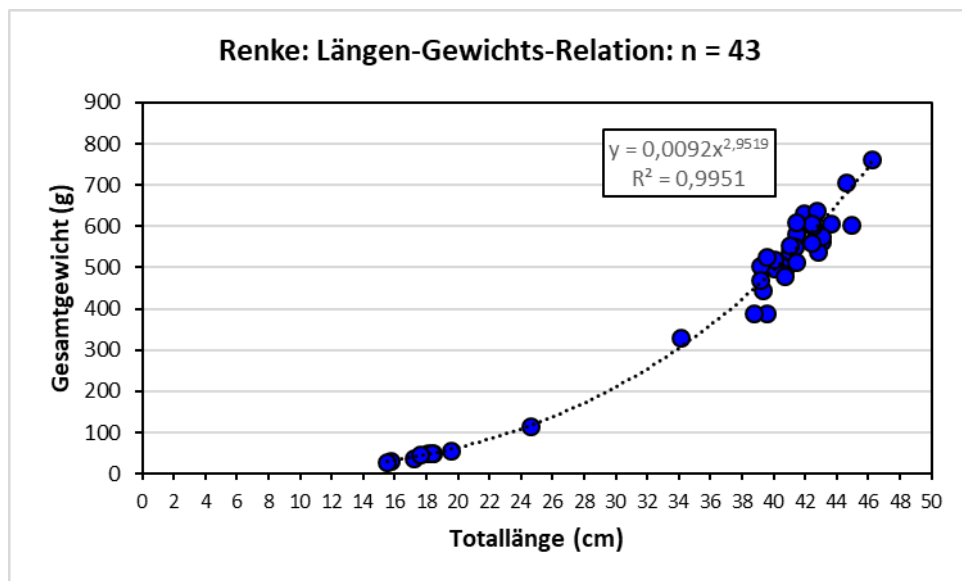


ABBILDUNG 91: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE UND GESAMTGEWICHT RENKE.

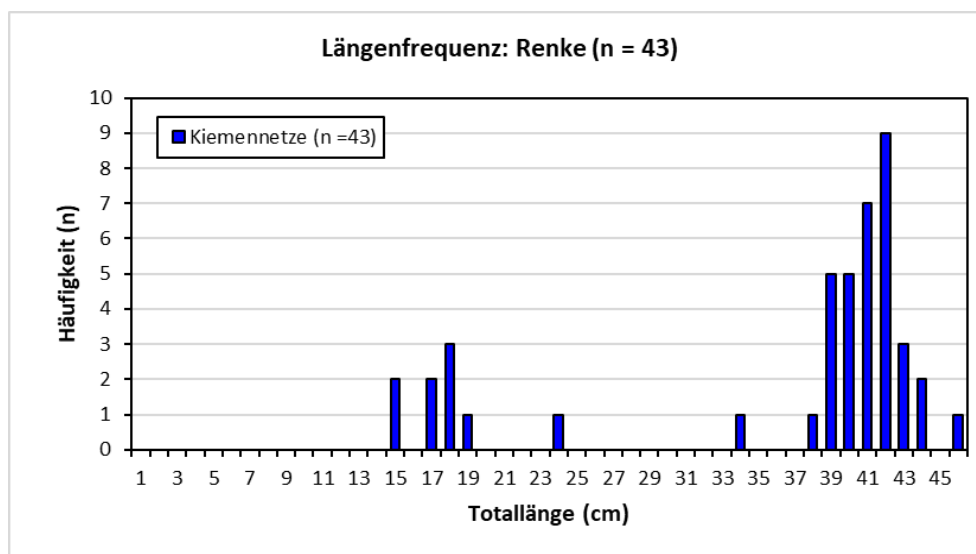


ABBILDUNG 92: LÄNGENFREQUENZ RENKE.

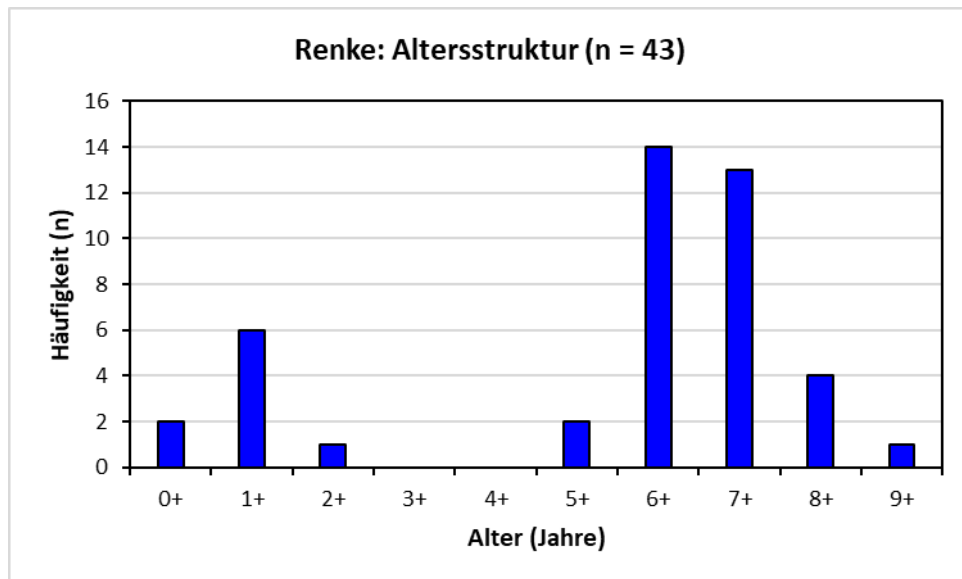


ABBILDUNG 93: ALTERSVERTEILUNG DER RENKE.

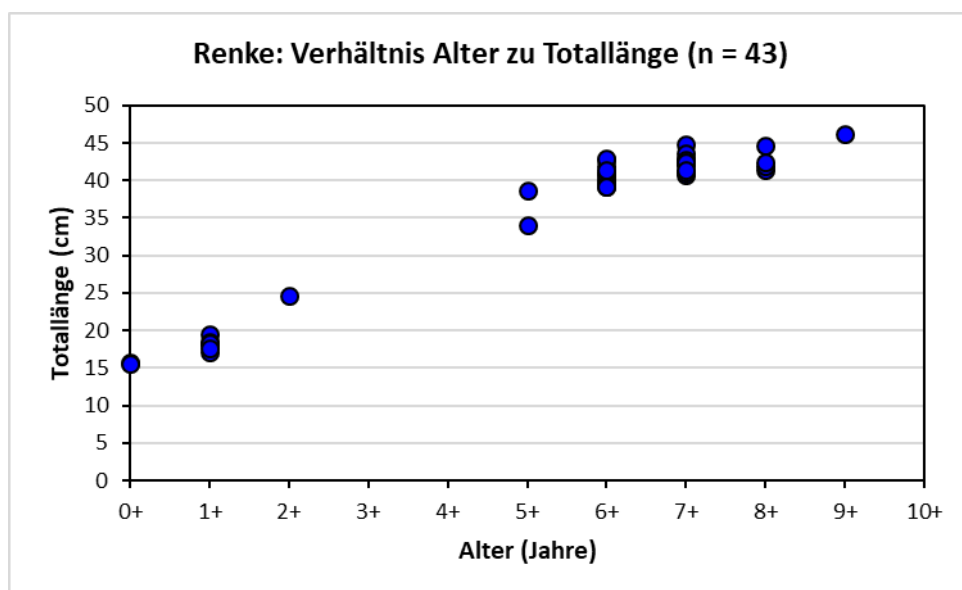


ABBILDUNG 94: VERHÄLTNIS VON ALTER ZU TOTALLÄNGE RENKE.

TABELLE 35: MITTLERES GESAMT-, MINIMAL- UND MAXIMALGEWICHT ALLER ALTERSKLASSEN DER RENKEN MIT STANDARDABWEICHUNG (STABW.) UND ANZAHL DER FISCHE (N).

Alter	Mittl. Gewicht (g)	Min Gewicht (g)	Max Gewicht (g)	Stabw. (±)	(n)
0+	30,3	29,0	31,6	1,8	2
1+	48,6	37,0	57,5	6,9	6
2+	114,5	---	---	---	1
3+	---	---	---	---	---
4+	---	---	---	---	---
5+	360,1	329,5	390,6	43,2	2
6+	509,6	388,4	615,3	54,8	14
7+	584,7	490,5	638,0	38,9	13
8+	632,0	582,7	707,8	54,4	4
9+	763,7	---	---	---	1

TABELLE 36: MITTLERE GESAMT-, MINIMAL- UND MAXIMALLÄNGEN ALLER ALTERSKLASSEN DER RENKEN MIT STANDARDABWEICHUNG (STABW.) UND ANZAHL DER FISCHE (N).

Alter	Mittl. Läng (cm)	Min. Länge (cm)	max Länge (g)	Stabw. (±)	(n)
0+	15,6	15,5	15,7	0,1	2
1+	18,2	17,2	19,5	0,8	6
2+	24,6	---	---	---	1
3+	---	---	---	---	---
4+	---	---	---	---	---
5+	36,4	34,1	38,7	3,3	2

6+	40,6	39,1	43,0	1,3	14
7+	42,3	40,7	44,9	1,1	13
8+	42,6	41,4	44,6	1,4	4
9+	46,2	---	---	---	1

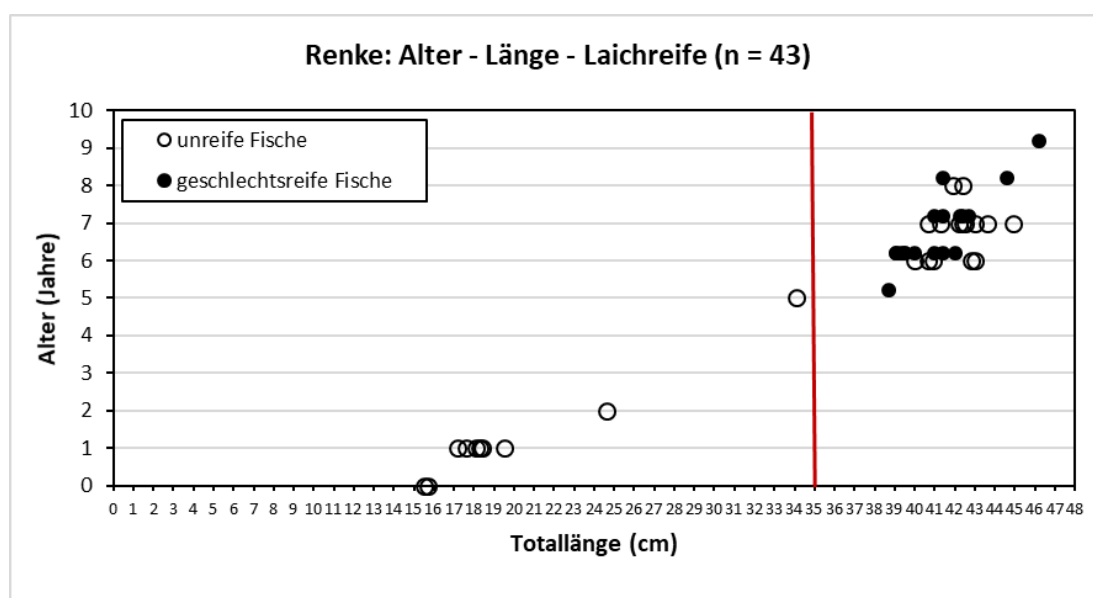


ABBILDUNG 95:ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE, ALTER UND LAICHREIFE. DIE ROTE LINIE MARKIERT DAS MINDESTMAß (35 CM) FÜR DIE ANGELFISCHEREI.

TABELLE 37: DURCHSCHNITTLICHER KONDITIONSFAKTOR FÜR DIE EINZELNEN ALTERSKLASSEN DER RENKEN.

Alter	Mittl. Konditionsfaktor	Stabw.	Anzahl (n)
0+	0,80	±0,3	2
1+	0,80	±0,05	6
2+	0,77	---	1
3+	---	---	---
4+	---	---	---
5+	0,75	±0,11	2
6+	0,76	±0,06	14

7+	0,77	$\pm 0,05$	13
8+	0,82	$\pm 0,03$	4
9+	0,77	---	---

Populationsbiologische Parameter: Seesaibling

Von der Leitfischchart Seesaibling konnten lediglich sieben Exemplare angelandet werden. Die geringe Fangzahl ließ keine populationsdynamischen Berechnungen zu, einige relevante Aussagen konnten dennoch getroffen werden.

Es fanden sich Individuen ab der Größenklasse 13 cm in den Netzen. Zum Fehlen der kleinen Jungfische des Seesaiblings (<10 cm) ist generell zu sagen, dass sie auf die Habitatpräferenz juveniler Seesaiblinge zurückzuführen sein könnte. Jungfische des Seesaiblings halten sich im ersten Lebensjahr vorwiegend bodenbezogen auf und sind mit den Kiemennetzen schwer zu fangen. Der größte gefangene Seesaibling maß eine Totallänge von 31,6 cm (Abbildung 97).

Bei vorliegender Untersuchung wurde für alle sieben Seesaiblinge eine Altersbestimmung durchgeführt. Durch das Ablesen der Zuwachsringe der Otolithen konnte das Alter (± 1 Jahr) einwandfrei ermittelt werden. Die Auswertung ergab Altersklassen ab 2+ (3 sömrig) bis 8+ (9 sömrig) Jahren (Abbildung 98). Die Altersklassen 2+ und 8+ war mit jeweils zwei Individuen im Fang vertreten. Je ein Individuum wurde für die Altersklassen 3+, 5+ und 6+ bestimmt.

Abbildung 99 zeigt die Relation zwischen Alter und Totallänge der Seesaiblinge. Lediglich ein Seesaibling mit dem Alter von 8+ Jahren lag mit einer Totallänge von 31,6 cm über dem Mittelmaß von 28 cm.

Von den sieben Seesaiblingen wurden drei Individuen als juvenil klassifiziert, ein Rogner war nicht laichreif. Die Laichreife wurde bei drei Individuen (zwei Rogner, ein Milchner) festgestellt. Die geringste Totallänge (23,5 cm) wies in diesem Zusammenhang der Milchner mit einem Alter von 5+ Jahren auf. Das mittlere Gewicht der laichreifen Individuen betrug 173,2 g ($\pm 64,3$ Stabw.).

Für die sieben Seesaiblinge wurde ein mittlerer Konditionsfaktor (nach Fulton) von 0,8 ($\pm 0,07$ Stabw.) berechnet. Dieser Wert lag im österreichischen Seenvergleich im mittleren Bereich (bisherige Befischungen: min KF 0,71; max KF 1,0)

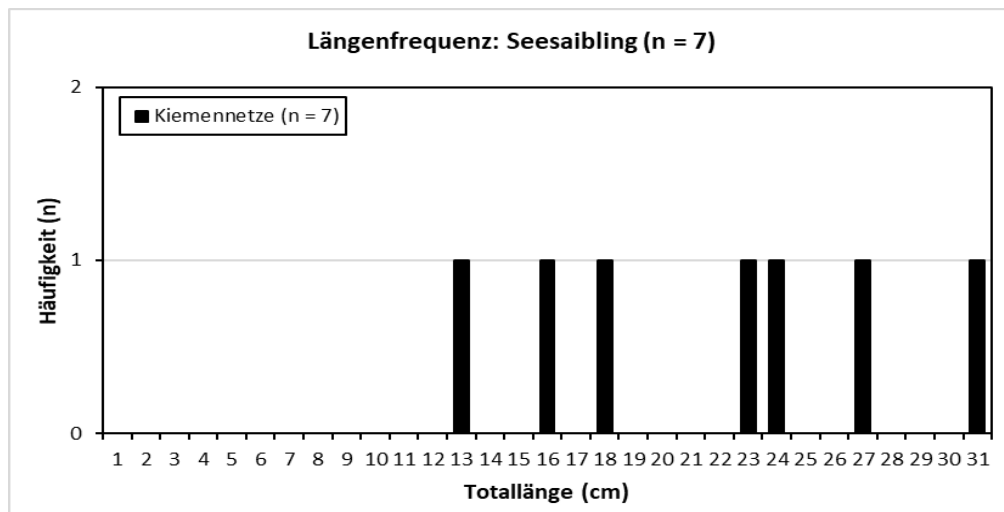


ABBILDUNG 96: LÄNGENFREQUENZ SEESAIBLING.

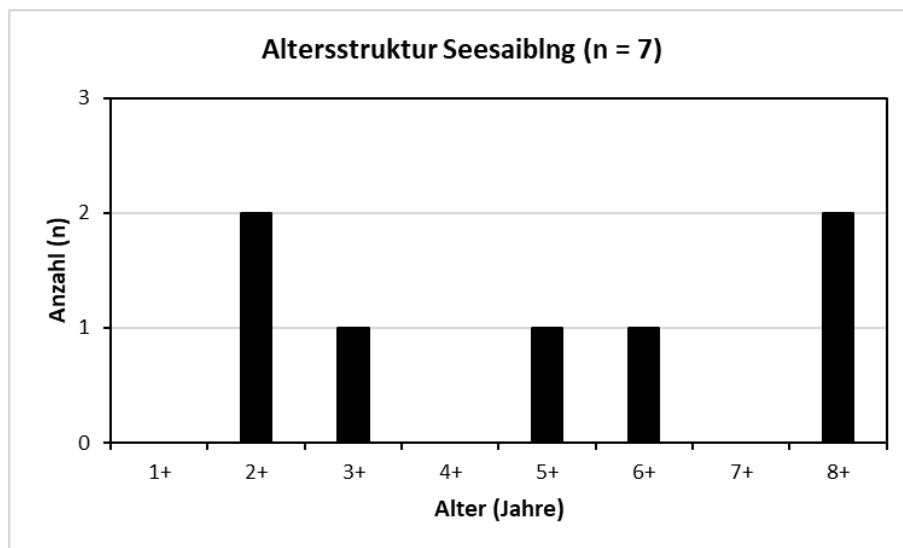


ABBILDUNG 97:ALTERSSTRUKTUR DES SEESAIBLINGS IM ERLAUFSEE.

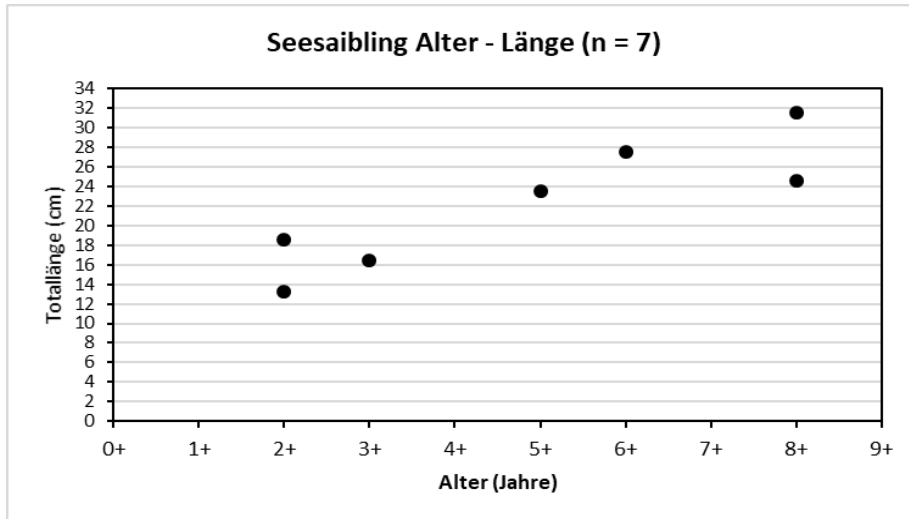


ABBILDUNG 98: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN ALTER UND TOTALLÄNGE DES SEESAIBLINGS.

Elektrobleifischung

Im Zuge der Uferblektrobleifischung konnten im Erlaufsee 200 Individuen auf Artniveau bestimmt und die Totallänge gemessen werden. Es wurden sechs Fischarten ermittelt, wobei Koppe und Rotfeder zusätzlich zu den Arten aus den Kiemennetzfängen nachgewiesen wurden.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die Uferblektrobleifischung eines Sees keine absolut quantitative Methode darstellt, sie ermöglicht jedoch einen Blick auf die Fischarten und deren relative Häufigkeiten.

Den Hauptanteil der Fischartengemeinschaft im Uferbereich bildete das Rotaugen (n = 99; 50%). Flussbarsch (n = 73; 37%) und Aitel (n = 22; 11%) konnten in nennenswerter Anzahl beprobt werden. Darüber hinaus wurden Hecht (n = 4; 2%) und je ein Exemplar von Koppe und Rotfeder nachgewiesen (Abbildung 100). In Tabelle 38 sind die Anzahl, die minimalen und die maximalen Fanglängen der untersuchten Fischarten zusammengestellt.

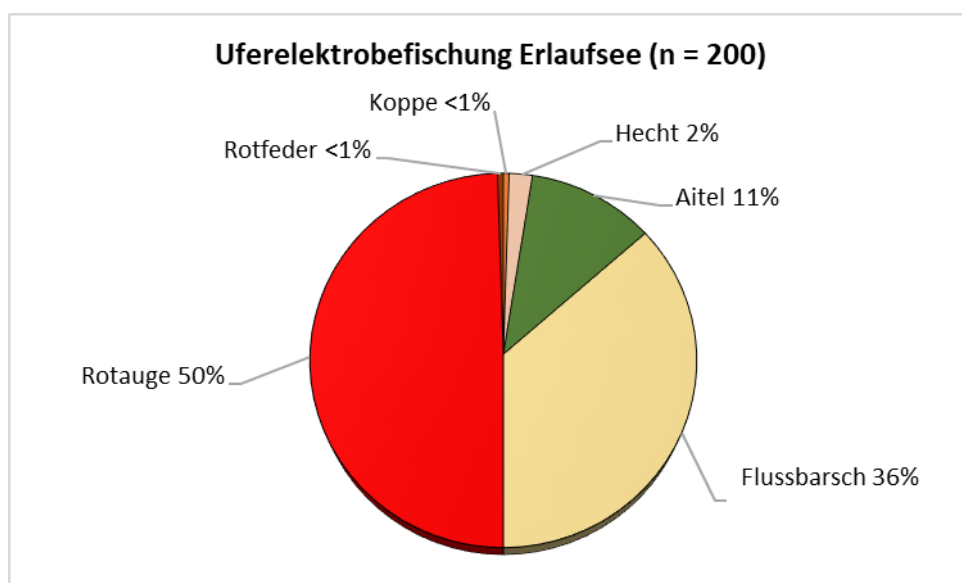


ABBILDUNG 99: UFERELEKTROBEFISCHUNG - ARTENZUSAMMENSETZUNG.

TABELLE 38: ELEKTROBEFISCHUNG IM ERLAUFSEE AM 26.08.2024. ZUSAMMENSTELLUNG DER ANZAHL BZW. MINIMALEN UND MAXIMALEN FANGLÄNGE DER FISCHE.

Fischart	Anzahl (n)	Totallänge (min)	Totallänge (max)
Aitel	22	10,0 cm	39,4 cm
Flussbarsch	73	4 cm	20,1 cm
Hecht	4	22,7 cm	53,5 cm
Koppe	1	8,4 cm	---
Rotaugen	99	2,5 cm	19,5 cm
Rotfeder	1	13,0 cm	---
Summe	200		

Gesamtfang Kiemennetzbefischung und Uferelektrobefischung

Im Rahmen der standardisierten Fischbestandserhebung wurden im Erlaufsee mit den Kiemennetzen und der Uferelektrobefischung in Summe 1.163 Individuen gefangen. In Abbildung 101 werden die Fangerfolge verglichen. Mit beiden Befischungsmethoden konnten Aitel, Flussbarsch, Hecht, Rotaugen und Rotfeder nachgewiesen werden. In den Kiemennetzen fanden sich darüber hinaus Renke, Schleie und Seesaibling. Bei der Uferelektrobefischung wurde zusätzlich eine Koppe nachgewiesen. Vorherrschende Art war sowohl in den Kiemennetzen als auch im Uferbereich das Rotaugen (Abbildung 101).

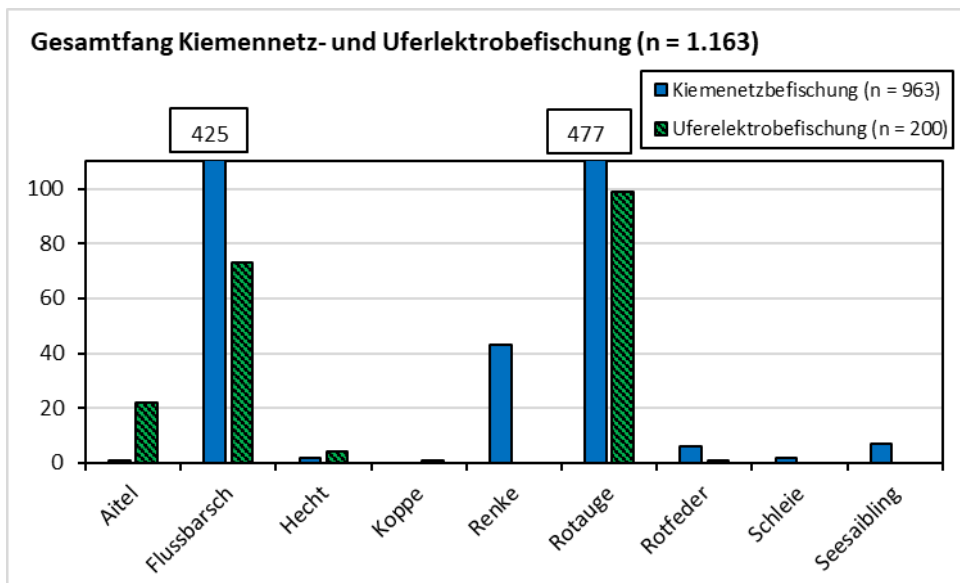


ABBILDUNG 100: GEGENÜBERSTELLUNG DER FÄNGE DER BEIDEN BEFISCHUNGSMETHODEN.

Hydroakustik

Die Auswertungen der drei hydroakustischen Aufnahmen (30.10.2024, 28.11.2024 und 19.03.2025) ergaben eine mittlere Fischbiomasse von 126 kg/ha (± 40 kg/ha Standardabweichung; $n = 3$). Die Werte der einzelnen Aufnahmen betrugen 135 kg/ha im Oktober, 83 kg/ha im November und 160 kg/ha im März 2025. Die Schwankungsbreite zwischen allen drei Terminen betrug 77 kg/ha, wobei sich vor allem die Novemberaufnahme von den anderen beiden unterschied. Eine mögliche Erklärung könnte darin liegen, dass in der Regel Ende November die Laichzeit der Renken einsetzt und sich daher schon ein Teil der Population in Ufernähe aufhielt, wo sie mit dem Echolot schlechter erfasst wurden. Zwischen Oktober und März lag die Schwankungsbreite lediglich bei 25 kg/ha und somit im Rahmen vergleichbarer Untersuchungen. Zwischen den einzelnen Transekten zeigte sich wie gewohnt eine hohe Variabilität in der Fischbiomasse einzelner Abschnitte (Abbildung 102). Das Minimum der erhobenen Fischbiomasse lag bei 29 kg/ha am Transekt 8 im März und das Maximum bei 275 kg/ha am Transekt 6 ebenfalls im März. Die Schwankungsbreite zwischen den Transekten an den einzelnen Terminen lag im Oktober bei 223 kg/ha, im November bei 73 kg/ha und im März bei 245 kg/ha. Dies ist vergleichbar zu anderen Seen und verdeutlicht, wie sehr die Verteilung der Fische zu unterschiedlichen Terminen im See variiert (Abbildung 102).

Die gesamte Fischbiomasse inkludierte Totallängen von 2 cm bis 118 cm. Den größten Beitrag zur Fischbiomasse lieferten Fische im Längenbereich von etwa 40 cm bis 70 cm (Abbildung 103). Diese Fischgrößen haben ein nennenswertes Stückgewicht und verhältnismäßig hohe Abundanzen, wodurch sich hohe Fischbiomassen ergeben. Bei den kleineren Fischen ist zwar meistens die Anzahl hoch, aber das Stückgewicht sehr gering und bei den sehr großen Fischen sind umgekehrt die Abundanzen gering, aber die Stückgewichte hoch. Der Vergleich der 3 Aufnahmen zeigte, dass sich die Zusammensetzung der Biomasseanteile zum Oktober- und Märztermin sehr ähnlich darstellte, jedoch Ende November die Anteile der Fischlängen von 30 cm bis 60 cm deutlich geringer waren. Dies unterstreicht die Vermutung, wonach ein Teil der laichbereiten Renken im November nicht im Echolot erfasst wurden. Über 60 cm Fischlänge zeigt sich meist eine größere Varianz, weil sehr viel von der Anzahl der detektierten großen Einzelindividuen abhängt.

Die mittlere Abundanz (Fische >2 cm Totallänge) lag für alle 3 Aufnahmen bei 130 Fische/ha (± 42 Standardabweichung). Die Schwankungsbreite der Abundanzen an den unterschiedlichen Transekten reichte von mindestens 56 Fische/ha bis höchstens 275 Fische/ha.

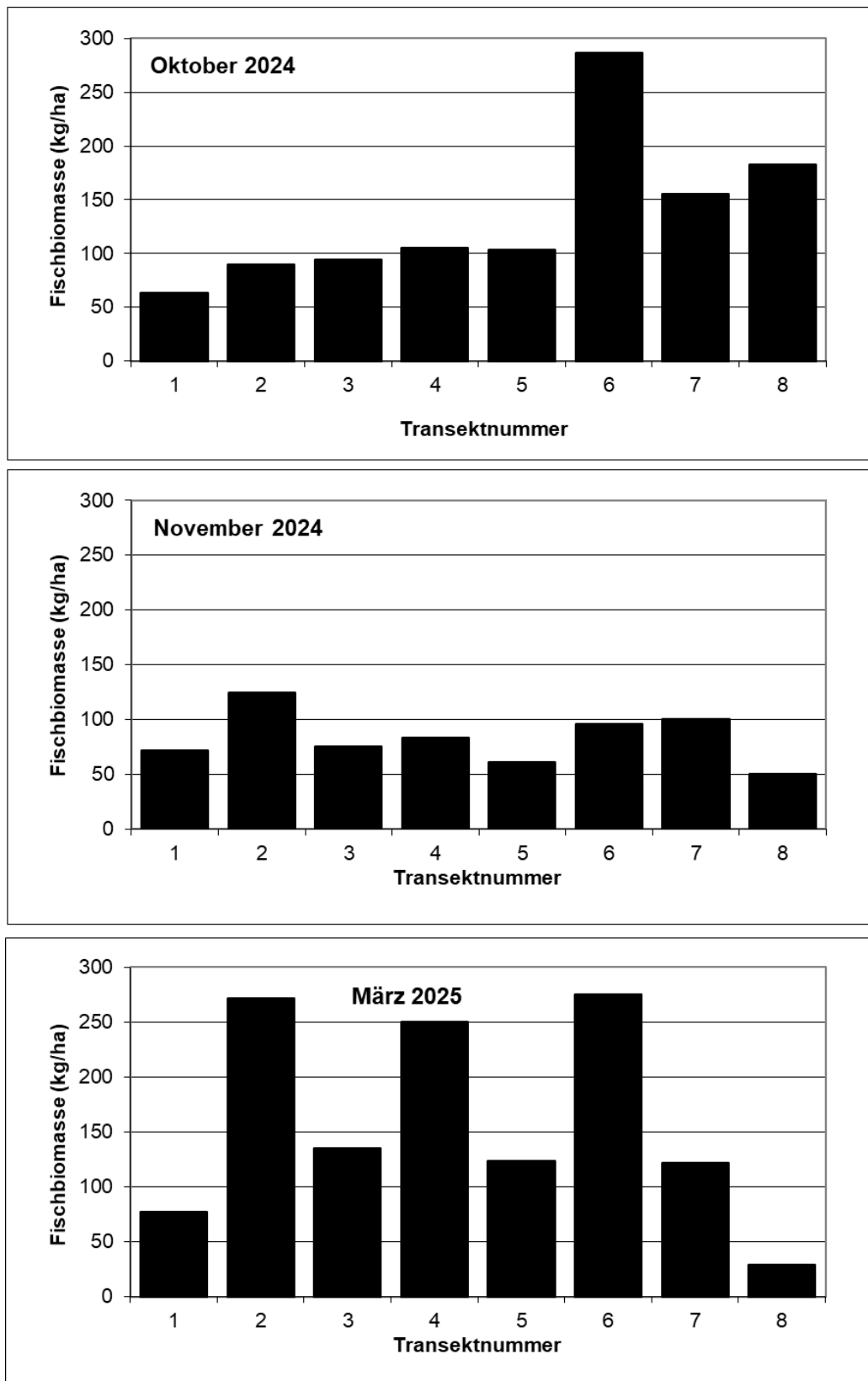


ABBILDUNG 101: BIOMASSEN AN DEN DREI TERMINEN AUF DEN VERSCHIEDENEN TRANSEKTEN.

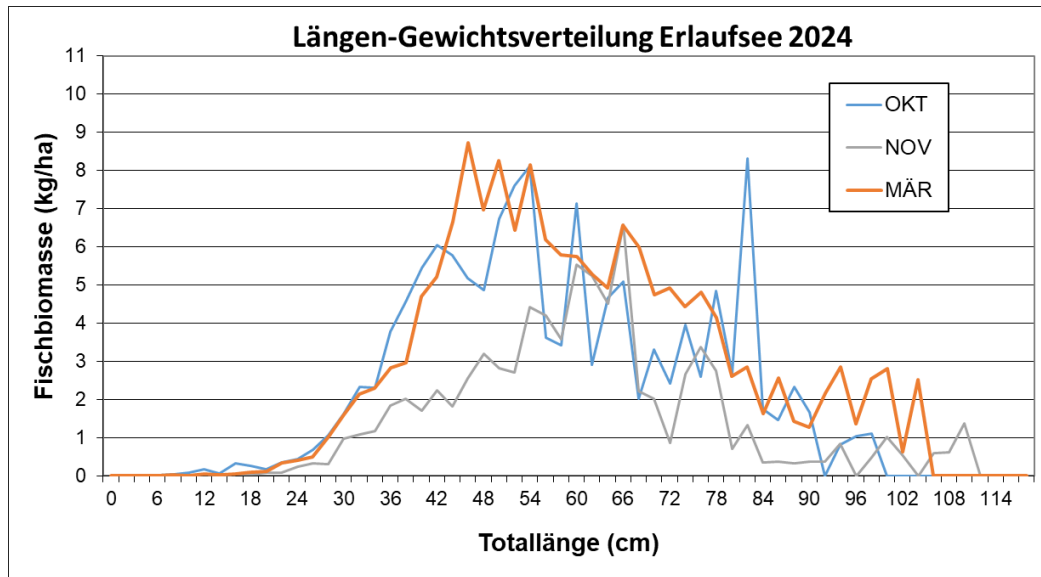


ABBILDUNG 102: LÄNGEN-GEWICHTSVERTEILUNG AN DEN TERMINEN.

Die Längen - Abundanzverteilung (Längenfrequenz) zeigte bis zu einer Länge von etwa 80 cm durchgehend Fische an (Abbildung 104). Einem natürlichen Gewässer entsprechend erreichten die höchsten Abundanzen die kleinen Fische (2 bis 10 cm). Typisch für einen See mit gutem Renkenbestand zeichneten sich ab Fischlängen von 20 cm neuerlich ansteigende Dichten ab. Über 40 cm Länge nahmen die Abundanzen kontinuierlich mit der Fischgröße ab und Fische >60 cm Totallänge wurden nur mehr vereinzelt pro Hektar detektiert. Wie bereits erwähnt, unterscheidet sich die Novemberaufnahme in den Dichten der mittleren Längen von den anderen.

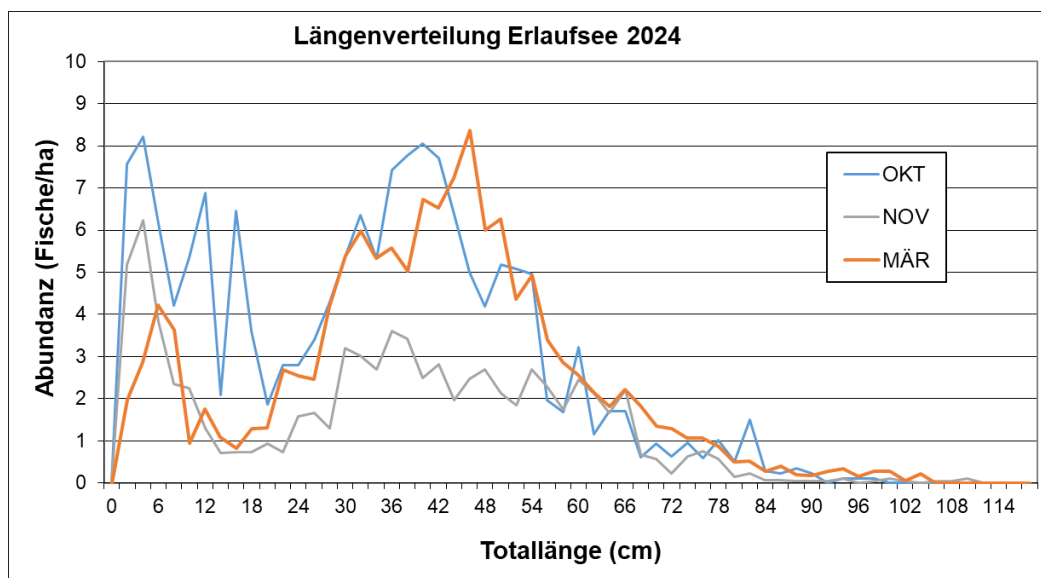


ABBILDUNG 103: LÄNGENFREQUENZVERTEILUNG AN DEN 3 TERMINEN.

4.3.1.3 Bewertung des fischökologischen Zustandes nach ALFI

In der Einteilung nach fischökologischen Seentypen ist der Erlaufsee ein **Seesaiblingsee** mit der Leitfischart Seesaibling. Die typspezifischen Fischarten dieses Seentyps sind Koppe, Elritze und Seeforelle. Im Erlaufsee sind die typspezifischen Arten außer Seeforelle historisch belegt. Gegenständlich kommen insgesamt 11 Arten im Erlaufsee vor, wobei zu den 5 ursprünglichen Arten (Seesaibling, Aitel, Elritze, Hecht, Koppe) 6 neue Spezies (Flussbarsch, Renken, Rotaue, Rotfeder, Schleie und Seeforelle) hinzugekommen sind. Im Unterschied zur vorangegangenen Fischbestandserhebung 2013 wurde aktuell die Elritze zwar wieder nicht per Fang, aber per eDNA nachgewiesen. Andererseits gab es aktuell keinen Nachweis mehr zum Zander. Die Leitfischart (Seesaibling) konnte im Unterschied zum früheren Befischungsprogramm aktuell nur mehr mit wenigen Exemplaren belegt werden (Abundanzindex, AI = 3). Insgesamt konnten nur 6 von 18 geforderten Längensklassen nachgewiesen werden und so wurde im Metrik „Längenfrequenz Leitfischart“ (Wert=0,33) eine maßgebliche Abweichung vom Referenzzustand abgebildet. Von den typspezifischen Arten wurde die Koppe „selten“ (AI = 2), und die Elritze nur indirekt nachgewiesen. Die Defizite bei diesen Arten zeigen sich in den Metriken „Kleinfischarten“ und „stenöke Arten“. Die im Erlaufsee erhobene Biomasse lag mit 126 kg/ha mehrfach über dem bisher in Österreich erhobenen Mittelwert für Seesaiblingseen (49 kg/ha). Mit einem errechneten **Gesamt-EQR** von **0,59** wird der **ökologische Zustand** des Erlaufsees für das biologische **Qualitätselement „Fische“** im nationalen Bewertungssystem ALFI mit **„mäßig“** beurteilt. Damit ergibt sich eine Verschlechterung der Zustandsklasse im Vergleich zur Bewertung 2013 (EQR=0,61; Zustand „gut“).

Erlaufsee 2024		
Anzahl Arten Überblick	Anzahl urspr. Arten	5
	Anzahl aktuelle Arten	11
	Artenfehlbetrag	0
	Anzahl Fremdfischarten	6
	Metrik	EQR
Arteninventar	AI typspezifische Fischarten	0,58
	Anteil AI Fremdfischarten	0,47
	Abundanzindex Kleinfischarten	0,38
	Abundanzindex stenöke Arten	0,58
Gilden	Abundanzindex Laichwanderer	1,00
	Abundanzindex Laichgilden	0,75
LF	Längenfrequenz Leitfischart	0,33
BM	Fischbiomasse	0,60
	MEAN EQR	0,59

Ökologische Zustandsklasse	EQR
sehr gut	>0,8
gut	0,60-0,79
mäßig	0,40-0,59
unbefriedigend	0,20-0,39
schlecht	<0,20

4.3.1.4 Zusammenfassung und Diskussion

- Bei der vorliegenden Befischung wurden insgesamt 1163 Fische (Kiemennetzbefischung $n = 963$, Uferelektrobefischung $n = 200$) gefangen. Mit den Kiemennetzen konnten die acht Fischarten Aitel, Flussbarsch, Hecht, Renke, Rotaugen, Rotfeder, Schleie und Seesaibling nachgewiesen werden. Das Ergebnis der Uferelektrobefischung erbrachte die Koppe als weitere zusätzliche Fischart.
- Von den gesamten Netzfängen entfielen 17,9% ($n = 172$) auf die Freiwassernetze und 82,1% ($n = 791$) auf die Grundnetze. Im Freiwasser betrug das Gesamtgewicht der Fische 20,3 kg und über Grund 37,5 kg.
- Für die Vergleichbarkeit der Daten zwischen den acht im Rahmen des EMFAF Projektes untersuchten Seen, wurden bei der Auswertung der Tiefenverteilung aller gefangenen Fische Einheitsfänge CPUE (gleicher Fangaufwand) ermittelt. Für den Erlaufsee ergab die Berechnung einen CPUE von 39,5 Fische/100m²/12h (Freiwasser $n = 1,9$; Grund $n = 37,6$) und eine Biomasse von 2,0 kg/100m²/12h (Freiwasser 0,2 kg; Grund 1,8 kg).
- Die Darstellung der Längenfrequenzen lieferte ein sehr anschauliches Bild der Zusammensetzung der Größenklassen der einzelnen Fischarten. Von Rotaugen und Flussbarsch konnten beinahe lückenlos von kleinen bis zu großen Größenklassen Individuen nachgewiesen werden. Die Renke war mit Individuen der Größenklassen 15 bis 19 cm, nur zwei Einzelindividuen zwischen 20 und 30cm und dann erst wieder ab 38 bis 47 cm in den Fängen vertreten. Beim Seesaibling konnten einzelne Längenklassen zwischen 13 cm und 27 cm belegt werden, das größte Exemplar maß eine Totallänge von 31,6 cm.
- Für alle 43 Renken konnte mittels Analyse der Schuppen die Altersbestimmung durchgeführt werden, sie ergab Altersklassen von 0+ (einsömrig) bis 9+ (zehnsömrig). Die Altersklassen 6+ ($n = 14$) und 7+ ($n = 13$) Jahre waren am stärksten im Fang vertreten.
- Im Fang konnten acht juvenile Renken nachgewiesen werden. Im Längenbereich von 20 bis 38 cm fehlten nahezu alle Längenklassen. Das mittlere Gewicht der Renken die das Schonmaß von 35 cm überschritten hatten, betrug 475,9 g ($\pm 48,8$ Stabw.).
- Einen weiteren wichtigen Parameter stellt der Reifegrad von Fischen dar, denn sie sollten erst nachdem sie bereits einmal abgelaicht haben, aus dem See entnommen werden. Im Erlaufsee konnten ab einer Totallänge von 38,7 cm und einem Alter von 5+ Jahren laichreife Renken detektiert werden. Auffallend war der hohe Anteil an unreifen Individuen (60%) die größer als das Schonmaß von 35 cm waren.
- Der Konditionsfaktor der Renke reichte im Erlaufsee vom Minimalwert 0,63 bis maximal 0,86. Das Mittel von 0,8 ($\pm 0,1$ Stabw.) lag im mittleren Bereich der bisher durch das BAW - IGF befischten Seen.
- Der geringe Stichprobenumfang von sieben Individuen lies für den Seesaibling wenig relevante Aussagen bzw. keine populationsbiologischen Berechnungen zu.

Anhand der Otolithen wurden Altersklassen von 2+ bis 8+ermittelt. Der Konditionsfaktor des Seesaiblings lag zwischen dem Minimalwert von 0,76 und einem Maximalwert von 0,85; daraus ergab sich ein mittlerer Konditionsfaktor von 0,81 ($\pm 0,04$ Stabw.). Dieser Wert ist im

österreichischen Seenvergleich im mittleren Bereich einzuordnen (mittlere Konditionen bisheriger Befischungen des BAW-IGF: min: 0,71; max: 1,0).

- Die Abschätzung der Gesamtfischbiomasse per Hydroakustik (Echolot) ergab aktuell einen Mittelwert von 126 kg/ha. Dieser Wert lag deutlich über dem Referenzwert für Seesaiblingseen (49kg/ha) aber vergleichbar jenem der Aufnahmen der ersten standardisierten Fischbestandserhebung von 2013 von 137,8 kg/ha ($\pm 34,6$ kg/ha Stabw). Die Längen-Gewichtszusammensetzung der Biomasse zwischen den beiden Untersuchungen (2013 vs. 2024) war ebenfalls vergleichbar. Die Abundanzen sind meist sehr stark von den Jahrgangsstärken der juvenilen Fische beeinflusst. Vergleicht man die Mediane der jeweiligen Transekte der beiden Fischbestandsaufnahmen ergab sich 2024 eine mittlere Abundanz von 113 Fischen/ha zu 275 Fischen/ha im Jahr 2013.
- Mit einem errechneten Gesamt-EQR von 0,59 wird der ökologische Zustand des Erlaufsees für das biologische Qualitätselement „Fische“ im nationalen Bewertungssystem ALFI aktuell mit „mäßig“ beurteilt. Damit ergab sich eine Verschlechterung der Zustandsklasse im Vergleich zur Bewertung 2013 (EQR=0,61; Zustand „gut“). Maßgeblich verantwortlich sind die Defizite beim Seesaibling. Im Unterschied zu 2013 (40 Stück) wurden gegenständlich nur noch 7 Exemplare gefangen, welche in der Folge nur 6 der 18 in der Referenz geforderten Längenklassen belegten. Somit ergab sich im Metrik „Längenfrequenz Leitfischart“ eine Verschlechterung des EQR-Wertes von 0,67 auf 0,33.

4.3.1.5 Empfehlungen

Die gegenständliche Bewertung des fischökologischen Zustandes nach ALFI mit „mäßig“ (EQR=0,59) ist in diversen Defiziten der typspezifischen, ursprünglichen Fischarten (Seesaibling, Elritze und Koppe) begründet. Maßgeblich sind dafür die Abweichungen bei den Kleinfischarten (Elritze und Koppe) und vor allem bei der Leitfischart Seesaibling verantwortlich. Wichtige Maßnahmen für eine Verbesserung der Einstufung liegen allenfalls auch in der fischereilichen Bewirtschaftung.

Ein wichtiges Bewirtschaftungsinstrument ist das Führen einer detaillierten Besatz- und Ausfangstatistik. Die Aufzeichnung aller Fänge (inkl. untermassiger Fische) und der Angelzeit ermöglichen die Darstellung des Einheitsfanges. Dieser stellt in der mehrjährigen Aufzeichnung ein sehr aufschlussreiches Instrument zur Beurteilung der Entwicklung eines Fischbestandes dar.

Bei der Leitfischart Seesaibling könnten die Defizite laut persönlicher Auskunft eines Angelfischers, der seit vielen Jahren am See tätig ist, die negative Beeinträchtigung eines wichtigen Laichplatzes durch eine Hangrutschung vor etlichen Jahren begründet sein. Fischpopulationen reagieren in der Regel sehr empfindlich auf den Verlust eines zentralen bzw. wichtigen Laichplatzes. An vielen österreichischen Seesaiblingseen ist auch das durch die Klimaerwärmung begünstigte, verstärkte Aufkommen einer Hechtpopulation ein wichtiger Faktor für die Defizite bei der Leitfischart (Beispiel Lunzer See). Im Erlaufsee gilt der Hecht als ursprüngliche Fischart, aber eine Kontrolle der Hechtpopulation (Menge) zur Regeneration des Seesaiblingbestandes wäre sehr wahrscheinlich indiziert (eventuell mit Reusen zur Laichzeit). Eine weitere Ursache des geringen Seesaiblingbestandes könnte auch in der nicht autochthonen Renkenpopulation liegen, von welcher eine maßgebliche Nahrungskonkurrenz ausgeht.

Der Wiederaufbau einer selbst reproduzierenden Seesaiblingspopulation sollte im Rahmen der Bewirtschaftung auf alle Fälle angestrebt werden. Dazu müsste als erstes das Ausmaß der natürlichen Reproduktion untersucht und gegebenenfalls optimal gefördert werden. Falls die natürliche Reproduktion zu gering ist, könnte mit gezieltem Besatz mit geeignetem genetischem Material ein Wiederaufbau einer Seesaiblingspopulation (*Salvelinus umbla*) versucht werden. Sämtlicher Besatz mit nicht autochthonen Salmoniden (Elsässer Saibling, Regenbogenforelle, Bachsaibling, etc.) muss dazu unbedingt unterbleiben.

Eine besondere Betrachtung verdient am Erlaufsee die Renke/Reinanke. Diese Art gilt zwar nicht als ursprünglich, ist aber schon lange im See vorhanden. Die gegenständliche Untersuchung führte zu Tage, dass es im Erlaufsee offensichtlich auch bei dieser Art Probleme mit der Reproduktion gibt. Jüngere Jahrgänge konnten nur sehr spärlich und 3+ und 4+ konnten gar nicht nachgewiesen werden. Größere Fangzahlen gab es ab 6+, wobei dies laut Bewirtschafter sehr wahrscheinlich mit den letzten besetzten Jahrgängen zusammenfällt. Es wären also scheinbar potentielle Elterntiere vorhanden, aber die Reproduktion ist nicht erfolgreich. In diesem Zusammenhang wäre zu untersuchen, an welcher Stelle das Naturaufkommen scheitert: Ablassen befruchteter Eier (Fertilitätsprobleme der Elterntiere), Entwicklung der Eier bis zum Schlupf bzw. Überlebensraten in der sensiblen Larvenphase nach dem Schlüpfen. Sampl (1967) weist darauf hin, dass die Larven bereits im Februar schlüpfen, aber zu dieser Zeit unter dem Eis noch zu wenig Futter vorhanden ist und „der natürliche Nachwuchs aus diesem Grunde wohl ein sehr spärlicher sein wird“.

Als typspezifische Fischart für Seesaiblingseen gilt die Elritze. Im Erlaufsee ist sie als eine der wenigen ursprünglichen Arten angeführt und hat somit Einfluss auf die Bewertung. Im Rahmen der ersten WRRL-Fischbestandserhebung 2013 konnte die Art nicht nachgewiesen werden und wurde als fehlend klassifiziert. In der Folge gab es ein Wiederbesiedelungsprojekt. Mit den standardisierten Methoden (Leitfaden) konnte sie auch gegenständlich nicht nachgewiesen werden, jedoch per eDNA. Dieser Befund sollte auf alle Fälle genauer untersucht werden. Auch gibt es Hinweise, dass es im Einzugsgebiet des Erlaufsees ein Elritzenvorkommen gibt (persönl. Mitteilung Angelfischer).

Abschließend wird prinzipiell darauf hingewiesen, dass an einem natürlichen Gewässer sämtliche Besatzmaßnahmen in Bezug auf Nutzen und Risiko (Einschleppung von Parasiten, Krankheiten, fremde Arten, fremder Genetik, etc.) sehr genau und sorgfältig abzuwägen sind. In erster Linie sollte die Bewirtschaftung am vorhandenen, autochthonen Fischbestand ausgerichtet und nicht der Fischbestand per Besatz an eine gewünschte Bewirtschaftung angepasst werden. Nur so kann nachhaltig geerntet werden, was in einem See seiner limnologischen Situation entsprechend (Größe, Nährstoffgehalt, Höhenlage, etc.) bzw. Tragekapazität (Arlinghaus, 2017) jährlich zuwächst. Wenn für den Erlaufsee eine mittlere Fischbiomasse entsprechend der Referenz für Seesaiblingseen von ca. 50 kg/ha angenommen wird, wäre bei einer nachhaltigen Entnahme von 10 - 15% theoretisch ein jährlicher Ertrag von 5 bis 7,5 kg/ha möglich. Bei einer Seefläche von 72 ha würde dies einer nachhaltigen Ernte von 360 – 540 kg Fisch/Jahr aus dem Erlaufsee entsprechen. Mit dieser theoretischen Abschätzung soll dem potentiell nachhaltigen Ertrag eine Dimension als Anhaltspunkt verliehen werden.

4.3.2 Capture-Mark-Recapture

4.3.2.1 Vergleich der gefangenen Fischarten mit unterschiedlichen Fangmethoden

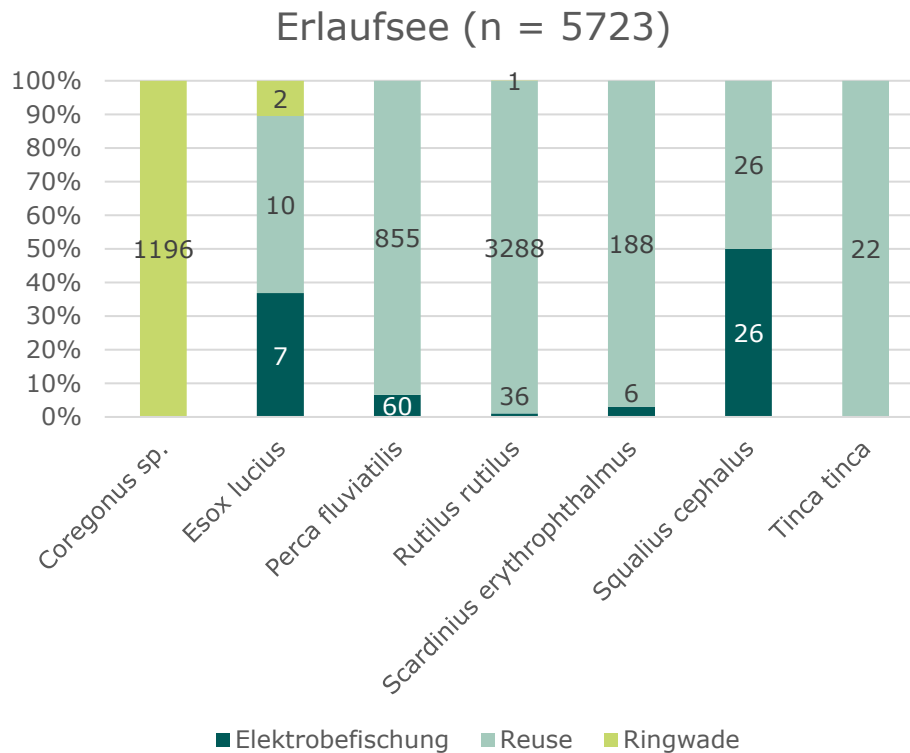


ABBILDUNG 104: VERGLEICH DES FANGERFOLGS VERSCHIEDENER FANGMETHODEN ANHAND DER ANZAHL GEFANGENER FISCHARTEN IM ERLAUFSEE.

Die höchste Individuen- und Artenzahl wurde mittels Reusen erfasst. Bei der Elektrobefischung konnte zumeist dieselben Arten nachgewiesen werden. Erhebliche Unterschiede jedoch ergaben sich zwischen diesen beiden Methoden in der gefangenen Anzahl der Individuen.

Mit der Ringwade wurden hauptsächlich pelagische Arten, wie die Reinanke und einzelne Hechte, erfasst. Der Fangerfolg war bei Reinanken hierbei am höchsten (Abbildung 105).

4.3.2.2 Längenfrequenzdiagramme der gefangenen Fischarten und unterschiedlichen Fangmethoden im Frühjahr und Herbst

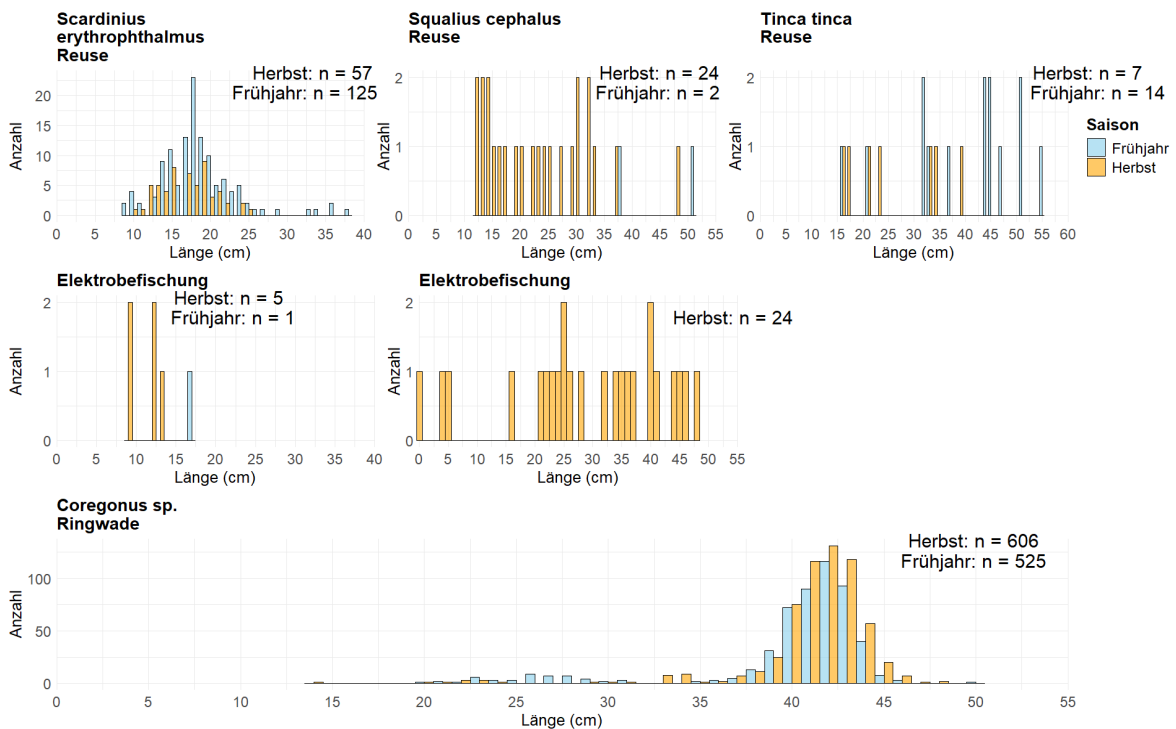
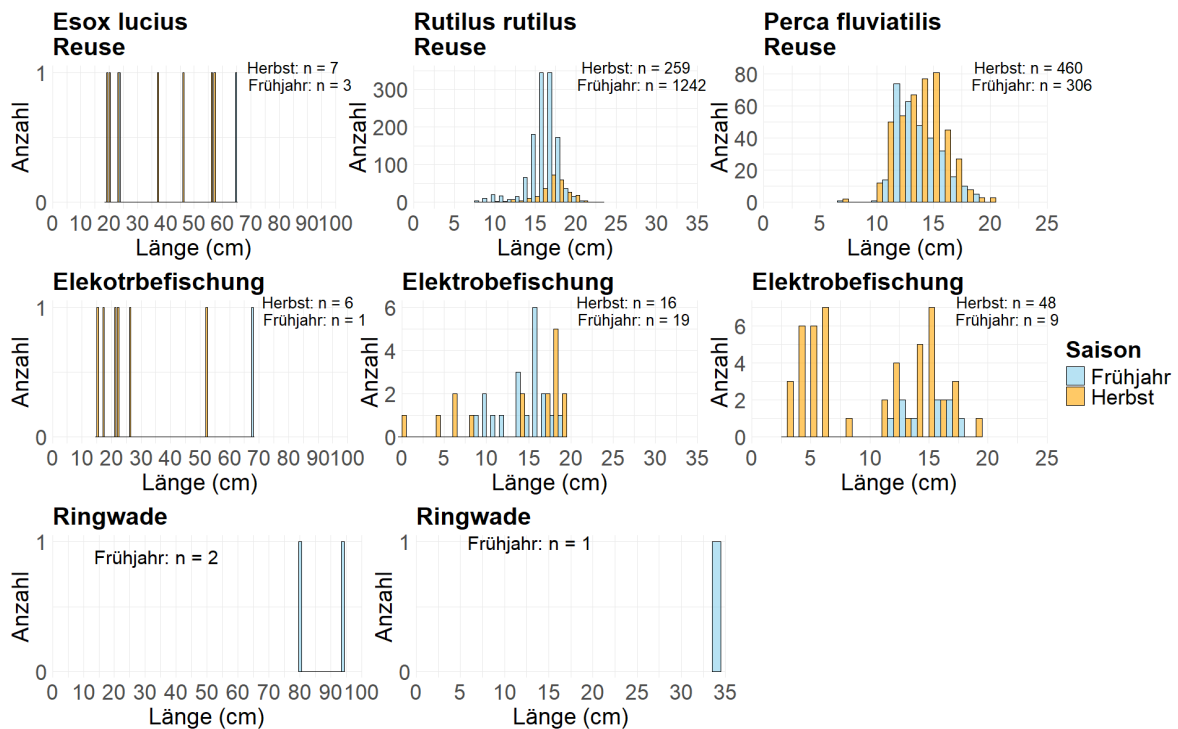


ABBILDUNG 105: LÄNGENFREQUENZDIAGRAMME DER IM ERLAUFSEE ERFASSTEN FISCHARTEN NACH FANGMETHODEN IM FRÜHJAHR UND HERBST (EXKLUSIVE WIEDERFÄNGE UND NICHT VERMESSENE INDIVIDUEN).

Die Längenfrequenzdiagramme (

Abbildung 105) veranschaulichen die Unterschiede im saisonalen Fangerfolg betreffend unterschiedliche Arten und Längenklassen in Abhängigkeit der eingesetzten Fangmethode. Der Vergleich zwischen den Ergebnissen aus Frühjahr und Herbst ermöglicht eine orientierende Beurteilung der Verschiebung von Längenklassen einzelner Arten. Insbesondere bei Rotaugen, Flussbarschen und Reinanken sind Verschiebungen hin zu größeren Längenklassen erkennbar.

Aufgrund des hohen Fangerfolgs des Rotauges mit Reusen konnte an einigen Tagen lediglich jedes zehnte Individuum dieser Art vermessen werden. Für die Erstellung des Längenfrequenzdiagramms wurden ausschließlich jene Individuen berücksichtigt, bei denen eine Messung der Körperlänge vorlag.

Die erhobenen Daten liefern wichtige Hinweise auf den Populationsaufbau und stellen eine wesentliche Grundlage für fischereiliche Bewirtschaftungsmaßnahmen dar. Für einen belastbaren Reproduktionsnachweis erwies sich die Elektrobefischung als besonders geeignet.

Abbildung 105 dokumentiert den Nachweis juveniler (0+) Individuen überwiegend mittels Elektrobefischung.

Reusen erfassten in Abhängigkeit von der Standzeit ein breites Spektrum an Längenklassen und ermöglichen eine aussagekräftige Darstellung der Längenklassen einzelner Arten. Im Erlaufsee zeigte sich die Reuse als geeignete Methode zur Untersuchung von Schleien (*Tinca tinca*). Der Aitel (*Squalius cephalus*) wurde überwiegend im Herbst mit Reusen und Elektrobefischung gefangen. Es zeigte sich, dass der Fangerfolg maßgeblich von der jahreszeitlichen Verteilung der Arten beeinflusst wird. Mit der Ringwade wurde bei Reinanken ein hoher Fangertrag erzielt, während Hechte und Rotaugen lediglich in geringer Individuenzahl (ein bis zwei Exemplare) erfasst wurden.

4.3.2.3 Längenstatistik aller gefangener Fischarten nach Fangmethode

TABELLE 39: VERGLEICH DER LÄNGENSTATISTIK (CM) GEFANGENER FISCHARTEN ZWISCHEN VERSCHIEDENEN FANGMETHODEN (EXKLUSIVE NICHT VERMESSENE INDIVIDUEN).

Fischart	Fangmethode	Minimum (cm)	Maximum (cm)	Mittelwert (cm)	Stabw. (cm)	n
Coregonus sp.	Ringwade	14	49,9	40,8	4,2	1128
Esox lucius	Elektrobleifischung	15	68	31,8	20,2	7
	Reuse	19	65,5	38,6	18,1	9
	Ringwade	80	94	87,0	9,9	2
Perca fluviatilis	Elektrobleifischung	3,1	19	10,8	5,2	57
	Reuse	6,6	20,5	13,9	2,0	733
Rutilus rutilus	Elektrobleifischung	4,4	19,5	14,3	4,4	35
	Reuse	7,5	23,4	16,4	1,9	1500
	Ringwade	34	34	34,0		1
Scardinius erythrophthalmus	Elektrobleifischung	9	17,5	12,3	3,2	6
	Reuse	9	38	18,2	4,7	182
Squalius cephalus	Elektrobleifischung	0	48	29,2	13,4	24
	Reuse	11,9	51,3	25,0	10,8	26
Tinca tinca	Reuse	15,5	55,3	35,1	12,5	21

Tabelle 39 ergänzt das Längenfrequenzdiagramm und zeigt, dass mittels Elektrobleifischung im Vergleich zum Reusenfang tendenziell ein breiteres Spektrum an Längenklassen sowie kleinere Individuen von Hecht, Flussbarsch, Rotaugen und Aitel erfasst wurden. Gleichzeitig ist zu berücksichtigen, dass die Stichprobengröße beim Reusenfang aufgrund der längeren Einsatzdauer höher ausfällt als bei der Elektrobleifischung. Für den Hecht sind jedoch aufgrund der geringen Stichprobengröße keine belastbaren Analysen möglich.

Mit der Ringwade wurden bei der Reinanke sowohl juvenile als auch adulte Individuen erfasst.

Für die Längenstatistik wurden Fangereignisse ausgeschlossen, bei denen nur jedes zehnte Individuum des Rotauges vermessen wurde.

4.3.2.4 Vergleich Fangerfolg einzelner Fischarten im Frühjahr und Herbst

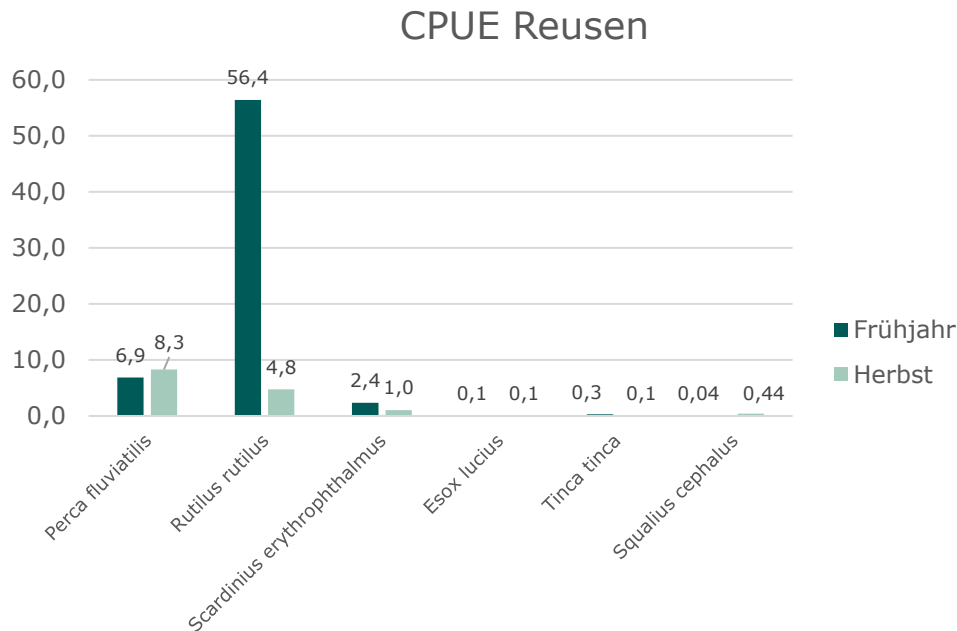


ABBILDUNG 106: VERGLEICH DES FANGERFOLGS VON REUSEN (CPUE = FANG PRO REUSE PRO TAG) UNTERSCHIEDLICHER FISCHARTEN IM FRÜHJAHR UND HERBST IM ERLAUFSEE.

Im Erlaufsee wurde im Frühjahr pro Reuse und Tag ein mehr als zehnfach höhere Fangrate an Rotaugen verzeichnet. Auch Rotfedern und Schleien wurden in dieser Jahreszeit in höheren Individuenzahlen erfasst. Demgegenüber wurden Flussbarsche etwas öfter im Herbst gefangen.

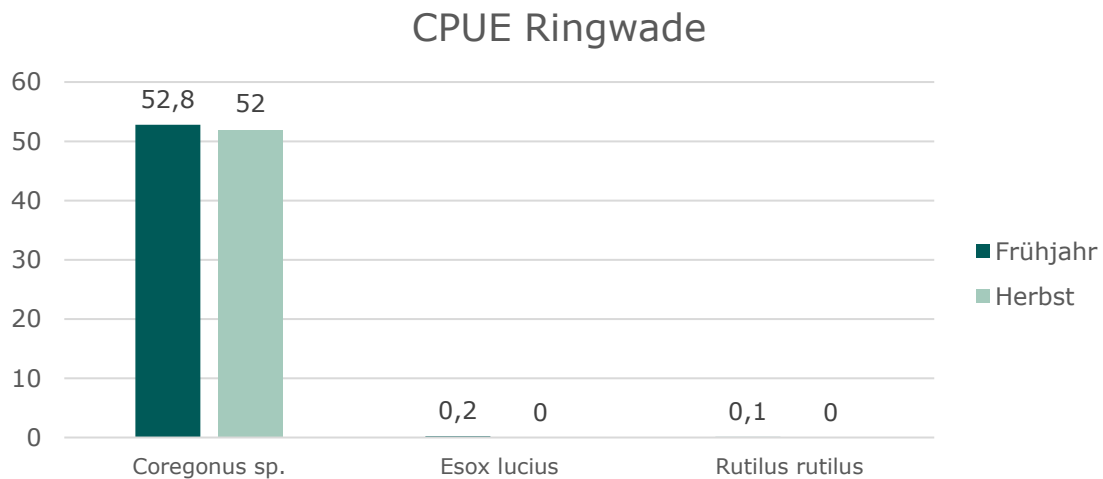


ABBILDUNG 107: VERGLEICH DES FANGERFOLGS DER RINGWADE (CPUE = FANG PRO ZUG) UNTERSCHIEDLICHER FISCHARTEN IM FRÜHJAHR UND HERBST IM ERLAUFSEE.

Der Fangterfolg aller gefangenen Fischarten mittels Ringwade im Erlaufsee war im Frühjahr und Herbst vergleichbar hoch.

4.3.2.5 Auswertung Capture-Mark-Recapture

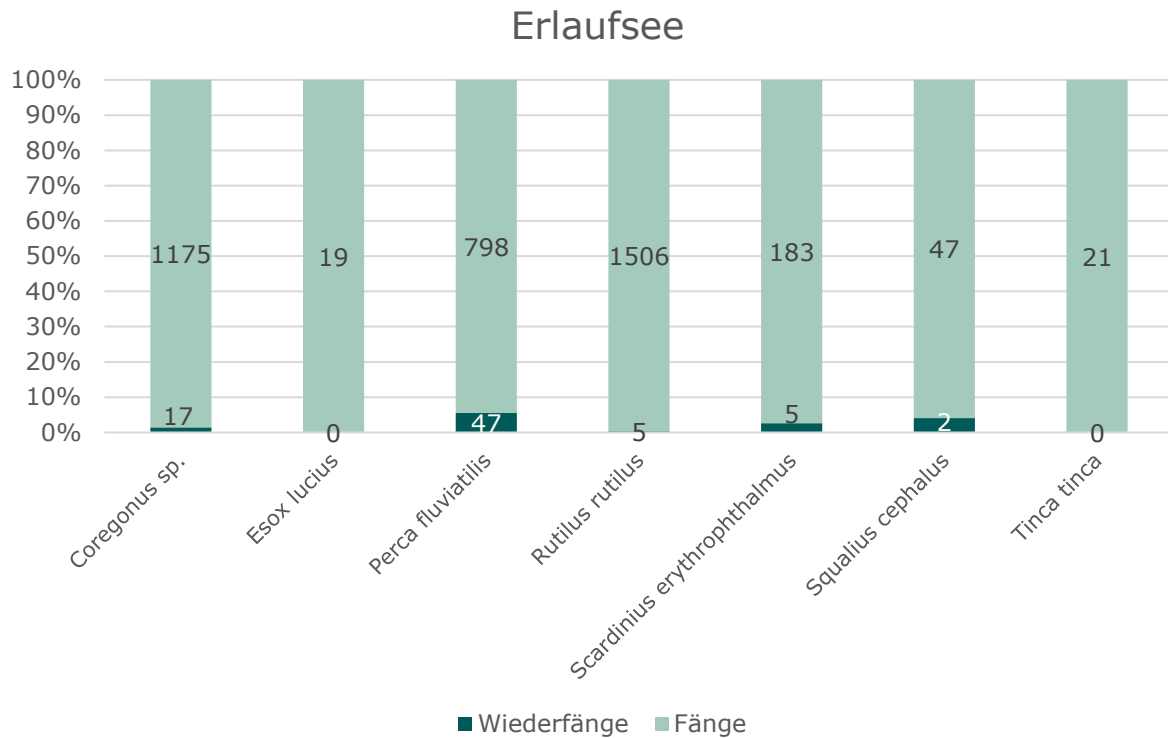


ABBILDUNG 109: FANG-WIEDERFANG-VERHÄLTNIS EINZELNER FISCHARTEN IM ERLAUFSEE (EXKLUSIVE DOPPELTE WIEDERFÄNGE EINES INDIVIDUUMS).

Keine Fischarten erreichte die erforderliche Wiederfangrate von 10 %, um die CMR-Methode (Capture-Mark-Recapture) erfolgreich anzuwenden. In diese Analysen wurden nur Fangereignisse einbezogen, bei denen alle Individuen des Rotauges vermessen wurden.

4.3.2.6 Diskussion der Capture-Mark-Recapture-Ergebnisse im Erlaufsee

Anhand der Ausfangdaten der einzelnen Fangmethoden (Abbildung 105) ist ersichtlich, dass mit Reusen die höchste Anzahl an Individuen und gleichzeitig auch die meisten Fischarten gefangen wurden.

Die hohen Fangzahlen von Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Flussbarschen (*Perca fluviatilis*) ist auf die zeitgleich zur Reusenbefischung stattfindende Laichzeit zurückzuführen.

Die Datenerhebung und Markierung von teilweise mehreren hundert gefangenen Rotaugen je See und Tag waren nur mit erhöhten Personalaufwand möglich, darum wurde dazu übergegangen, nur jedes zehnte Individuum gemäß dem Aufnahmeprotokoll zu dokumentieren und zu markieren. Die übrigen Individuen wurden zahlenmäßig erfasst. Dennoch ist aufgrund der dokumentierten Zahlen möglich eine qualitative Aussage über den Bestand der litoralen Fischarten zu treffen.

Mit der Ringwade wurden erwartungsgemäß pelagische, wie die Reinanke gefangen. Die Ringwade weist aufgrund ihrer Konstruktion limitierende Faktoren auf, die einen Fang verschiedener Arten teilweise einschränken. Eine Nutzung der Ringwade in Bereichen mit einer Wassertiefe von weniger als 15 m ist nicht möglich.

Zur Optimierung des Fangerfolges wurden vor dem Ausbringen der Ringwade mittels Echolots Fischschwärme bzw. Ansammlungen von möglichst vielen Fischen lokalisiert. Dadurch werden jedoch solitär lebende Arten wie beispielsweise die meisten piscivoren Fische (Hecht und Zander) im Ergebnis unterrepräsentiert.

Die Elektrobefischung ist eine etablierte Methode zur Fischbestandserhebung. Sie wird auch bei den standardisierten Fischbestandserhebungen laut WRRL – wenn auch in anderer Umsetzung – angewandt. Mit der Elektrobefischung vom Boot konnten annähernd gleichviele Fischarten nachgewiesen werden wie mit Reusen.

Die Hochrechnung der Abundanz einzelner Fischarten konnte mithilfe der Capture-Mark-Recapture Methode für keine Fischarten durchgeführt werden. Der Grund dafür war, dass die erforderliche Wiederfangrate von min. 10 % nicht gegeben war.

Bei litoralen Fischarten wie Flussbarsch, Rotaugen und Rotfeder ist die im Erlaufsee vorhandene Individuenanzahl derart hoch, dass für das Erreichen einer 10 %igen Wiederfangrate ein nicht bewältigbarer Aufwand sowohl personell als auch zeitlich, zur Markierung notwendig gewesen wäre. Die Ergebnisse des Erlaufsees belegen die Annahme, dass die Anwendung von CMR für Seen > 50 ha nicht möglich ist.

4.3.3 Erhebung der Edelkrebsbestände

Tabelle 40 zeigt eine Übersicht sämtlicher angewandter Kartierungsmethoden inklusive den Absolut-Zahlen hinsichtlich Individuen-Nachweis.

TABELLE 40: ÜBERSICHT DER ANGEWANDTEN ERHEBUNGSMETHODEN INKL. INDIVIDUENZAHL.

Edelkrebsse (n)			
Gewässer	Datum	Erhebungsmethode	Individuen
			Gesamt
Erlaufsee	3.-4.10.2024	Reusen	1*
Erlaufsee	3.-4.10.2024	Uferkartierung Tag	0
Erlaufsee	3.-4.10.2024	Uferkartierung Nacht	0

*Steinkrebs

Im Erlaufsee wurde die Kartierungsmethoden Uferkartierung bei Tag, Uferkartierung bei Nacht sowie Reusenmonitoring angewandt. Die beiden Uferkartierungen wurden an vier Strecken durchgeführt, das Reusenmonitoring hingegen lediglich an drei inklusive drei Reusen im Ausrinn (Appendix, S. 418).

Trotz sehr guter Bewertung des Lebensraums in allen Abschnitten erbrachte keine der Uferkartierungen positive Nachweise von Edelkrebsen. Beim Reusenmonitoring im Seebereich konnte ebenfalls kein Edelkrebs nachgewiesen werden. Zu betonen ist diesbezüglich der hohe Tourismusdruck in den Sommermonaten und der damit verbundene erhöhte Gefährdungsstatus durch die Einschleppung des Krebspesterregers.

Hinsichtlich historischer Krebsbestände im Erlaufsee ist auf die Aussage des Obmanns des lokalen Tauchervereins Neptun zu verweisen. Dieser teilte mit, dass bis vor wenigen Jahren *„mehrmals jährlich große, rote Krebse bei diversen Tauchgängen aufgetaucht waren. Seit einige Jahren sind diese jedoch aus unerklärlichen Gründen verschwunden.“*

Trotz der Nullnachweise der Zielart Edelkrebs war der Nachweis eines adulten Steinkrebsmännchens im Ausrinn im Direktbereich der Brücke (Appendix, S. 418) umso erfreulicher. Dies deutet darauf hin, dass der Ausrinn mit Steinkrebsen besiedelt ist.

4.3.3.1 Erhaltungszustand

Die Datenaggregation und Auswertung der Flusskrebsbestände zur Ermittlung des Erhaltungszustands (Tabelle 41) erfolgte in Anlehnung an die Methode nach Auer et al. (2022) zur Bewertung von Flusskrebsbeständen in stehenden Gewässern.

Im Erlaufsee kann aufgrund eines fehlenden Nachweises kein Erhaltungszustands berechnet werden. Hinsichtlich des Habitats wäre der Erlaufsee hingegen durchaus attraktiv. Der Indikator Lebensraumqualität wird dementsprechend mit A bewertet. Der Erlaufsee ist bezüglich Tourismus ähnlich frequentiert wie der Gleinkersee. Dies erhöht die Gefahr der Einschleppung des Krebspesterregers. Auf Basis dessen wird der Indikator Gefährdungsstatus mit 2 bewertet.

TABELLE 41: BEWERTUNG DES ERHALTUNGSZUSTANDS DER FLUSSKREBSBESTÄNDE NACH AUER ET AL. 2022.

Kriterium	Erlaufsee
Bestandsdichte	0
Bestandsstruktur	0
Bestandsentwicklung	0
Lebensraumqualität	A
Bestandszustand	0
Bestandsklasse	0
Erhaltungszustand	0
Gefährdungsstatus	2

4.3.4 eDNA-Analyse

4.3.4.1 Diagnostischer Nachweis der Krebspest

In keiner der Proben wurde eDNA von *A. astaci* detektiert. Dies deutet darauf, dass zum Zeitpunkt der Beprobung keine Sporen der Krebspest in den beprobten Bereichen vorhanden waren.

4.3.4.2 Metabarcoding Fische und Krebstiere

Tabelle 42 liefert eine Übersicht über die analysierten Proben, die andere Tabelle 43 enthält die Detailergebnisse zu den Proben aus dem Erlaufsee, in denen im Metabarcoding verwertbare DNA-Sequenzen aus den Zielgruppen amplifiziert wurden. Dargestellt werden die %ID Übereinstimmungen der generierten DNA-Sequenzen mit jenen in der Referenzdatenbank Genbank. Da in einer Probe eine Art i.d.R. durch mehrere Sequenzgruppen mit z.T. unterschiedlicher Übereinstimmung repräsentiert wird, ist dieser Wert als gewichtetes Mittel dargestellt. Für die Beurteilung sicherer Artnachweise wird die beste Übereinstimmung herangezogen.

Als sicherer Nachweis für die DNA einer Art gelten Detektionen von DNA-Sequenzen, welche zu 99% mit jenen dieser Art in den Datenbanken übereinstimmen und darüber hinaus mindestens 1% der generierten DNA-Sequenzen in der jeweiligen Probe ausmachen. DNA-Sequenzen mit einer Übereinstimmung unter 99% und/oder einer geringen Anzahl (<1% pro Probenstelle und Zielgruppe) gelten als „wahrscheinliche“ Nachweise.

DNA-Moleküle repräsentiert die Anzahl der detektierten DNA-Sequenzen in der Probe und die Angabe %Moleküle beschreibt den jeweiligen Prozentsatz pro Probe.

TABELLE 42: ÜBERSICHT DER ANALYSIERTEN PROBEN IM ERLAUFSEE.

QR-Code	Probennahme	Datum	Uhrzeit	gefiltertes Vol.
ID0001212	Erlaufsee, Ausrinn	05.06.2024	13:00	25 L
ID0001213	Erlaufsee, Nordufer (NÖ)	05.06.2024	15:45	5 L
ID0001214	Erlaufsee, Südufer (Stmk.)	05.06.2024	17:15	15 L
ID0001215	Erlaufsee, Freiwasser	05.06.2024	18:23	18 L

TABELLE 43: DETAILERGEBNISSE ZU DEN PROBEN AUS DEM ERLAUFSEE.

QR Code	Familie	Gattung	Spezies	Artnamen Deutsch	%ID	DNA- Moleküle	% Moleküle
ID0001212	Percidae	Perca	Perca fluviatilis	Flussbarsch	99,41	49468	100
ID0001213	Percidae	Perca	Perca fluviatilis	Flussbarsch	99,37	6726	49,53
ID0001213	Esocidae	Esox	Esox lucius	Hecht	98,99	2071	15,25
ID0001213	Leuciscidae	Scardinius	Scardinius erythrophthalmus	Rotfeder	99,35	1761	12,97
ID0001213	Salmonidae	Coregonus	sp.	Rheinanke	99,24	900	6,63
ID0001213	Cottidae	Cottus	sp.	Koppe	99,35	697	5,13
ID0001213	Tincidae	Tinca	Tinca tinca	Schleie	99,32	606	4,46
ID0001213	Leuciscidae	Squalius	Squalius cephalus	Aitel / Döbel	99,43	216	1,59
ID0001213	Leuciscidae	Rutilus	Rutilus rutilus	Rotaugen	99,43	177	1,3
ID0001213	Chironomidae	Paratanytarsus	Paratanytarsus tenuis	Zuckmücke	99,47	151	1,11
ID0001213	Chironomidae	Paratanytarsus	Paratanytarsus bituberculatus	Zuckmücke	98,96	124	0,91
ID0001213	Leuciscidae	Leuciscus	Leuciscus leuciscus	Hasel	99,43	57	0,42
ID0001213	Salmonidae	Salvelinus	Salvelinus fontinalis	Bachsaibling	99,5	47	0,35
ID0001213	Salmonidae	Salmo	sp.	Forelle	99,58	26	0,19
ID0001213	Asellidae	Asellus	Asellus aquaticus	Wasserassel	100	12	0,09
ID0001213	Leuciscidae	Phoxinus	sp.	Elritze	100	10	0,07
ID0001215	Salmonidae	Coregonus	sp.	Rheinanke	99,35	10305	52,5
ID0001215	Percidae	Perca	Perca fluviatilis	Flussbarsch	99,34	3952	20,13
ID0001215	Esocidae	Esox	Esox lucius	Hecht	99,59	2279	11,61
ID0001215	Cottidae	Cottus	sp.	Koppe	99,34	2268	11,55
ID0001215	Leuciscidae	Scardinius	Scardinius erythrophthalmus	Rotfeder	99,68	287	1,46
ID0001215	Leuciscidae	Phoxinus	sp.	Elritze	99,1	274	1,4
ID0001215	Leuciscidae	Rutilus	Rutilus rutilus	Rotaugen	100	206	1,05
ID0001215	Esocidae	Esox	sp.	Hecht	97,52	29	0,15
ID0001215	Chironomidae	Micropsectra	Micropsectra schrankelae	Zuckmücke	93,98	15	0,08
ID0001215	Chironomidae	Paratanytarsus	Paratanytarsus bituberculatus	Zuckmücke	98,45	15	0,08

Von den vier Proben aus dem Erlaufsee wurde in dreien eDNA von Fischen detektiert und in einer die Wasserassel (*Asellus aquaticus*), jedoch keine Vertreter aus der Gruppe der Decapoda (Zehnfüßkrebse). Am meisten Taxa (15) bzw. Arten (11) fanden sich in Probe ID0001213 am Nordufer des Sees und ID0001215 im Freiwasser (10 Taxa bzw. 6 Arten). In ID0001212 beim Seeausrinn fand sich nur eDNA des Flussbarschs und in ID0001214 vom Südufer gar keine eDNA aus den beiden Tiergruppen. Neben den Zielgruppen gab es auch Detektionen von Zuckmücken in zwei der untersuchten Filterproben, jeweils mit geringer Sequenzzahl.

Jene Nachweise, welche der Gattung *Leuciscus* und auch der Art *L. leuciscus* zugewiesen worden sind, lassen auf ein Vorkommen der Hasel (*L. leuciscus*) deuten. Allerdings ist diese Art nahe verwandt mit dem Nerfling (*L. idus*). Die beiden Spezies der Gattung *Leuciscus* unterscheiden sich nur durch ein einziges Basenpaar auf dem Genabschnitt 12S. Bei einer %ID unter 100% kann daher zwischen den beiden Arten nicht eindeutig unterschieden werden.

Bei der Interpretation des Nachweises von eDNA von *Phoxinus* sp. ist zu berücksichtigen, dass es sich um Detektionen der Elritze aus dem Artenkomplex *P. phoxinus* handeln, von denen 13 als gültige Arten gelten (Vgl. Elritzenprojekt des NHM Wien <https://elritzen.at/projekt>). Genetische Untersuchungen haben gezeigt, dass außer *P. phoxinus* noch mindestens drei weitere Arten in österreichischen Gewässern leben, nämlich *P. csikii*, *P. lumaireul* und *P. marsilii*. Erste Ergebnisse einer Untersuchung vom Team rund um ABOL (Austrian Barcode of Life) legen nahe, dass *P. csikii*, *P. marsilii* und zwei Unterlinien von *P. lumaireul* natürlich vorkommen, während *P. phoxinus* und eine weitere Unterlinie von *P. lumaireul* eingeschleppt worden sind (<https://www.abol.ac.at/project/phoxinus>).

In einer Probe fanden sich DNA-Sequenzen, welche der Gattung *Salmo* zugeordnet wurden. Diese stammen aller Wahrscheinlichkeit nach von der heimischen Bachforelle *S. trutta*.

Ähnlich verhält es sich für die Nachweis, der Gattung *Cottus* zugeordnet werden konnten. Hier dürfte es sich aller Wahrscheinlichkeit nach um DNA-Sequenzen handeln, welche von der heimischen Koppe (*Cottus gobio*) stammen, für welche bislang jedoch noch keine Einträge für den 12S-Genabschnitt in der Referenzdatenbank vertreten sind.

Insgesamt wurden im Erlaufsee zehn Fischarten detektiert: In allen drei Proben mit Fischnachweisen wurde der Flussbarsch nachgewiesen und in je zwei waren es das Rotaugen, der Hecht, die Maräne, die Rotfeder, die Rheinanke und die Elritze. Außerdem gab es noch Nachweise für den Aitel, die Schleie, die Hasel und die Bachforelle.

4.3.4.3 Interpretation der Ergebnisse

Grundsätzlich ist die Zuordnung auf Artebene mittels Metabarcoding immer auch hinsichtlich der Plausibilität kritisch zu hinterfragen. Für einzelne heimische Arten kann es vorkommen, dass zum Zeitpunkt des Abgleichs (noch) keine DNA-Sequenzen für den untersuchten Genabschnitt in den öffentlich zugänglichen Datenbanken verfügbar sind. Beim Einsatz des Algorithmus, welcher die Übereinstimmung der DNA-Sequenzen in den Proben mit jenen in der Sequenzdatenbank vergleicht, werden in solchen Fällen die nächst verwandten Arten aus derselben Gattung angezeigt (welche mitunter nur außerhalb der untersuchten Region vorkommen können) – allerdings mit einer vergleichsweise geringeren Übereinstimmung ($\%ID \leq 98\%$). Dies gilt es, bei der Interpretation der Daten zu beachten. Diese vermeintlichen „Nachweise“ nicht heimischer Arten sind in der Praxis dahingehend zu interpretieren, dass es sich hierbei mit hoher Wahrscheinlichkeit um Nachweise der verwandten heimischen Arten handelt.

Während ein eDNA-Nachweis eindeutig für das Vorkommen einer bestimmten Art spricht, bedeutet ein Nichtnachweis nicht zwingend, dass das Vorkommen dieser Art völlig auszuschließen ist. Es kann vorkommen, dass an einer Probenstelle keine Nachweise detektiert werden, weil z.B. nur sehr wenige Individuen im Gewässer sind oder sich diese über einen längeren Zeitraum nur in tieferen Lagen aufgehalten haben. Ebenso können solche Falsch-Negative darin begründet sein, dass die Dominanz einzelner Arten dazu führt, dass vergleichsweise niederstete Arten „übersehen“ werden, weil die wenigen DNA-Moleküle einzelner Individuen keinen Platz in der Analyse erhalten. Zur Erklärung: beim Metabarcoding gibt es eine definierte Anzahl an Analyseplätzen pro Durchlauf für die Sequenzierung. Die DNA-Moleküle, welche einen Platz auf der Platte erhalten, werden vervielfältigt und auch gelesen (sequenziert). Wenn hier eine ausgeprägte Dominanz der eDNA von einzelnen Arten vorherrscht und von anderen vergleichsweise nur geringe DNA-Spuren vorhanden sind, dann kann es dazu kommen, dass der überwiegende Teil der Plätze an die dominanten Arten geht und die wenigen DNA-Moleküle von Spezies, welche sich eher außerhalb der beprobten Bereiche aufhalten, nicht erfasst und damit auch nicht detektiert werden.

Zu bedenken ist auch, dass eine solche Fischbestandsanalyse anhand von eDNA immer nur eine Momentaufnahme ist und wir hiermit einen rein qualitativen Nachweis erhalten (nachgewiesen/nicht nachgewiesen). Auch wenn die Anzahl an Sequenzen innerhalb einer Probe einen möglichen Aufschluss über die Menge an eDNA liefern kann, so ist zu berücksichtigen, dass diese Menge nur unter sehr bestimmten Voraussetzungen auch mit der Individuenzahl korrelieren kann (Thalinger *et al.* 2019). Die Menge an eDNA im Freiwasser wird neben der Zahl an Individuen von zahlreichen Faktoren beeinflusst, sowohl bei der Abgabe - wie z.B. durch die Biologie, die Größe, das Alter aber auch die Aktivität und die Fitness der Tiere - als auch durch physikalische Parameter wie die Entfernung zur „DNA-Quelle“, die Fließgeschwindigkeit, Turbulenzen oder Trübstoffführung sowie natürliche Abbauprozesse im Gewässer.

Für fundierte Ergebnisse empfehlen sich wiederholte Probennahmen übers Jahr verteilt und ggf. eine gezielte Nachsuche mittels diagnostischer Nachweise nach bestimmten Arten, von denen man weiß, dass sie sich eher in tiefen Schichten aufhalten bzw. nur wenige Individuen vertreten sind. Eine diagnostische PCR ist deutlich sensitiver als ein Metabarcoding, da damit gezielt nach der eDNA einer bestimmten Art gesucht werden kann.

Vereinzelt wurden im Vorliegenden DNA-Sequenzen von Zuckmücken detektiert. Dies kann manchmal auftreten, i.d.R. wenn eher wenig an Ziel-DNA in der Probe ist, sodass die Primer auch auf verwandte Tiergruppen ausweichen können. Sowohl Krebse (Crustacea) als auch Insekten (Insecta) gehören zur Gruppe der Gliedertiere (Arthropoden). Für eine Erhebung der Insekten empfehlen wir gegebenenfalls eine gezielte Nachsuche mittels eines für Arthropoden spezifischen Metabarcoding-Ansatzes.

4.4 Gleinkersee

Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der
Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen (MFKK)

EMFAF 2021-2027



Hecht, adult, © ÖBf Archiv/Ratschan 2016

Edelkrebs © Pia Teufl, 2024

Mit Unterstützung von Bund, Ländern und Europäischer Union

Bundesministerium
Land- und Forstwirtschaft,
Klima- und Umweltschutz,
Regionen und Wasserwirtschaft



 Bundesamt
für Wasserwirtschaft

Institut für Gewässerökologie
und Fischereiwirtschaft



ÖSTERREICHISCHE
BUNDESFORSTE

Endbericht – EMFAF-Projekt: Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen

Autoren: Luisa Wallner MSc¹, DI Andreas Haas¹, Philipp Schubert-Zsilavecz BSc¹,
DI Stefan Auer², Samuel Auer MSc², Mag. Dr. Martin Luger³,
Mag. Dr. Barbara Pamminer-Lahnsteiner³,
Mag. Barbara Kammerlander PhD³, Dr. Corinna Wallinger⁴

Institut: ¹ Österreichische Bundesforste AG, ² Blattfisch e.U.,
³ Bundesamt für Wasserwirtschaft, ⁴ Sinsoma GmbH

Berichtszeitraum: 01.04.2023 bis 31.03.2026

Datum: 31.03.2026

Kontakt: Luisa Wallner MSc
Österreichische Bundesforste AG
Pummergasse 10-12
3002 Purkersdorf
Austria

T: +43 664 819 73 82

Luisa.wallner@bundesforste.at
www.bundesforste.at

4.4.1 Standardmethodik Fischbestandserhebung

4.4.1.1 Einleitung

Im Rahmen des Projekts „Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen“ (MFKK) wurde vom Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie und Fischereiwirtschaft (BAW-IGF Scharfling, Mondsee), am Gleinkersee im Zeitraum vom 03.09. – 05.09.2024 eine standardisierte Erhebung des Fischbestandes durchgeführt.

Die Untersuchung erfolgte gemäß den Vorgaben des Leitfadens des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft (BMLRT, B1 Leitfaden Seen, Qualitätselement Fische): https://www.bmluk.gv.at/dam/jcr:2c4f5182-b311-49ce-aa43-b0be61a98266/B1_SE_FIS.pdf.

Zur Datenerhebung kamen Kiemennetze sowie eine Uferelektrobefischung zum Einsatz. Die Ermittlung der Fischbiomasse im Gleinkersee erfolgte mithilfe eines wissenschaftlichen Echolots der Firma SIMRAD.

Netzbefischung

Die Felderhebung, Probenahme, Probenaufarbeitung und Ergebnisermittlung folgten dem in der Einführung genannten Leitfaden. Dazu wurden für die Durchführung der standardisierten Fischbestandserhebung (ÖNORM EN 14757:2005) pelagische (= Freiwasser, Schwebnetze) und benthische (= Grundnetze) Multimaschenkiemennetze Typ Nordic verwendet (Tabelle 44). Die von der genannten Norm vorgegebenen Kiemennetze wurden nach einem vorbereiteten Plan während der entsprechenden Anzahl von Nächten im See exponiert (Abbildung 110). Die Grundnetze wurden entlang des Ufers in den definierten Tiefenstufen ausgebracht, die Freiwassernetze zur Befischung der Wassersäule über der tiefsten Stelle des Sees. Um die Fangdauer von mindestens 12 Stunden laut CEN (2005) einhalten zu können, wurden die Netze am Abend (zwischen 16:00 – 20:00 Uhr) gesetzt und am folgenden Morgen (zwischen 06:00 – 08:00 Uhr) gehoben.

TABELLE 44: MAßE UND MASCHENWEITEN DER VERWENDETEN KIEMENNETZE.

Netzart	Länge	Höhe	Maschenweiten (mm)
Pelagisch = Freiwasser Multi-Maschen	27,5 m	6 m	6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43; 55
Benthisch = Grund Multi-Maschen	30 m	1,5 m	5; 6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43; 55

Sofort nach dem Heben der Netze wurden diese mitsamt den gefangenen Fischen in eine mit Wasser gefüllte Wanne gegeben und die Fische mit einem elektrischen Fischtöter getötet. Danach wurden sie bis zur Aufarbeitung an Land in einer Wanne gelagert und zur Kühlung mit Eis bedeckt. Jedes Netz wurde in der Folge für sich bearbeitet, alle Fische wurden Netzblatt für Netzblatt entnommen, nach Maschenweiten sortiert und in beschrifteten Schüsseln (Maschenweite, Stelle, Netznummer, Netztiefe, Datum, Uhrzeit) zur weiteren Bearbeitung bereitgestellt.

Alle gefangenen Fische wurden auf Artniveau bestimmt und mit einer Nummer versehen. Mit dieser Nummer konnte später jeder Fisch einem Netz, einer Fangtiefe und einer Maschenweite zugeordnet werden. Anschließend wurden die Fische einem Mess-, Zähl- und Präparationsprogramm unterzogen. Bei allen Fischen wurden Art, Totallänge und Vollgewicht erhoben. Mittels Sektion wurden Geschlecht und Reifegrad, adaptiert nach Nikolsky (1963), bestimmt (Tabelle 45). Alle gewonnenen Daten wurden vor Ort per PC in einer Datenbank abgespeichert.

Die Entnahme der Schuppenproben für die Altersbestimmung erfolgte bei allen Renken einheitlich zwischen der Rückenflosse und der Seitenlinie (Abbildung 112). Die Schuppen wurden in Papiersäckchen, die mit Seennamen, Untersuchungsjahr, Fischart und laufender Nummer beschriftet wurden, aufbewahrt. Die Präparate für die Altersanalyse wurden im Labor hergestellt. Jeweils sechs Schuppen pro Renke wurden in Spülmittellösung gereinigt und in einen Glasdiarahmen platziert. Mit einem Diaprojektor wurden die Schuppen an die Wand projiziert und an den Bildern konnten

die dunkleren Winterringe an den Schuppen abgezählt werden (Abbildung 112). Das Lesen der Schuppen wurde mehrfach und unabhängig von zwei Personen durchgeführt. Die Kenntnis der Größe der Fische lag bei der Altersbestimmung nicht vor.

Bei barschartigen Fischen, im vorliegenden Fall dem Flussbarsch, wurde zur Altersbestimmung der Kiemendeckel verwendet. Er weist, so wie die Schuppen, jährliche Zuwachsringe auf. Sofort nach der Datenaufnahme wurde ein Kiemendeckel abpräpariert und in einem mit Seenamen, Untersuchungsjahr, Fischart und laufender Nummer versehenen Papiersäckchen aufbewahrt. Zu einem späteren Zeitpunkt wurde der Kiemendeckel gereinigt und durch zumindest zwei Personen die Abzählung der Jahresringe durchgeführt. (Abbildung 113).

TABELLE 45: REIFEGRADSKALA ADAPTIERT NACH NIKOLSKY (1963).

Reifegrad	Definition der Geschlechtsreife	Reifegrad
1	Kein Laichansatz	Juvenil / unreif
2	Reifend, aber erst im folgenden Jahr laichend	Juvenil / unreif
3	Reifend und noch im selben Jahr laichend	Adult / reif
4	Reif und Abgabe von Laich (rinnend)	Adult /reif
5	Bereits abgelaicht	Adult /reif



ABBILDUNG 110: GLEINKERSEE BEFISCHUNGSSTELLEN (FÄHNCHEN: POSITION DER KIEMENNETZE – BLAU = ERSTE NACHT, ROT = ZWEITE NACHT; LINIEN: ELEKTROBEFISCHUNGSSTELLEN)

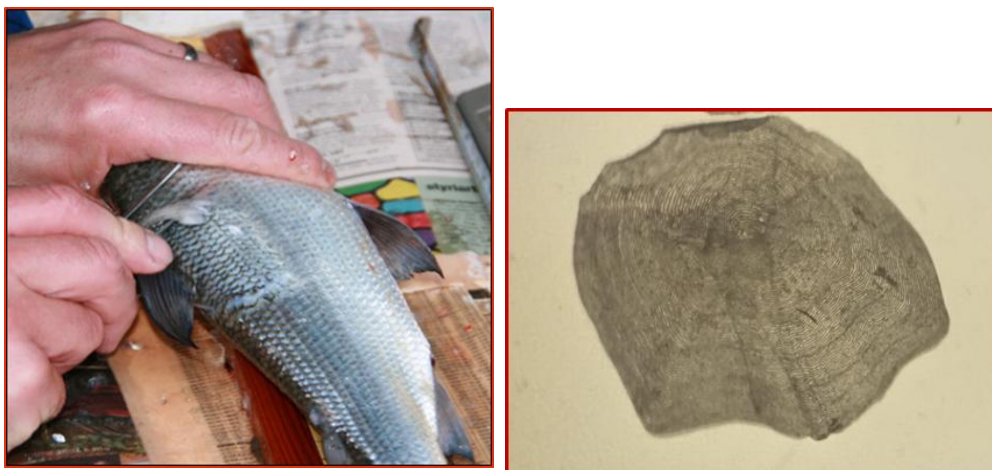


ABBILDUNG 111: LINKS: ENTNAHME VON SCHUPPEN FÜR DIE ALTERSBESTIMMUNG.
RECHTS: SCHUPPENPRÄPARAT AN DIE WAND PROJIZIERT.



ABBILDUNG 112: KIEMENDECKEL (FLUSSBARSCH) ALTER 4+ JAHRE (FOTO: DANIELA ACHLEITNER).

Elektrobefischung

Gewisse Fischarten (z. B.: Aal, Aalrutte oder Hecht) aber auch die Jungfische vieler Arten sind mit Kiemennetzen schwer zu fangen. Um aber auch diese Lebensstadien bzw. Arten nachweisen zu können, wurde eine Elektrobefischung des Ufers durchgeführt (Standaggregat: 13 KW).

Im Gleinkersee erfolgte diese Befischung am 03.09.2024. Entlang des Seeufers wurden vier Stellen mit verschiedenen Fischlebensräumen 15 Minuten lang beprobt (Abbildung 110). Aufgrund seiner Lage, eingebettet in die Berglandschaft, weist der Gleinkersee noch weitgehend naturnahe Ufer auf. Es konnten zwei Stellen mit überhängendem Ufergehölz und eine mit anstehendem Felsen befahren werden. Eine Stelle war durch Blockwurf anthropogen überformt.

Ziel dieser Methodik war, den Nachweis möglichst vieler Arten in möglichst allen Habitaten zu erbringen. Für die Befischung wurde das Boot entlang des Ufers derart gesteuert, dass uferseitig der Bereich bis etwa 1,5 m Wassertiefe für den Polführer und die beiden Kescherführer gut einsehbar und erreichbar war. Die gefangenen Fische wurden in das mit Wasser befüllte Fischfass samt Sauerstoffversorgung gekeschert. Sobald eine Stelle fertig befischt war, wurden die Fische sediert, vermessen (Totallänge), gezählt und nach ihrer Artzugehörigkeit determiniert. Einige wenige Belegexemplare, sowie nicht bestimmbare Fischlarven und 0+ Fische wurden zur späteren Artbestimmung mit Alkohol fixiert. Die restlichen gefangenen Fische wurden schonend wieder freigelassen. Die gewonnenen Daten wurden per Hand notiert und danach in die Datenbank eingepflegt.

Hydroakustik (Echolot)

Die Abschätzung der Fischbiomasse erfolgte mit einem wissenschaftlichen Echolot der Firma SIMRAD (EK 60 mit 7°x7° composite split beam Schwinger) und einer Arbeitsfrequenz von 120 kHz. Die hydroakustischen Aufnahmen wurden durch Vertikalbeschallung während des Befahrens des Sees in einem Zick-Zack-Kurs gewonnen (Abbildung 114). Die Anzahl der Transekte und deren räumliche Verteilung wurde derart festgelegt, dass trotz der unbekannten Verteilung der Fische in einem See eine realistische Abschätzung der Fischbiomasse durchgeführt werden konnte. Bei der Auswahl der Transekte wurde beachtet, dass möglichst alle Bereiche eines Sees abgedeckt wurden, der Zeitaufwand für die Aufnahme und Auswertung jedoch in einem vertretbaren Rahmen blieb.

Begonnen werden die Aufnahmen meist mit Einsetzen der Dunkelheit, dazu wird vorab der Schwinger in etwa 20 cm Wassertiefe am Boot montiert und das Echolot betriebsbereit installiert. Im Zuge der Inbetriebnahme des Echolotes müssen die Einstellungen des Gerätes wie Schallgeschwindigkeit, Pingrate, Echolänge, etc. an das jeweilige Gewässer angepasst werden. Die Bootsgeschwindigkeit liegt während der Aufnahmen bei etwa 5 - 6km/h. Zuvor wird das Echolot mittels einer Eichkugel kalibriert. Alle erhobenen Daten werden sofort während der Aufnahmen gespeichert.

Die hydroakustischen Aufnahmen wurden am 5. November und 5. Dezember 2024 und am 08. April 2025 durchgeführt.

Die Auswertungen der aufgezeichneten Daten wurden mit einem speziellen Computerprogramm durchgeführt (SONAR 5-Pro). Die Ergebnisse umfassen Abundanz, Längenverteilung und die gesamte Fischbiomasse.

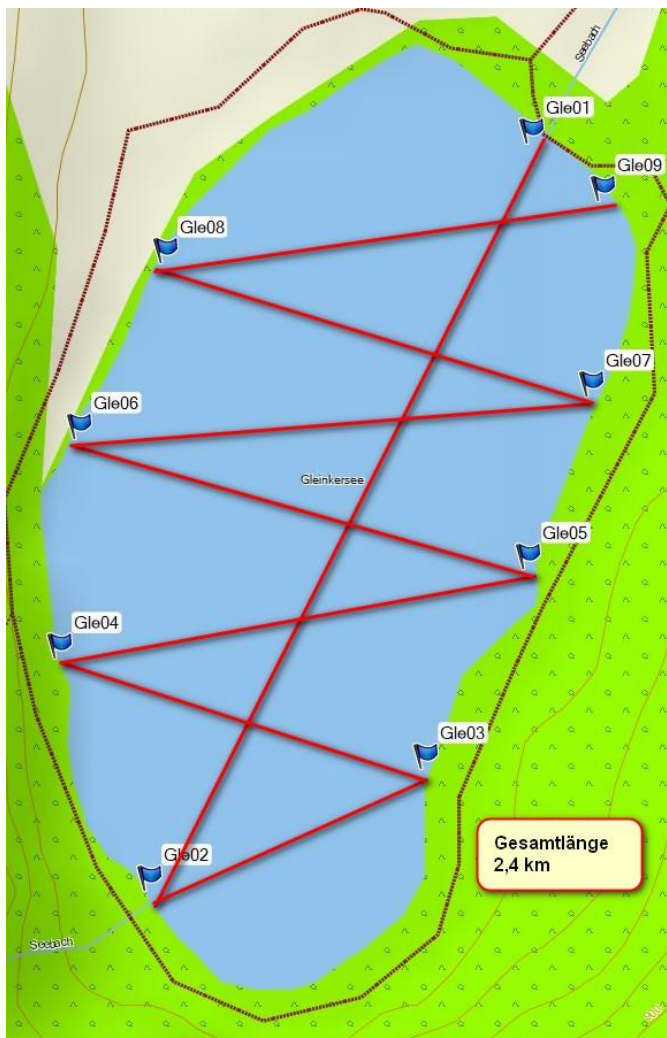


ABBILDUNG 113:GLEINKERSEE - ACHT BEFAHRENE TRANSEKTE FÜR DIE
HYDROAKUSTISCHE FISCHBIOMASSEERHEBUNG (GESAMTLÄNGE VON 2,4 KM).

4.4.1.2 Ergebnisse

Kiemennetzbefischung

Im Rahmen der Kiemennetzbefischung konnten im Zeitraum vom 03.09. - 05.09.2024 im Gleinkersee sechs Fischarten nachgewiesen werden (Tabelle 47). Insgesamt betrug der Fang mit den Kiemennetzen 719 Fische mit einem Gesamtgewicht von 18,0 kg.

Die gewichtsmäßig häufigste Fischart war der Flussbarsch mit 12,0 kg (66,6%). Mit 3,2 kg (17,8%) trug die Rotfeder mit nennenswertem Anteil zum Gesamtfang bei. Die Fischarten Rotaugen 1,3 kg (7,3%), Hecht, Renke und Rußnase waren darüber hinaus im Fang vertreten (Abbildung 115). Betrachtet man die Individuenanzahl der verschiedenen Arten (Abbildung 116), so entfielen 86,4% des Gesamtfanges auf den Flussbarsch ($n = 621$), die Rotfeder war mit 10,8% die zweithäufigste Art ($n = 78$).

Von den insgesamt mit den Kiemennetzen gefangenen Fischen entfielen 85% ($n = 611$) auf die Grundnetze und 15% ($n = 108$) auf die Freiwassernetze. Zahlen- und gewichtsmäßig dominierte in den Freiwassernetzen die Rotfeder und in den Grundnetzen der Flussbarsch (Abbildung 117 und Abbildung 118).

Für die Vergleichbarkeit der Daten zwischen den acht im Rahmen des EMFAF Projektes untersuchten Seen, wurden bei der Auswertung der Tiefenverteilung der Fische Einheitsfänge CPUE (catch per unit effort) ermittelt. Berechnet wurden dazu die Abundanz (Häufigkeit) und die Biomasse pro 100 m² Netzfläche pro 12 Stunden Expansionszeit. Für den Gleinkersee ergab sich ein CPUE von 90,1 Fische/100m²/12h (Freiwasser $n = 3,9$; Grund $n = 86,2$) und eine Biomasse von 0,9 kg/100m²/12h (Freiwasser 0,1 kg; Grund 0,8 kg), Abbildung 119 und Abbildung 121.

In den Grundnetzen wurden die meisten Fische (62,7%) in der Tiefe von 0 m bis 3 m gefangen. In diesem Bereich war der Flussbarsch, die am häufigsten vertretene Art (Abbildung 120). In den Freiwassernetzen fanden sich von 0 – 6 m Tiefe die meisten Fische in den Netzen (99,5%). Diese Tiefe wurde von der Rotfeder dominiert (65%) (Abbildung 122).

TABELLE 46: FISCHARTENZUSAMMENSETZUNG DES GLEIKERSEES, URSPRÜNGLICH UND ERMITTELT IM RAHMEN DER STANDARDISIERTEN FISCHBESTANDSERHEBUNG 2024.

Fischart	ursprünglich	aktuell	Nachweismethode
Aitel	Ja	Ja	Elektrobleifischung
Brachse	Nein	Ja	Mündl. Mitteilung (eDNA)
Flussbarsch	Nein	Ja	Kiemennetz/Elektrobleifischung
Hecht	Ja	Ja	Kiemennetz
Karpfen	Nein	Ja	Mündl. Mitteilung (eDNA)
Koppe	Ja	---	Kein Nachweis
Renke	Nein	Ja	Kiemennetz
Rotaugen	Nein	Ja	Kiemennetz/Elektrobleifischung
Rotfeder	Nein	Ja	Kiemennetz/Elektrobleifischung
Rußnase	Nein	Ja	Kiemennetz
Seeforelle	Ja	Ja	Mündl. Mitteilung (eDNA)
Seesaibling	Ja	Ja	Mündl. Mitteilung (eDNA)

TABELLE 47: KIEMENNETZBEFISCHUNG VOM 28. – 31.08.2023. FISCHARTENZUSAMMENSETZUNG, ANZAHL UND TOTALGEWICHT.

Fischart	Anzahl	Totalgewicht (kg)
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	1	0,9
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	621	12,0
Renke (<i>Coregonus sp.</i>)	1	0,5
Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)	17	1,3
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	78	3,2
Rußnase (<i>Vimba vimba</i>)	1	0,1
Summe	719	18,0

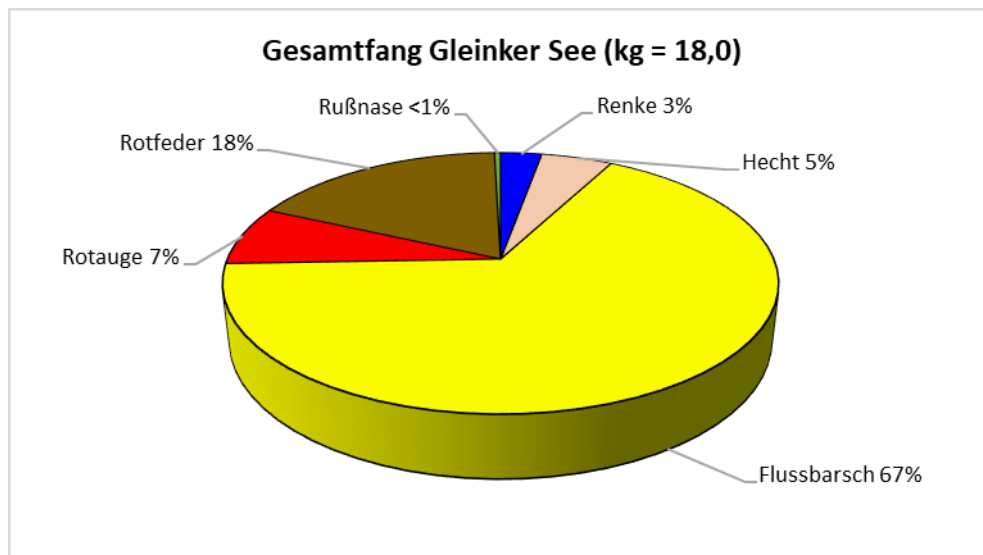


ABBILDUNG 114: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN AUS DEN KIEMENNETZEN NACH GEWICHT.

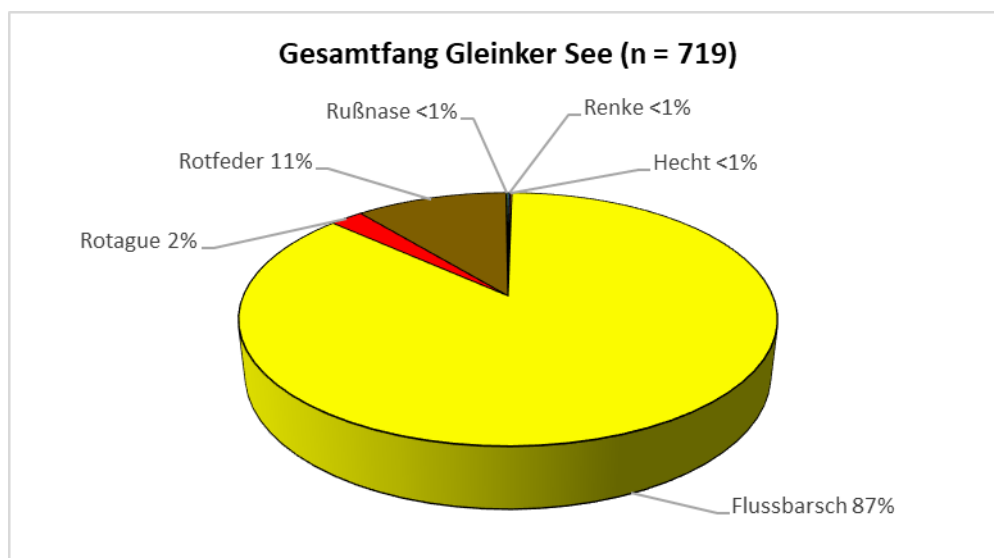


ABBILDUNG 115: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN AUS DEN KIEMENNETZEN NACH ANZAHL.

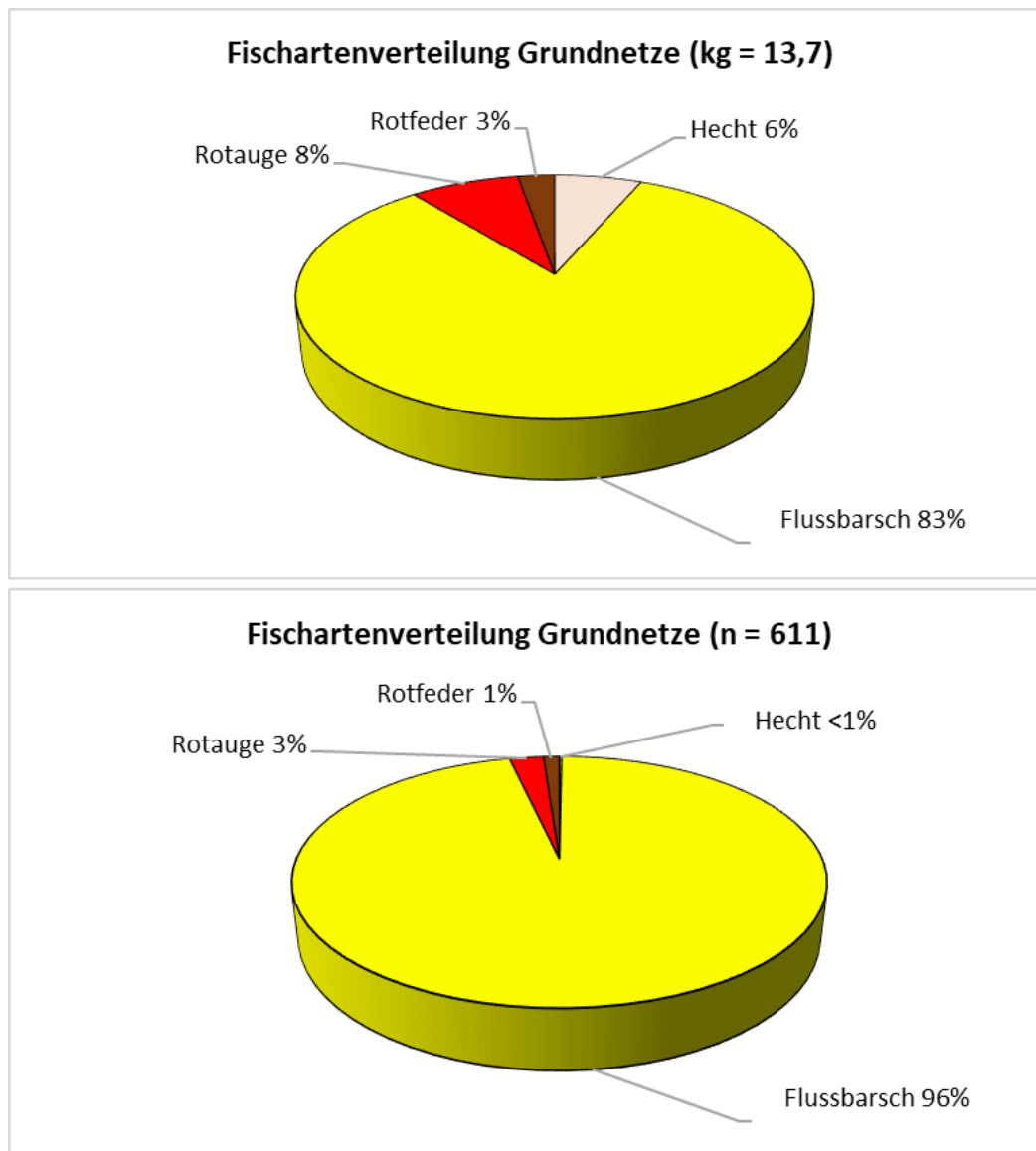


ABBILDUNG 116: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN NACH GEWICHT UND ANZAHL IN DEN GRUNDNETZEN.

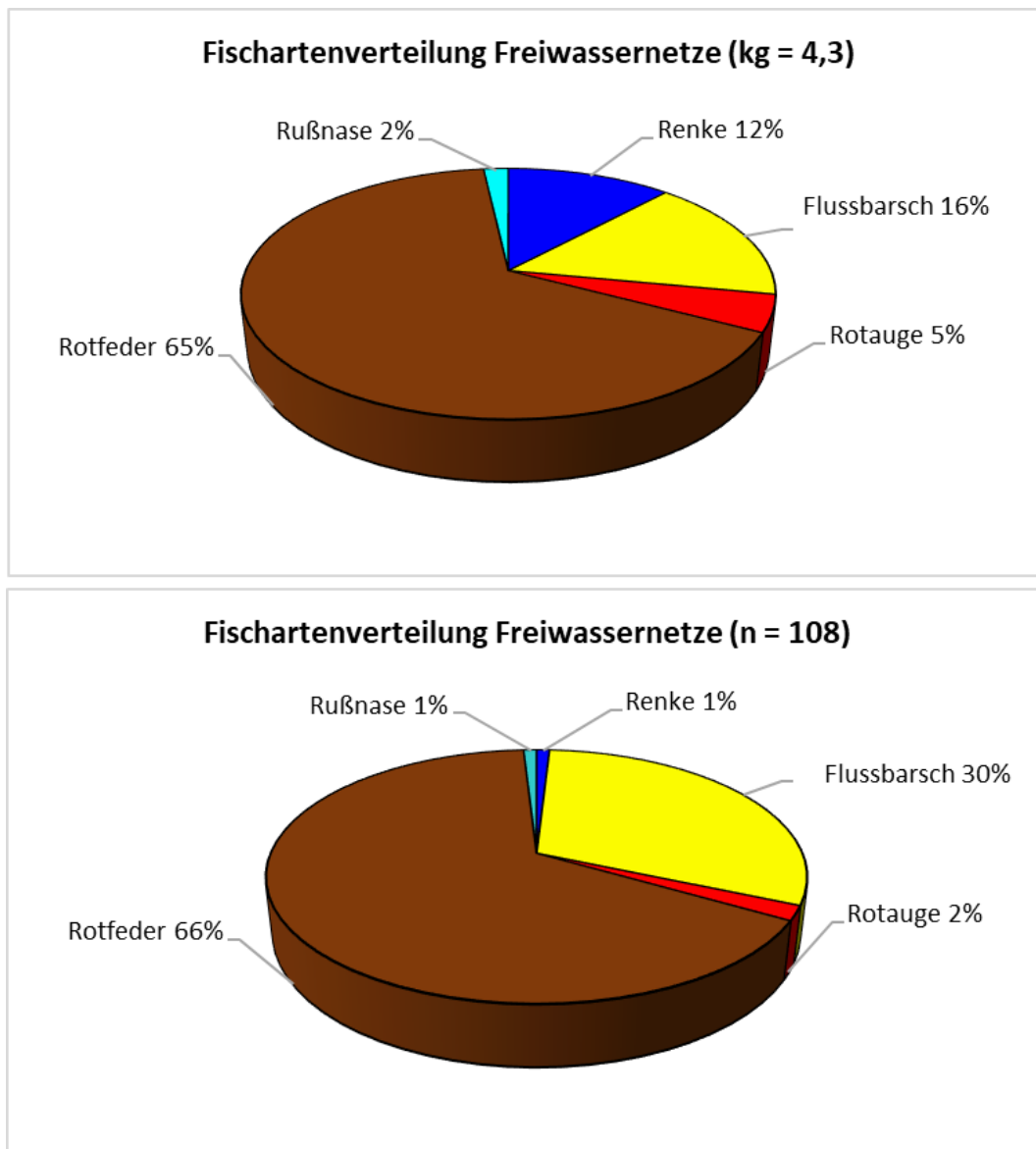


ABBILDUNG 117: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN NACH GEWICHT UND ANZAHL FREIWASSERNETZEN.

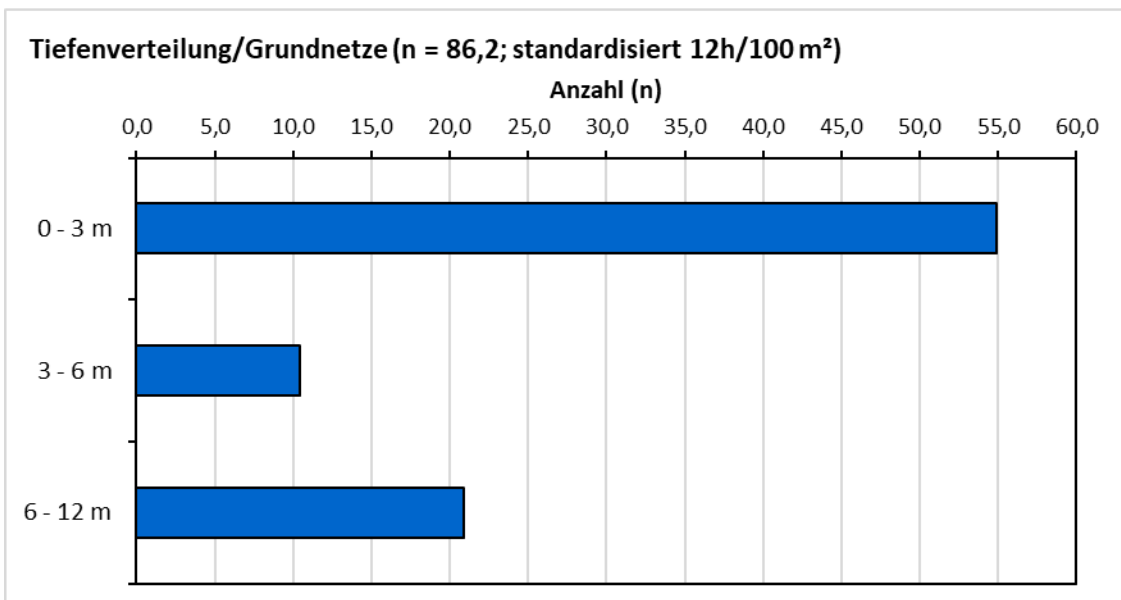
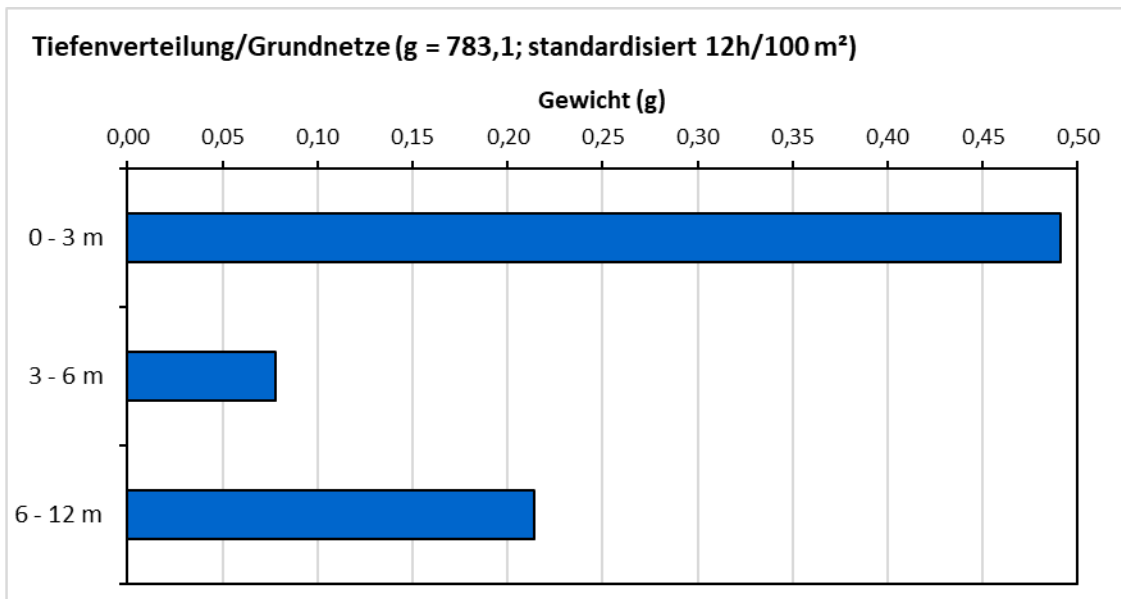


ABBILDUNG 118: TIEFENVERTEILUNG VON BIOMASSE UND ABUNDANZ IN DEN GRUNDNETZEN.

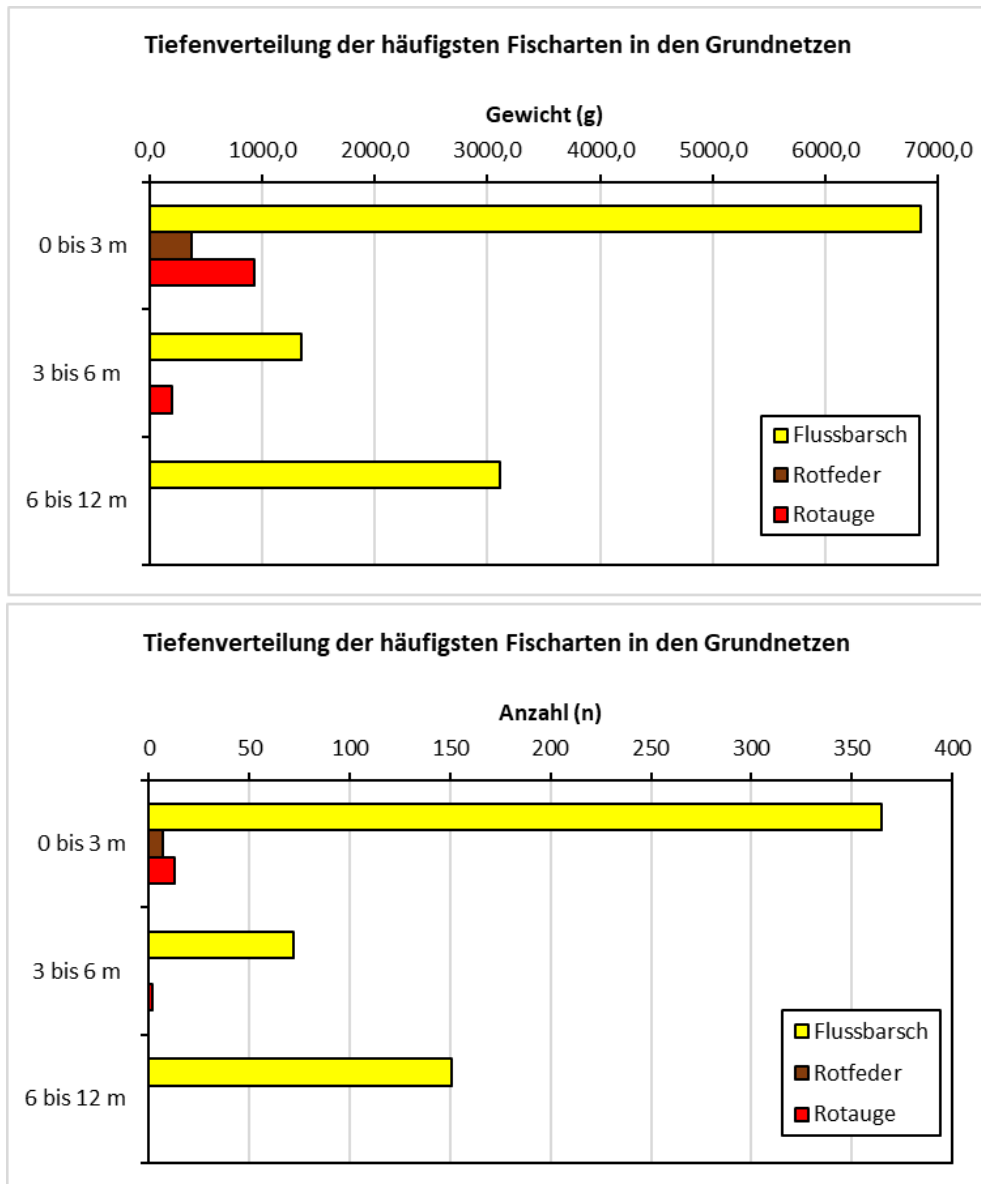


ABBILDUNG 119: TIEFENVERTEILUNG DER HÄUFIGSTEN FISCHARTEN (GEWICHT UND ANZAHL) IN DEN GRUNDNETZEN.

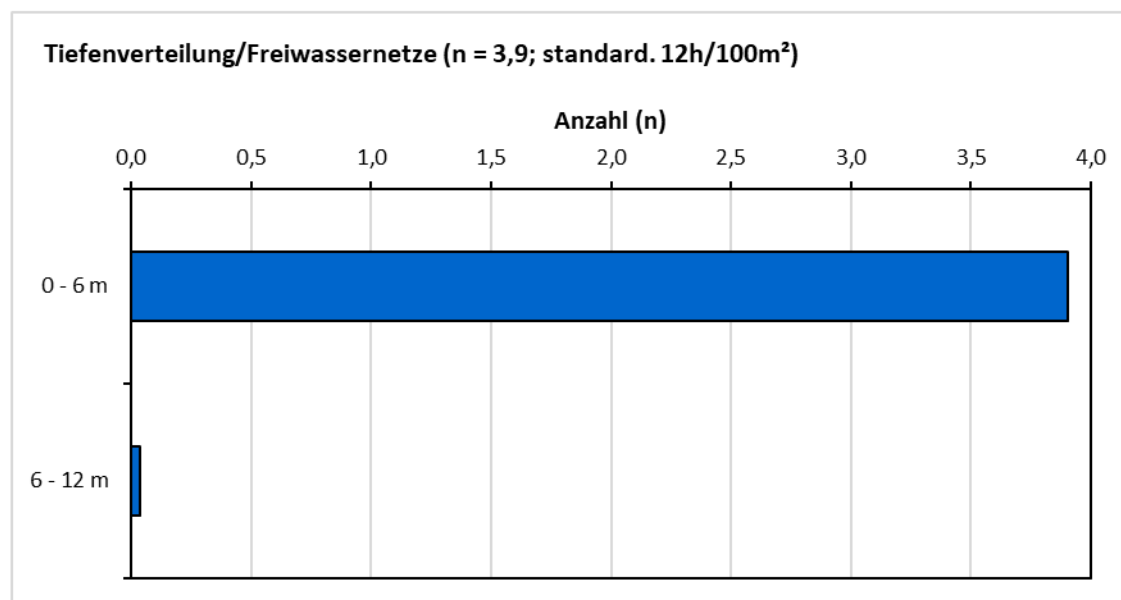
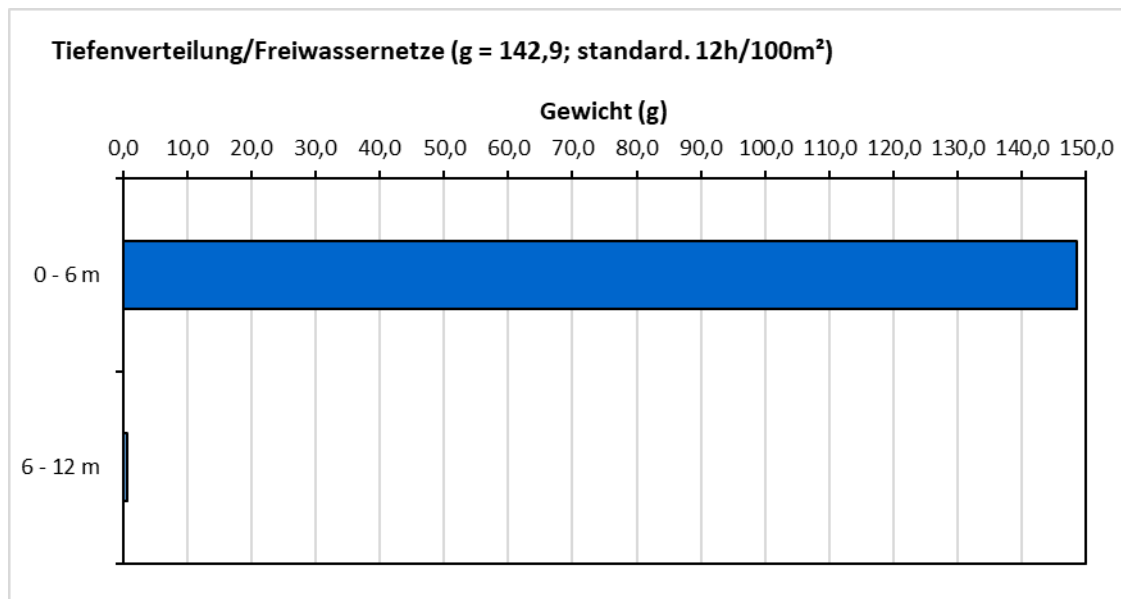


ABBILDUNG 120: TIEFENVERTEILUNG VON BIOMASSE UND ABUNDANZ IN DEN FREIWASSERNETZEN.

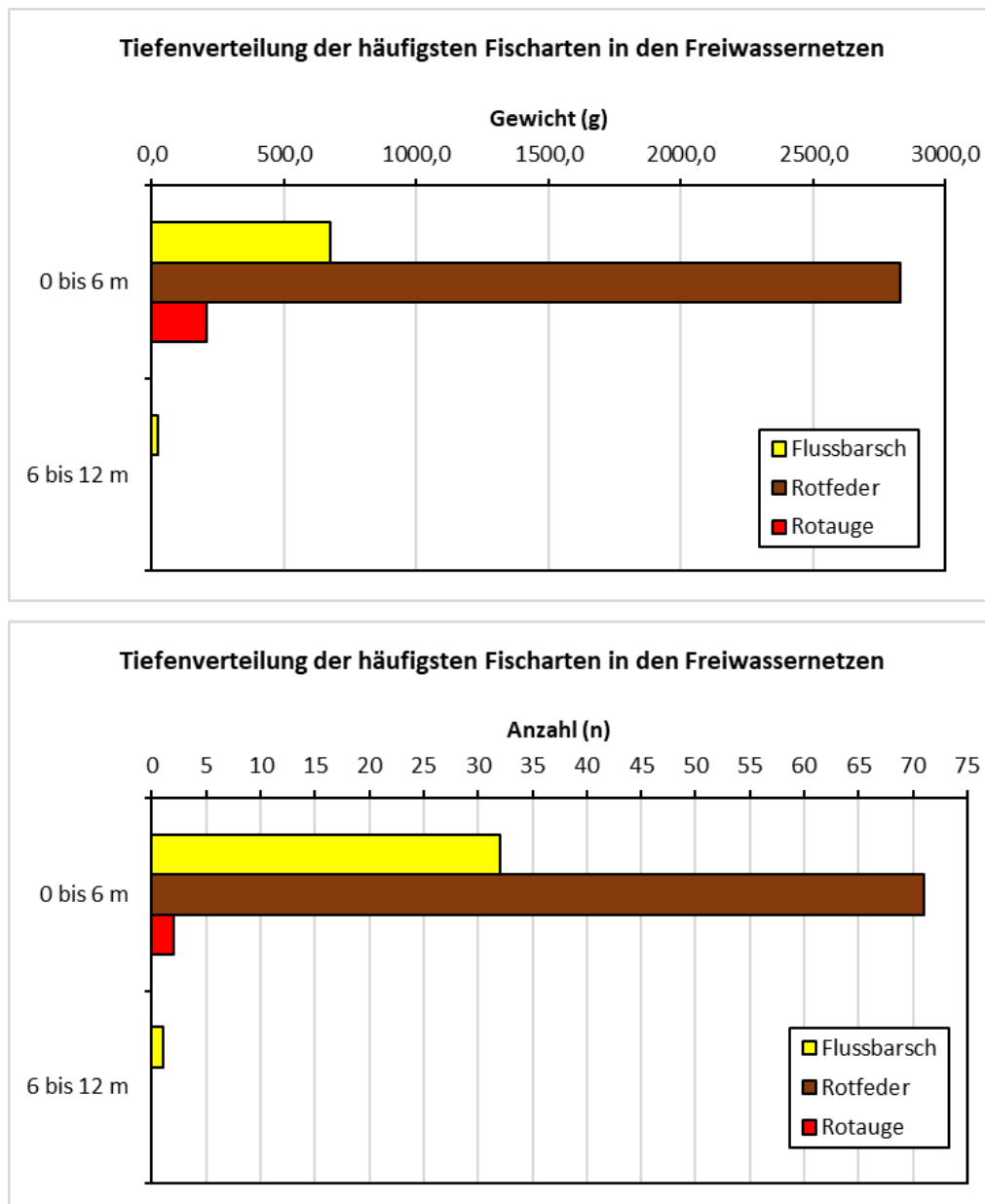


ABBILDUNG 121: TIEFENVERTEILUNG DER HÄUFIGSTEN FISCHARTEN (GEWICHT UND ANZAHL) IN DEN FREIWASSERNETZEN.

Längenfrequenz

Die Darstellung der Längenfrequenz liefert einen aussagekräftigen Parameter für die Beschreibung eines Fischbestandes und somit auch ein anschauliches Bild über die Längenklassen der bei der Befischung gefangenen Fischarten. Werden Individuen beginnend bei geringer, durchgehend bis hin zu großer Größe detektiert kann man, sofern kein Besatz erfolgte, auf eine gut funktionierende natürliche Reproduktion der jeweiligen Fischart schließen. In den Abbildung 123 bis Abbildung 125 sind die Längenfrequenzen der häufigsten Fischarten im Gleinkersee grafisch dargestellt.

Vom Flussbarsch, der im Freiwasser sehr präsent war, waren die Größenklassen 10 und 11 cm am stärksten vertreten, Individuen >16 cm kamen nur vereinzelt vor. Das größte Exemplar maß eine Totallänge von 30 cm. (Abbildung 123).

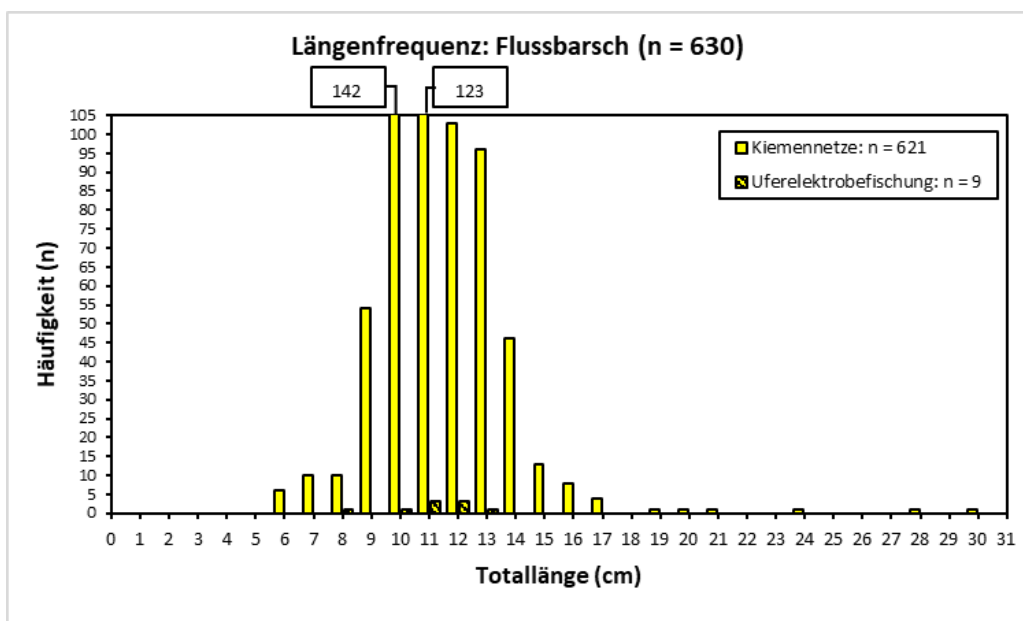


ABBILDUNG 122: LÄNGENFREQUENZ FLUSSBARSCH

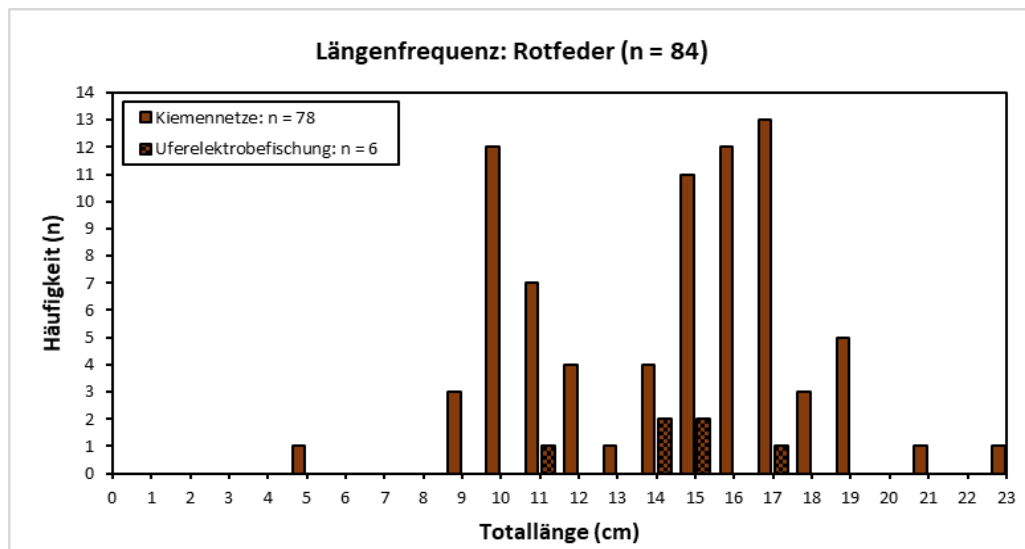


ABBILDUNG 123: LÄNGENFREQUENZ ROTFEDER

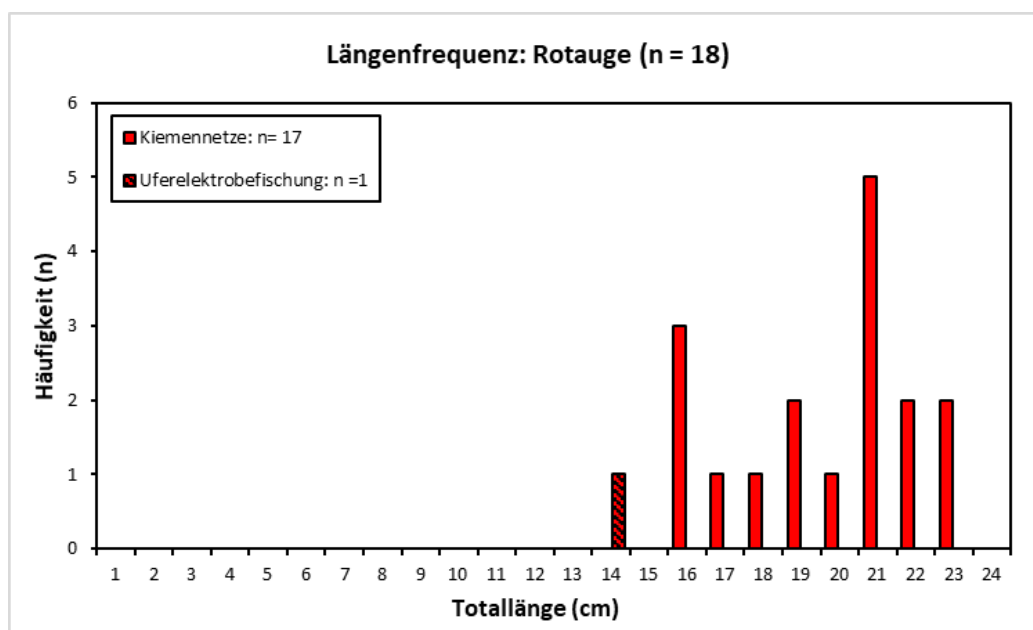


ABBILDUNG 124: LÄNGENFREQUENZ ROTAUGE

Längen und Gewichte

Für Flussbarsch, Rotfeder und Rotaugen wurde der Zusammenhang zwischen der Gesamtlänge und dem Totalgewicht hergestellt. Aus den Abbildung 126 bis Abbildung 128 kann für jedes Individuum die Totallänge mit dem zugehörigen Gesamtgewicht abgelesen werden.

Aus der Beziehung zwischen Gesamtgewicht und Totallänge lässt sich der sogenannte Konditionsfaktor nach Fulton (Korpulenzfaktor) ermitteln (Tabelle 48). Basierend auf diesem Faktor kann man auf den Ernährungszustand der Fische schließen, Werte >1 weisen auf einen sehr guten Ernährungszustand hin.

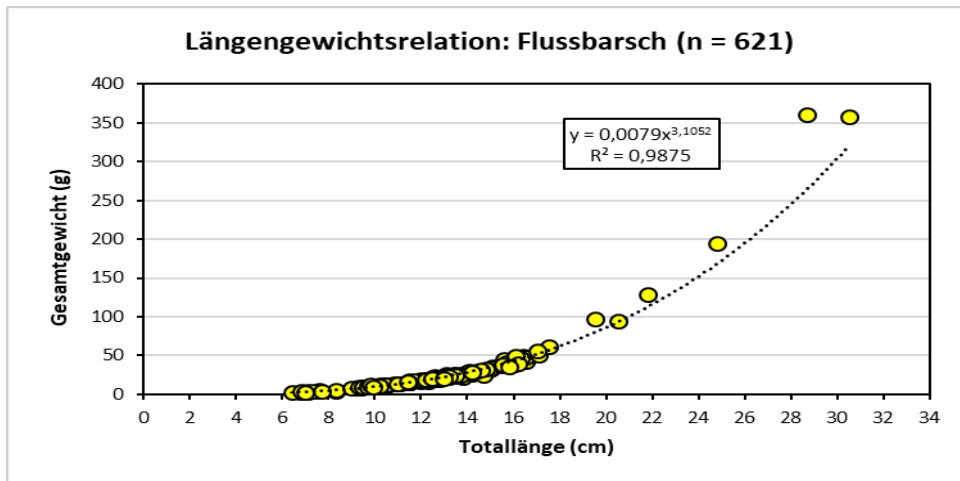


ABBILDUNG 125: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE UND GESAMTGEWICHT FLUSSBARSCH

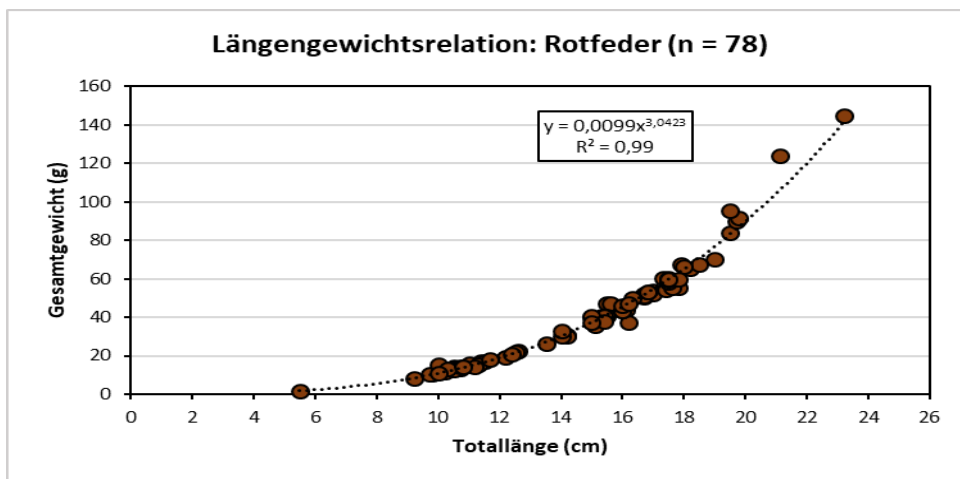


ABBILDUNG 126: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE UND GESAMTGEWICHT ROTFEDER

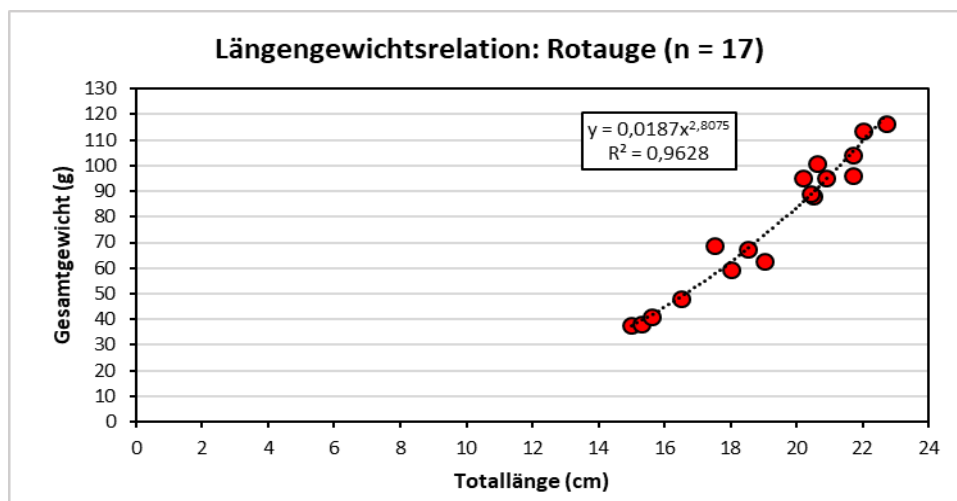


ABBILDUNG 127: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE UND GESAMTGEWICHT ROTAUGE

TABELLE 48: DURCHSCHNITTLICHER KONDITIONSFAKTOR (KF) NACH FULTON UND MINIMALE UND MAXIMALE TOTALLÄNGEN DER FISCHARTEN IM GLEINKERSEE.

Fischart	Min. Länge	Max. Länge	Mittl. KF	Stabw.	(n)
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	6,4 cm	30,5 cm	1,03	±0,11	621
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	-	51,7	0,64	-	1
Renke (<i>Coregonus</i> sp.)	-	35,5	1,15	-	1
Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)	15	22,7	1,06	±0,11	17
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	5,5	23,2	1,11	±0,11	78
Rußnase (<i>Vimba vimba</i>)	-	18,6	1,20	-	1

Altersbestimmung und Wachstum

Die Altersbestimmung anhand der Schuppenanalyse ergab für die Renke ein Alter von 4+ Jahren (35,5 cm). Für die größten Exemplare der beiden Cyprinidenarten wurde ebenfalls mittels Schuppen das Alter bestimmt. Die vier größten Rotfedern waren 5+ bis 9+ Jahre alt, die Rotaugen 4+ bis 7+ Jahre alt.

Für den am stärksten im Fang vertretenen Flussbarsch wurde für eine Auswahl an Individuen (n = 68) anhand der Zuwachsringe der Kiemendeckel eine Altersbestimmung (±1 Jahr) durchgeführt (Abbildung 129). Die Auswertung ergab Altersklassen zwischen 0+ (1 sömmerig) und 10+ (11 sömmerig). Die Altersklasse 0+ war mit 19 Individuen (28%) am stärksten in der Auswahl vertreten. Mit 15 Individuen (22%) folgte die Altersklasse 1+ und mit 12 Individuen (18%) die Altersklasse 4+. Die häufigste Altersklasse 0+ wies eine mittlere Totallänge von 7,9 cm

($\pm 1,1$ cm Stabw.). Abbildung 130 zeigt die Relation zwischen Alter und Totallänge. Der älteste Flussbarsch (10+) hatte eine Totallänge von 30,5 cm.

Das mittlere Gesamtgewicht bzw. die mittlere Totallänge der einzelnen Altersklassen der untersuchten Flussbarsche sind in den Tabelle 49 und Tabelle 50 angeführt.

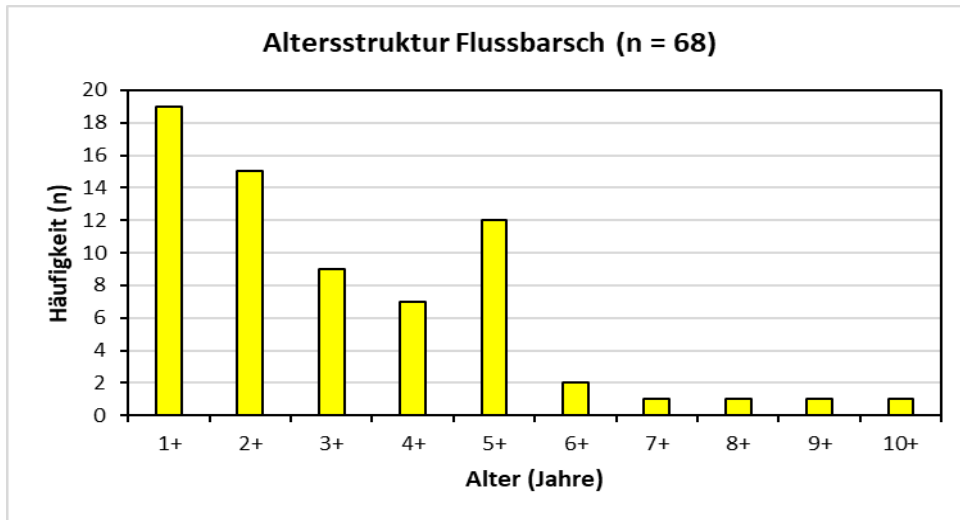


ABBILDUNG 128: ALTERSSTRUKTUR DES FLUSSBARSCHES IM GLEINKERSEE.

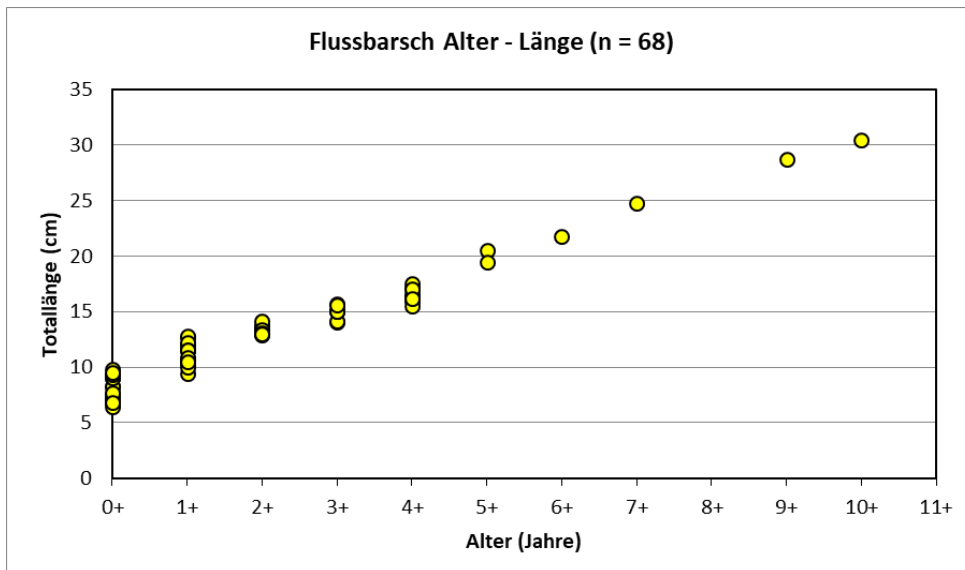


ABBILDUNG 129: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN ALTER UND TOTALLÄNGE DES FLUSSBARSCHES.

TABELLE 49: MITTLERES GESAMT-, MINIMAL- UND MAXIMALGEWICHT ALLER ALTERSKLASSEN, MIT STANDARDABWEICHUNG (STD. ABW.) UND ANZAHL DER FLUSSBARSCHEN (N).

Alter	mittleres Gewicht (g)	Stabw.	min Gewicht	max Gewicht	Anzahl (n)
0+	5,3	2,40	3	10	19
1+	14,7	3,91	8,3	19,7	15
2+	23,2	2,15	20,3	27	9
3+	35,1	6,43	26,6	45,8	7
4+	47,7	7,46	36,6	62,2	12
5+	96,0	1,77	94,7	97,2	2
6+	128,9	---	---	---	1
7+	194,5	---	---	---	1
8+	---	---	---	---	---
9+	359,9	---	---	---	1
10+	357,9	---	---	---	1

TABELLE 50: MITTLERE TOTAL-, MINIMAL- UND MAXIMALLÄNGE ALLER ALTERSKLASSEN, MIT STANDARDABWEICHUNG (STD. ABW.) UND ANZAHL DER FLUSSBARSCHEN (N).

Alter	mittlere Länge (cm)	Stabw.	min Länge	max Länge	Anzahl (n)
0+	7,9	1,1	6,4	9,8	19
1+	11,2	1,0	9,4	12,8	15
2+	13,4	0,4	12,9	14,2	9
3+	15,0	0,6	14,1	15,7	7
4+	16,5	0,6	15,5	17,5	12
5+	20,0	0,7	19,5	20,5	2
6+	21,8	---	---	---	1
7+	24,8	---	---	---	1

Alter	mittlere Länge (cm)	Stabw.	min Länge	max Länge	Anzahl (n)
8+	---	---	---	---	---
9+	28,7	---	---	---	1
10+	30,5	---	---	---	1

Elektrobleifischung

Im Gleinkersee wurden im Zuge der Uferblektrobleifischung 18 Individuen auf Artniveau bestimmt und ihre Totallängen vermessen. An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die Uferblektrobleifischung eines Sees keine absolut quantitative Methode darstellt, sie ermöglicht jedoch einen Blick auf die Fischarten und deren relative Häufigkeiten.

Mit neun Individuen war auch im Uferbereich der Flussbarsch am häufigsten vertreten. Die Rotfeder kam mit sechs Individuen und der Hecht mit einem Exemplar vor. Als weitere Art konnte zusätzlich zu den Kiemennetzfängen der Aitel (n=2) nachgewiesen werden (Abbildung 131). In Tabelle 51 sind die Anzahl, die minimalen und die maximalen Fanglängen der untersuchten Fischarten zusammengestellt.

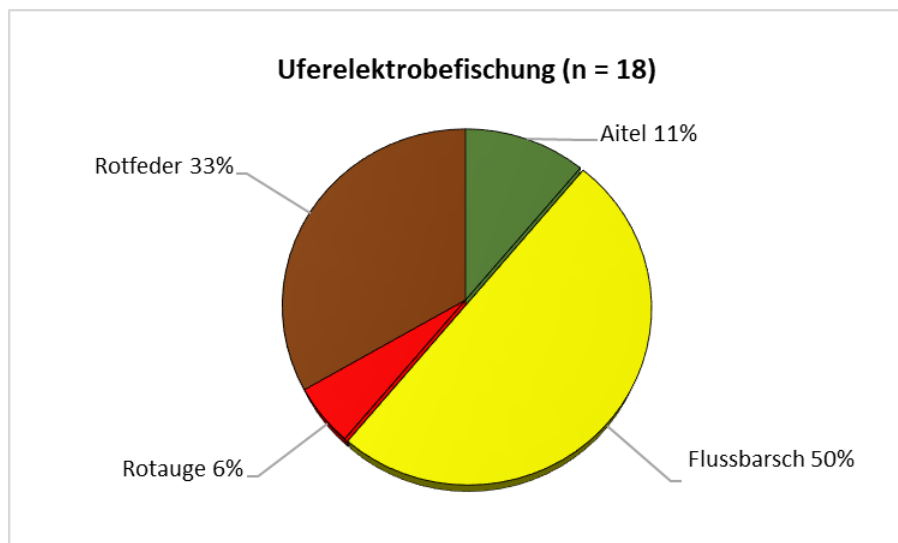


ABBILDUNG 130: UFERELEKTROBLEIFISCHUNG – ARTENZUSAMMENSETZUNG.

TABELLE 51: ELEKTROBEFISCHUNG IM GLEINKERSEE AM 03.09.2024. ZUSAMMENSTELLUNG DER ANZAHL BZW. MINIMALEN UND MAXIMALEN FANGLÄNGE DER FISCHE.

Fischart	Anzahl (n)	Totallänge (min)	Totallänge (max)
Aitel	2	27,0 cm	27,5 cm
Flussbarsch	9	8,7 cm	13,0 cm
Rotaugen	1	13,0	13,0
Rotfeder	6	11,5 cm	17,0 cm
Summe	18		

Gesamtfang Kiemennetzbefischung und Ufer elektrobefischung

Im Rahmen der standardisierten Fischbestandserhebung wurden im Gleinkersee mit den Kiemennetzen und der Ufer elektrobefischung in Summe 737 Fische gefangen. In Abbildung 132 werden die Fangerfolge grafisch dargestellt. Mit beiden Befischungsmethoden konnten Flussbarsch, Rotaugen und Rotfeder nachgewiesen werden. In den Kiemennetzen fanden sich darüber hinaus je eine Renke, Hecht und Rußnase. Im Zuge der Ufer elektrobefischung konnte der Aitel nachgewiesen werden. Vorherrschende Art war sowohl in den Kiemennetzen als auch im Uferbereich der Flussbarsch.

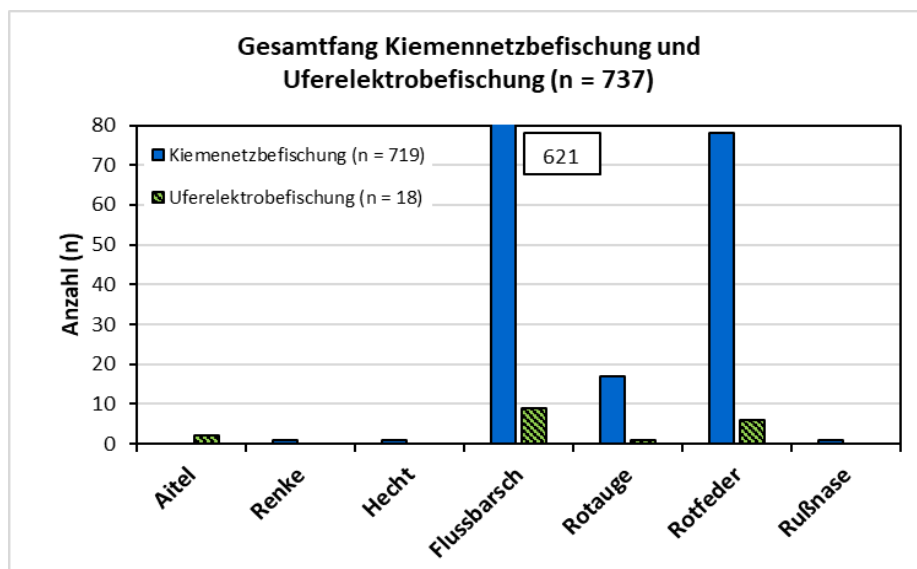


ABBILDUNG 131: GEGENÜBERSTELLUNG DER FÄNGE DER BEIDEN BEFISCHUNGSMETHODEN.

Hydroakustik

Die Auswertungen der 3 hydroakustischen Aufnahmen (05.11.2024, 05.12.2024 und 08.04.2025) ergaben für den Gleinkersee eine mittlere Fischbiomasse von 8,7 kg/ha ($\pm 4,9$ kg/ha Standardabweichung; $n = 3$). Die Mittelwerte der einzelnen Aufnahmen betrugen 3 kg/ha im November, 11 kg/ha im Dezember und 12 kg/ha im April. Die Schwankungsbreite zwischen den 3 Terminen (9 kg/ha) zeigte, dass die Novemberaufnahme deutlich von den beiden anderen, die sehr gut übereinstimmten, abwich. Die geringe Gesamtbiomasse im November könnte möglicherweise darin begründet sein, dass sich ein beträchtlicher Teil der Fische saisonbedingt noch in ufer- bzw. oberflächennahen Bereichen aufhielt, wo sie nicht zuverlässig mit dem Echolot zu detektieren waren.

Zwischen den einzelnen Transekten zeigte sich wie gewohnt eine hohe Variabilität in der Fischbiomasse einzelner Abschnitte (Abbildung 133). Das Minimum der erhobenen Fischbiomasse lag bei 0 kg/ha. Die Transekte 3 und 8 zeigten an allen Terminen keine oder kaum Biomassewerte. Das Maximum aller Aufnahmen lag bei 55 kg/ha am Transekt 5 im Dezember. Die Schwankungsbreite zwischen den Transekten je Termin lag bei 14 kg/ha im November, bei 55 kg/ha im Dezember und bei 39 kg/ha im April.

Die mittlere Abundanz (Fische >2 cm Totallänge, arithmetisches Mittel) über alle Termine lag bei 140 Fische/ha, wobei sich der November deutlich von Dezember und April unterschied (280 Fische/ha im November versus 77 Fische/ha im Dezember und 61 Fische/ha im April). Der Median (im Unterschied zum arithmetischen Mittel etwas robuster gegen Spitzenwerte) über alle Transekte und Termine ergab 76 Fische/ha.

Die Längenfrequenz zeigte insgesamt zwar ein typisches Bild für einen natürlichen See mit abnehmenden Abundanzen bei zunehmender Fischlänge, aber im Vergleich zu anderen Seen lag die Fischdichte generell auf sehr niedrigem Niveau und endete nach oben hin bei vergleichsweise kleinen Fischgrößen. Üblicherweise werden Fischlängen bis ca. 80 cm durchgehend und Längen bis 120cm noch einzeln detektiert. Kleine Fische (2 - 10 cm) wurden im Gleinkersee im November noch sehr häufig detektiert, dafür aber keine größer 33 cm. Auch an den anderen Terminen fielen bereits ab 10 cm die Abundanzen sehr rasch auf unter 10 Fische/ha ab. Ab einer Totallänge von mehr als 15 cm wurden weniger als 4 Fische/ha und ab etwa 35 cm kleiner gleich 1 Individuum/ha ermittelt (Abbildung 134). Üblicherweise sind Fischlängen von 20 cm – 40 cm Totallänge deutlich häufiger. Im Gleinkersee spiegelt die atypische Längenverteilung unter anderem auch das Defizit bei den Salmoniden (Seesaibling und/oder Renken) wieder, da Populationen dieser Arten meistens bis zu mittleren Fischlängen (ca. 50 cm) namhafte Individuendichten und somit auch Biomasseanteile erreichen.

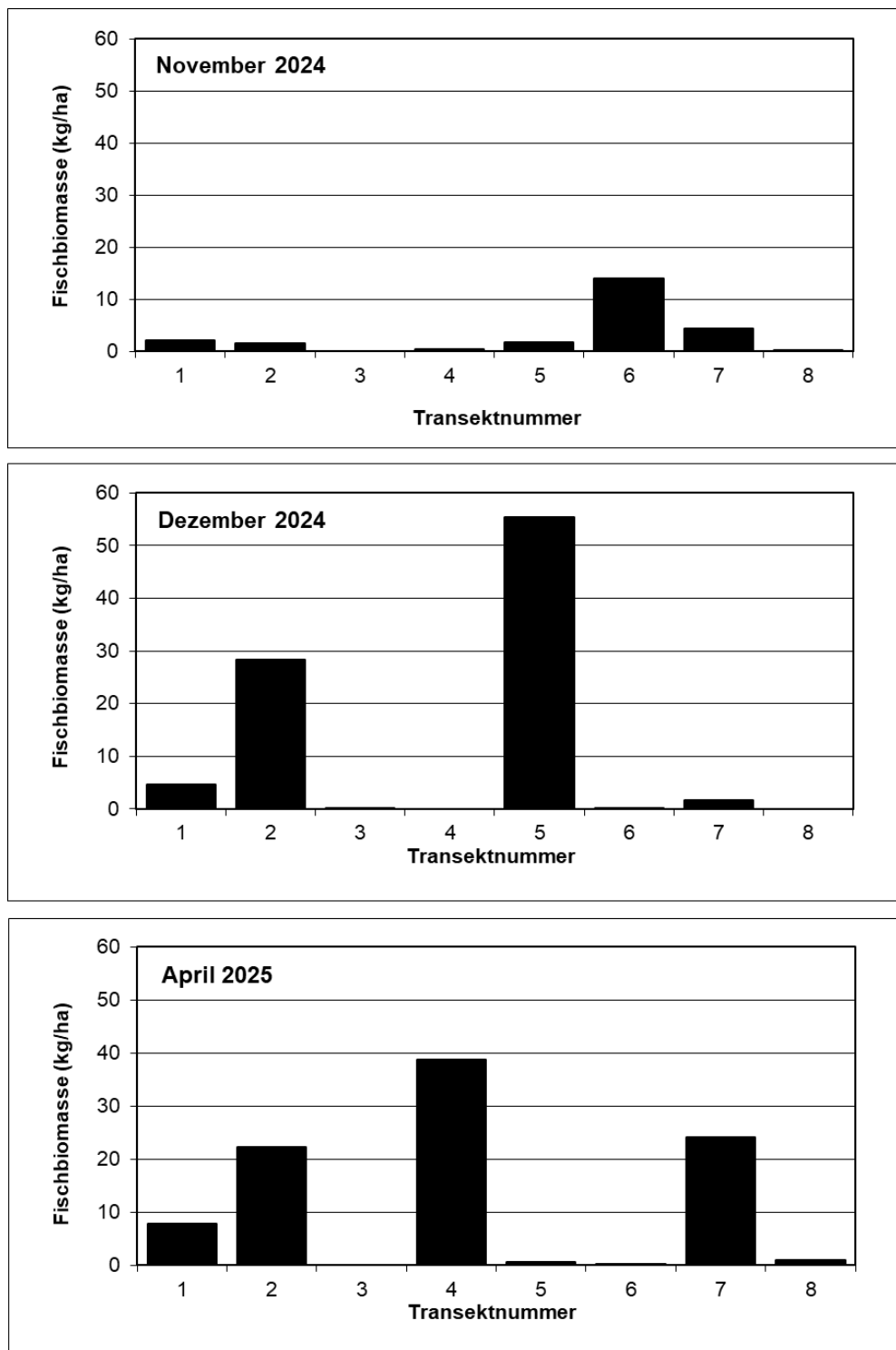


ABBILDUNG 132: BIOMASSEN AN DEN DREI TERMINEN AUF DEN VERSCHIEDENEN TRANSEKTEN.

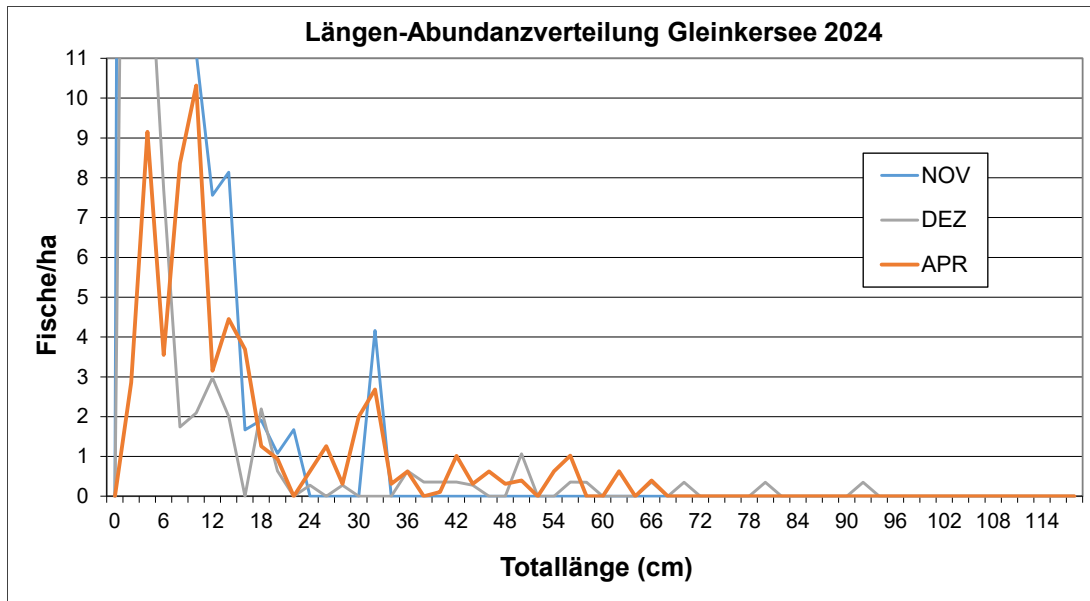


ABBILDUNG 133: LÄNGENFREQUENZVERTEILUNG AN DEN TERMINEN.

Die Fischbiomasse war an den 3 Terminen folglich sehr stark von den unterschiedlich detektierten Fischlängen beeinflusst (Abbildung 135). Im November wurde zwar eine hohe Dichte an kleinen Fischen, aber jedoch überraschenderweise keine größer 33 cm detektiert. Die anderen beiden Aufnahmen unterschieden sich deutlich vom November, waren untereinander aber vergleichbarer und zeigten Gewichtsanteile auch von größeren Fischen. Große Dichten bei den kleinen Längenklassen (November) haben aufgrund des geringen Individualgewichts kaum Einfluss auf die Gesamtbiomasse, während die Detektion von größeren Fischen auch bei unterschiedlichen Dichten der einzelnen Klassen aufgrund des höheren Stückgewichtes deutlich messbarer zur Gesamtfischbiomasse beiträgt. Normalerweise steigt mit der Längenklasse der Anteil an der Fischbiomasse bis in den mittleren Bereich an, Totallängen von 30 cm bis 60 cm bilden den Hauptanteil der Gesamtfischbiomasse und darüber nehmen die Anteile wieder ab. Im Gleinkersee fehlen die namhaften Anteile der mittleren Längen, daher wirken sich große Fische überproportional aus und die Längen-Gewichtsverteilung steigt nach oben hin.

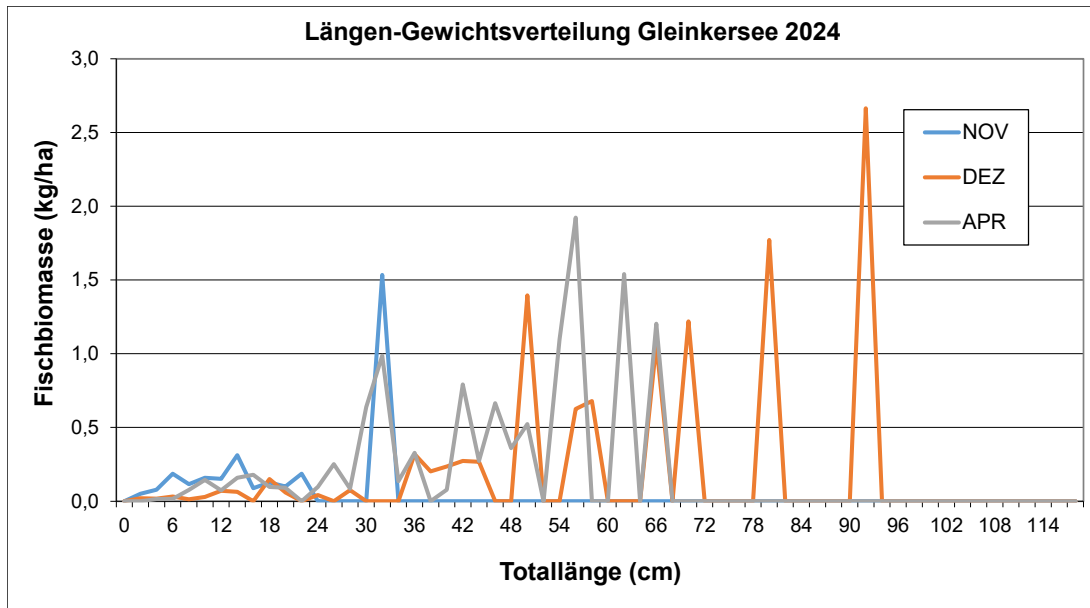


ABBILDUNG 134: LÄNGEN-GEWICHTSVERTEILUNG AN DEN TERMINEN.

Zusammenfassend ergibt die Hydroakustik mit etwa 9 kg/ha für den Gleinkersee eine vergleichsweise geringe mittlere Gesamtfischbiomasse (Referenz Typ Seesaiblingsee: 49 kg/ha). In den gegenständlichen Echolot-Aufnahmen wurde sehr klar ersichtlich, dass augenscheinlich ein markantes Defizit bei den Salmoniden im Freiwasser (Seesaibling und Renken) dafür verantwortlich zeichnet, da diese bei entsprechenden Populationsgrößen normalerweise deutlich zahlreicher im Freiwasser detektiert werden. Die Populationen dieser Arten erreichen meistens bis zu mittleren Fischlängen (ca. 50 cm) namhafte Individuendichten und beim zugehörigen Stückgewicht somit auch entsprechende Biomasseanteile. Dieses Defizit stimmt gut mit den Befischungsergebnissen überein.

4.4.1.3 Bewertung des fischökologischen Zustandes nach ALFI

Die Bewertung des fischökologischen Zustandes wird angelehnt an das Bewertungsverfahren für Seen >50ha durchgeführt (Leitfaden). In der Einteilung nach fischökologischen Seentypen entspricht der Gleinkersee am ehesten einem **Seesaiblingsee** mit der Leitfischart Seesaibling. Die typspezifischen Fischarten dieses Seentyps sind Koppe, Elritze und Seeforelle. Im Gleinkersee sind die typspezifischen Arten mit Ausnahme der Elritze historisch plausibel (Stundl, 1953). Aktuell wurden insgesamt 11 Arten im Gleinkersee nachgewiesen, wobei zu den 5 ursprünglichen Arten (Aitel, Hecht, Seesaibling, Seeforelle inkl. Bachforelle und Koppe) 7 als neue Spezies (Brachsen, Flussbarsch, Karpfen, Renken, Rotaugen, Rotfeder und Rußnase) hinzukommen. Die Leitfischart (Seesaibling) konnte im Rahmen des standardisierten Befischungsprogramms nicht durch Fang, sondern nur per eDNA belegt werden (Abundanzindex = 1). Somit konnten keine Längenklassen nachgewiesen werden und der Metric „Längenfrequenz Leitfischart“ ergibt den Wert=0. Von den typspezifischen Arten wurde die Koppe nicht (AI=0) und die Forelle (*Salmo trutta*) nur per eDNA (AI=1) belegt. Von Aitel und Hecht, die ebenfalls als ursprüngliche Arten im Gleinkersee gelten, wurden jeweils nur einzelne Individuen gefangen (AI=2). Maßgebliche Defizite werden in der aktuellen ALFI-Bewertung so in allen Metriken ausgewiesen. Mit einem errechneten **Gesamt-EQR** von **0,22** wird der **fischökologische Zustand** des Gleinkersees im nationalen Bewertungssystem ALFI mit „**unbefriedigend**“ beurteilt. Diese Bewertung wurde wie oben dargelegt in Anlehnung an den Leitfaden für große Seen durchgeführt und ist dementsprechend zu interpretieren.

Gleinkersee 2024		
Anzahl Arten Überblick	Anzahl urspr. Arten	5
	Anzahl aktuelle Arten	11
	Artenfehlbetrag	1
	Anzahl Fremdfischarten	7
	Metric	EQR
Arteninventar	AI typspezifische Fischarten	0,17
	Anteil AI Fremdfischarten	0,21
	Abundanzindex Kleinfischarten	0,00
	Abundanzindex stenöke Arten	0,17
Gilden	Abundanzindex Laichwanderer	0,63
	Abundanzindex Laichgilden	0,38
LF	Längenfrequenz Leitfischart	0,00
BM	Fischbiomasse	0,20
	MEAN EQR	0,22

AI...Abundanzindex

Ökologische Zustandsklasse	EQR
sehr gut	>0,8
gut	0,60-0,79
mäßig	0,40-0,59
unbefriedigend	0,20-0,39
schlecht	<0,20

4.4.1.4 Zusammenfassung und Diskussion

- Bei der standardisierten Fischbestandserhebung im Gleinkersee wurden insgesamt 737 Fische (Kiemennetzbefischung $n = 719$, Uferelektrobefischung $n = 18$) gefangen. Mit den Kiemennetzen konnte die sechs Fischarten Flussbarsch, Renke, Hecht, Rotfeder, Rotaugen und Rußnase nachgewiesen werden. Das Ergebnis der Uferelektrobefischung erbrachte den Nachweis des Aitel als weitere Fischart.
- Von den gesamten Netzfängen entfielen 85,0% ($n = 611$) auf die Freiwassernetze und 15,0% ($n = 108$) auf die Grundnetze. Im Freiwasser betrug das Gesamtgewicht der Fische 4,3 kg und über Grund 13,8 kg.
- Für die Vergleichbarkeit der Daten zwischen den acht im Rahmen des EMFAF Projektes untersuchten Seen, wurden bei der Auswertung der Tiefenverteilung aller gefangenen Fische Einheitsfänge CPUE (gleicher Fangaufwand) ermittelt. Für den Gleinkersee ergab sich ein CPUE von 90,1 Fische/100m²/12h (Freiwasser $n = 3,9$; Grund $n = 86,2$) und eine Biomasse von 0,9 kg/100m²/12h (Freiwasser 0,1 kg; Grund 0,8 kg).
- Die Auswertung der Längenfrequenzen für den Flussbarsch ergab eine typische Verteilung mit vielen kleinen Größenklassen bei Vorkommen weniger großer Exemplare. Der Größenbereich erstreckte sich von 6 cm bis 30 cm.
Die Rotfeder war mit Individuen von 5 cm bis 23 cm in den Fängen vertreten und das Rotaugen von 14 cm bis 23 cm.
- Die Altersbestimmung anhand der Schuppen ergab für die Renke ein Alter von 4+ Jahren, für die Rotfeder Altersklassen von 5+ bis 9+ Jahre und für das Rotaugen von 4+ bis 7+ Jahre. Für 68 Flussbarsche wurde die Altersbestimmung anhand der Kiemendeckel durchgeführt. Altersklassen von 0+ (einsömrig) bis 10+ (elfsömrig) wurden ermittelt.
- Die Abschätzung der Gesamtfischbiomasse per Hydroakustik (Echolot) ergab aktuell einen Mittelwert von 9 kg/ha. Dieser Wert lag deutlich unter dem Referenzwert für Seesaiblingseen (49kg/ha). Die geringen Fischdetektionen im Freiwasser in Kombination mit den geringen Biomasseanteilen in den mittleren Fischlängen zeigen ein deutliches Defizit bei den Salmoniden (Seesaibling und/oder Renken) an. Dieser Befund stimmt gut mit Befischungsergebnissen überein.

4.4.1.5 Empfehlungen

Die gegenständliche Bewertung des fischökologischen Zustandes nach ALFI mit „unbefriedigend“ (EQR=0,22) ist angelehnt an die Methode im Leitfaden für große Seen. Das Ergebnis bedarf daher einer entsprechenden Interpretation, zeigt aber die Defizite der aktuellen Fischgemeinschaft deutlich auf. Insgesamt muss die Fischartengemeinschaft als markant verändert beurteilt werden, wenn man davon ausgeht, dass nur 5 Arten ursprünglich waren (Stundl, 1953) und daher augenscheinlich 7 Arten neu hinzugekommen sind. Daraus abgeleitet ergeben sich folgende Empfehlungen für eine fischökologische Verbesserung, wobei wichtige Maßnahmen auch in der fischereilichen Bewirtschaftung liegen. Alle Maßnahmen müssen selbstverständlich auf deren Potential in Hinblick auf die Sauerstoffsituation, die sich im Zuge der Klimaerwärmung verändert, geprüft und abgewogen werden.

In der Annahme, dass es ursprünglich eine Seesaiblingspopulation gab (Stundl, 1953), tritt durch den fehlenden Nachweis (kein Fang) aktuell ein massives Defizit zu Tage. Durch den fehlenden Fang ergibt sich im Metric „Längenfrequenz Leitfischart“ (EQR=0) die größtmögliche Abweichung vom Referenzzustand. Der Wiederaufbau einer selbst reproduzierenden Seesaiblingspopulation sollte im Rahmen der Bewirtschaftung angestrebt werden. Da es aktuell vermutlich keine natürliche Reproduktion in populationsaufbauendem Ausmaß gibt, sollte mit gezieltem Besatz mit geeignetem genetischem Material ein Wiederaufbau einer Seesaiblingspopulation (*Salvelinus umbla*) versucht werden. Sämtlicher Besatz mit nicht autochthonen Salmoniden (Elsässer Saibling, Regenbogenforelle, Bachsaibling, etc.) muss dazu unterbleiben. Prinzipiell muss das Thema Seesaibling aber in Zusammenhang mit der ungünstigen Entwicklung der Sauerstoffsituation auf seine Erfolgsaussichten beurteilt werden.

Um den Wiederaufbau einer Seesaibling- und/oder Renkenpopulation zu ermöglichen, müsste der Hechtbestand gezielt kontrolliert bzw. gegebenenfalls reduziert werden. Eine große Hechtpopulation steht dem Aufkommen eines namhaften Salmonidenbestandes sicher entgegen.

Als weitere ursprüngliche Art ist die Bach- bzw. Seeforelle zu betrachten. Im Fall des Gleinkersees wird in einem pragmatischen Ansatz nicht in Bach- und Seeforelle unterschieden, sondern *Salmo trutta* (Forelle) verwendet. Auch in Bezug auf diese Art sollte der Aufbau bzw. die Unterstützung einer selbst reproduzierenden Population forciert werden.

Prinzipiell sollte an einem natürlichen See der Besatz mit nicht ursprünglichen Fischarten kritisch hinterfragt werden. Dies gilt sowohl für Karpfen selbst als auch für alle anderen nicht autochthonen Cypriniden. Entsprechender Besatzaufwand (finanzielle Mittel) wären aus ökologischer Sicht deutlich optimaler für Hilfsprogramme bei Forelle (*Salmo trutta*) und Seesaibling (*Salvelinus umbla sensu strictu*) einzusetzen.

Eine spezielle Betrachtung verdient am Gleinkersee die Renke/Reinanke. Diese Art gilt zwar nicht als ursprünglich, könnte aber möglicherweise mit dem Sauerstoffdefizit in der Tiefe besser zu Recht kommen als der Seesaibling. Laut Stundl (1953) wurden 1943 erstmals Renken (Reinanken) besetzt. Aktuell gibt es offensichtlich einen kleinen Restbestand. Aus den Besatz- und Ausfangzahlen zu dieser Fischart der letzten Jahrzehnte müsste abgeschätzt werden, ob ein Aufbau einer Population erfolgversprechend wäre. Als erster Schritt sollte überprüft werden, ob es eine natürliche Reproduktion gibt oder je gab. Wenn ja, sollten alle Maßnahmen ergriffen werden, das

Naturaufkommen zu sichern und zu fördern. Falls dies nicht der Fall ist, könnte mit gezieltem Besatz mit geeignetem genetischem Material ein Wiederaufbau einer Population angestrebt werden.

Allgemein wird das Führen einer detaillierten Besatz- und Ausfangstatistik als wichtiges Bewirtschaftungsinstrument empfohlen. Die Aufzeichnung aller Fänge (inkl. untermassiger Fische) und der Angelzeit ermöglichen die Darstellung des Einheitsfanges. Dieser stellt in der mehrjährigen Aufzeichnung ein sehr aufschlussreiches Instrument zur Beurteilung der Entwicklung eines Fischbestandes dar.

Abschließend wird prinzipiell darauf hingewiesen, dass an einem natürlichen Gewässer sämtliche Besatzmaßnahmen in Bezug auf Nutzen und Risiko (Einschleppung von Parasiten, Krankheiten, fremde Arten, fremder Genetik, standortfremder Pflanzen etc.) sehr genau und sorgfältig abzuwägen sind. In erster Linie sollte die Bewirtschaftung am vorhandenen, autochthonen Fischbestand ausgerichtet und nicht der Fischbestand per Besatz an eine gewünschte Bewirtschaftung angepasst werden. Nur so kann nachhaltig geerntet werden, was in einem See seiner limnologischen Situation (Größe, Nährstoffgehalt, Höhenlage, etc.) bzw. Tragekapazität (Arlinghaus, 2017) entsprechend jährlich zuwächst. Wenn für den Gleinkersee eine mittlere Fischbiomasse entsprechend der Referenz für Seesaiblingseen von ca. 50 kg/ha angenommen wird, wäre bei einer nachhaltigen Entnahme von 10 - 15% theoretisch ein jährlicher Ertrag von 5 bis 7,5 kg/ha möglich. Bei einer Seefläche von 13 ha würde dies einer nachhaltigen Ernte von 65 – 97,5 kg Fisch/Jahr aus dem Gleinkersee entsprechen. Mit dieser theoretischen Abschätzung soll dem potentiell nachhaltigen Ertrag eine Dimension als Anhaltspunkt verliehen werden.

4.4.2 Capture-Mark-Recapture

4.4.2.1 Vergleich der gefangenen Fischarten mit unterschiedlichen Fangmethoden

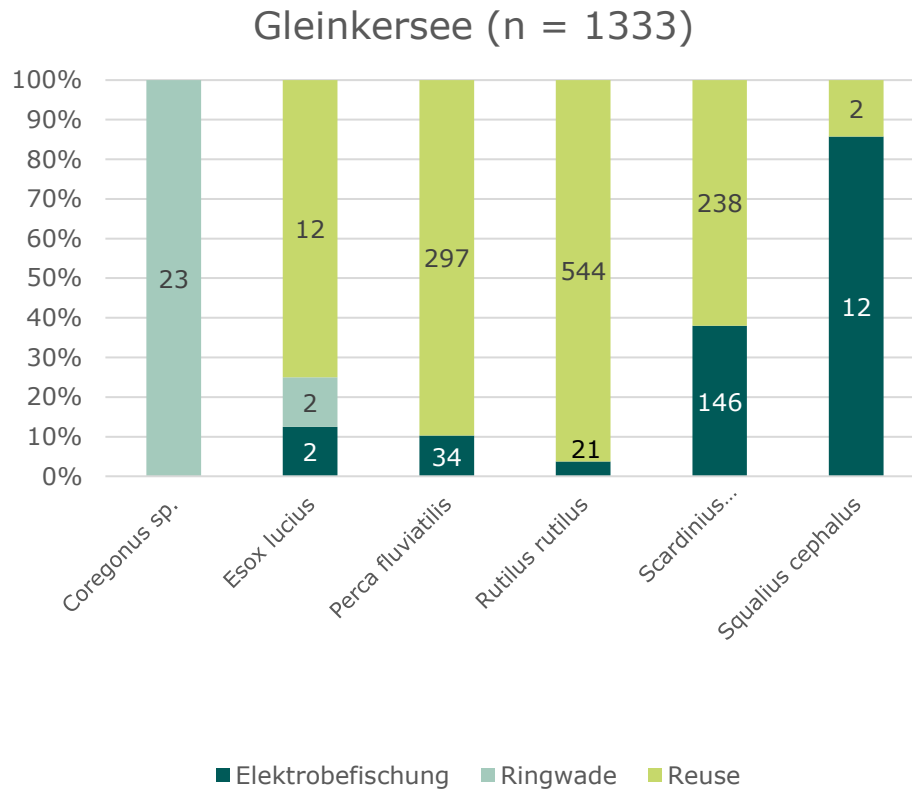


ABBILDUNG 135: VERGLEICH DES FANGERFOLGS VERSCHIEDENER FANGMETHODEN ANHAND DER ANZAHL GEFANGENER FISCHARTEN IM GLEINKERSEE .

Im Gleinkersee wurden insgesamt 1.333 Individuen aus 6 Fischarten mittels Elektrobefischung, Reusen und Ringwade erfasst. Die höchste Anzahl an Fischarten wurde mittels Reusen und Elektrobefischung erfasst, während mit der Ringwade lediglich Reinanken und zwei Individuen an Hecht nachgewiesen werden konnten.

Deutliche Unterschiede zeigen sich im Fangerfolg der einzelnen Fangmethoden in Abhängigkeit zur Habitatpräferenz der jeweiligen Fischart. Mit der Ringwade wurden überwiegend pelagial lebende Arten, wie die Reinanke (*Coregonus* sp.) und einzelne Hechte gefangen. Demgegenüber erfassten Elektrobefischung und Reusen ausschließlich litorale Arten, darunter Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) und Rotaugen (*Rutilus rutilus*) (Abbildung 136).

4.4.2.2 Längenfrequenzdiagramme der gefangenen Fischarten und unterschiedlichen Fangmethoden im Frühjahr und Herbst

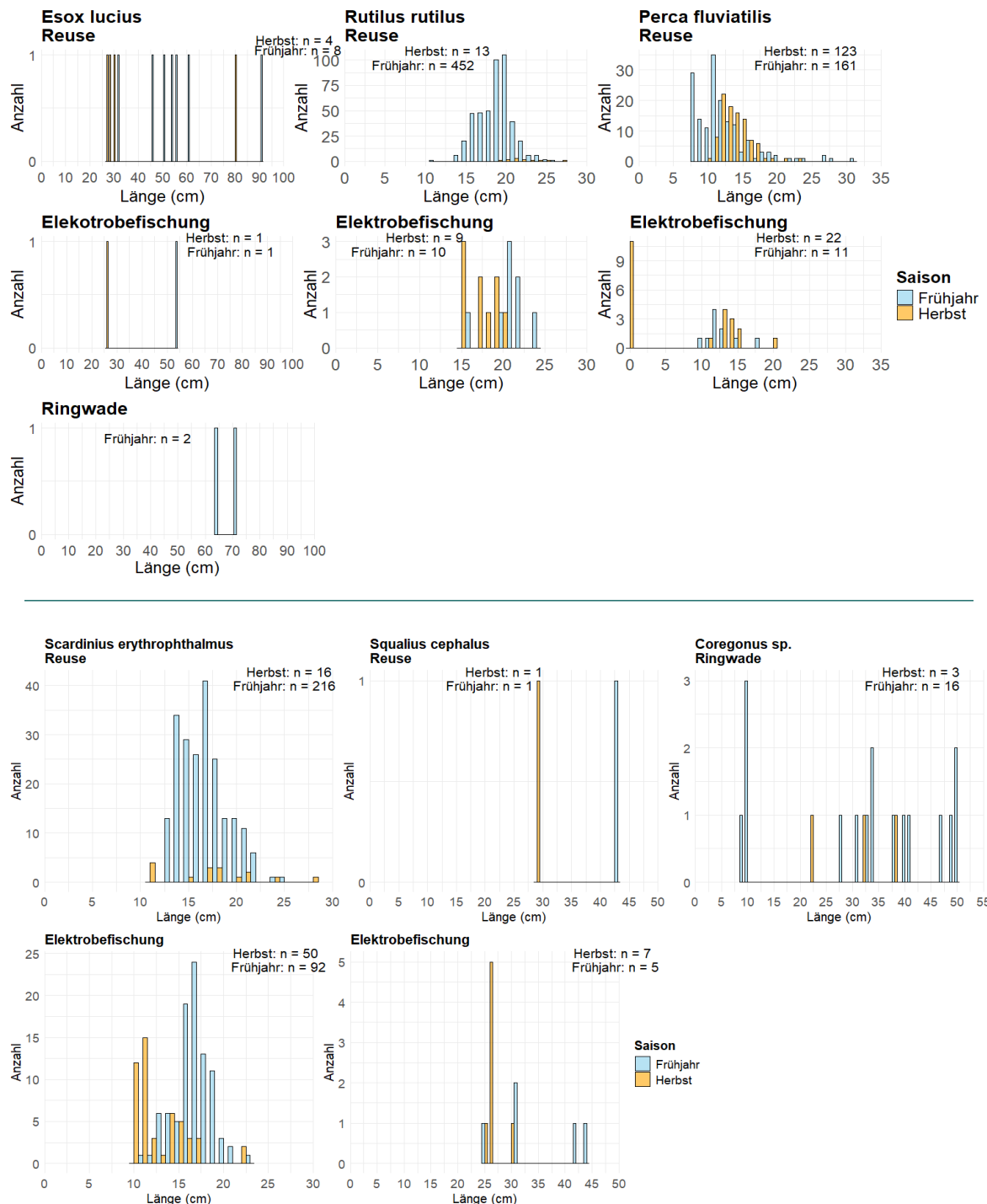


ABBILDUNG 136: LÄNGENFREQUENZDIAGRAMME DER IM GLEINKERSEE ERFASSTEN FISCHARTEN NACH FANGMETHODEN IM FRÜHJAHR UND HERBST (EXKLUSIVE WIEDERFÄNGE UND NICHT VERMESSENE INDIVIDUEN).

Das Längenfrequenzdiagramm (Abbildung 137) zeigt insbesondere beim Hecht (*Esox lucius*) einen methodenabhängigen Unterschied im Fangerfolg einzelner Längenklassen. Aufgrund der insgesamt

geringen Anzahl gefangener Individuen ist die Aussagekraft dieser Ergebnisse jedoch eingeschränkt.

Mithilfe der Reusen wurden im Frühjahr im Vergleich zum Herbst beträchtlich mehr Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*) sowie vermehrt Flussbarsche (*Perca fluviatilis*) gefangen.

Im Rahmen der Elektrofischung im Herbst konnten sowohl juvenile Flussbarsche als auch Cypriniden nachgewiesen werden. Flussbarsche, die in der Abbildung 137 mit einer Länge von 0 cm angeführt sind, handelt es sich um Individuen der Altersklasse 0+ die zur Schonung nicht detailliert vermessen wurden. Darüber hinaus konnten juvenile Leuciscidae (n = 15) nachgewiesen werden. Zudem zeigte sich bei Aitel (*Squalius cephalus*) ein höherer Fangenerfolg mittels Elektrofischung.

Insgesamt konnten nur wenige Reinanken (*Coregonus* sp.) nachgewiesen werden. Mit der Ringwade konnten über drei Befischungstage hinweg insgesamt 23 Individuen erfasst werden. Besonders positiv ist der Nachweis einzelner juveniler Reinanken zu bewerten, der auf eine natürliche Reproduktion im Gleinkersee schließen lässt.

4.4.2.3 Längenstatistik aller gefangener Fischarten nach Fangmethode

TABELLE 52: VERGLEICH DER LÄNGENSTATISTIK GEFANGENER FISCHARTEN ZWISCHEN VERSCHIEDENEN FANGMETHODEN IM GLEINKERSEE (EXKLUSIVE NICHT VERMESSENE INDIVIDUEN).

Fischart	Fangmethode	Minimum (cm)	Maximum (cm)	Mittelwert (cm)	Stabw. (cm)	n
Coregonus sp.	Ringwade	9,3	50,5	33,4	13,6	22
Esox lucius	Elektrofischung	26	54,5	40,3	20,2	2
	Reuse	27	91,5	50,6	21,3	11
	Ringwade	64	70,8	67,4	4,8	2
Perca fluviatilis	Elektrofischung	10,5	20	14,0	2,6	22
	Reuse	7,5	31,5	13,0	3,8	268
Rutilus rutilus	Elektrofischung	14,5	24,5	19,1	2,8	19
	Reuse	11,1	27,5	19,0	2,2	542
Scardinius erythrophthalmus	Elektrofischung	10	23	15,6	3,1	146
	Reuse	10,5	28,2	16,9	2,7	236
Squalius cephalus	Elektrofischung	24,5	44,5	30,0	6,6	12
	Reuse	28,6	43,5	36,1	10,5	2
Cypr. Sp.	Elektrofischung	0+				15
Perca fluviatilis	Elektrofischung	0+				11

Die 0+-Jahrgänge von Flussbarsch, Rotaugen und Rotfeder wurden in der vorliegenden Auswertung nicht in die reguläre Größenstatistik einbezogen, sondern gesondert ausgewiesen, da für diese Individuen keine exakten Längenmessungen vorlagen. Unter Einbeziehung der 0+-Individuen zeigt sich jedoch deutlich, dass Jungfische am besten mittels Elektrofischung nachgewiesen werden konnten (Tabelle 52).

4.4.2.4 Vergleich Fangerfolg einzelner Fischarten im Frühjahr und Herbst

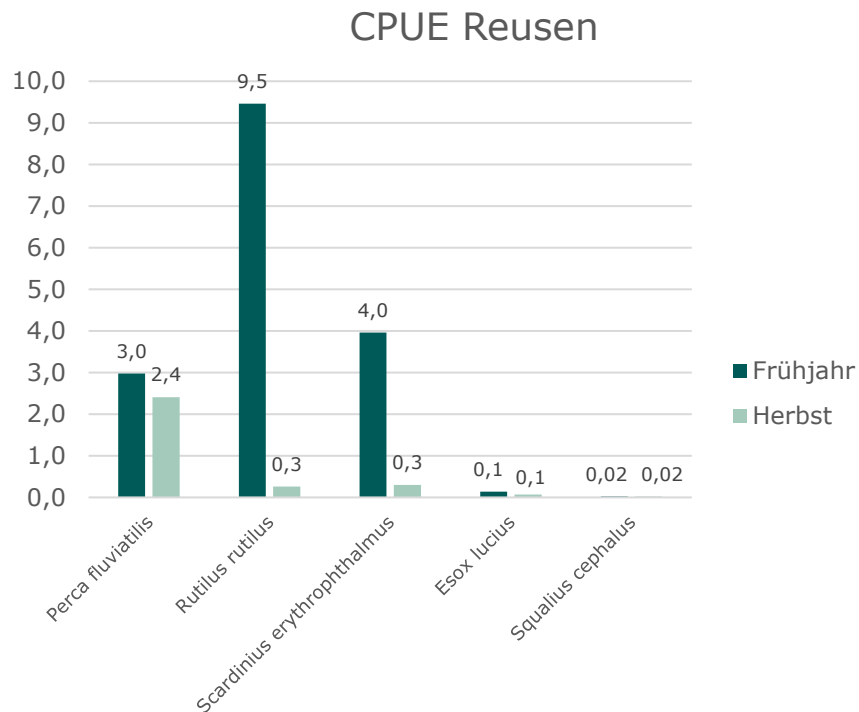


ABBILDUNG 137: VERGLEICH DES FANGERFOLGS VON REUSEN (CPUE = FANG PRO REUSE PRO TAG) UNTERSCHIEDLICHER FISCHARTEN IM FRÜHJAHR UND HERBST IM GLEINKERSEE.

Die Abbildung 138 veranschaulicht erneut den erhöhten Fang an Rotaugen und Rotfedern im Frühjahr. Die Fangquote von Flussbarsch, Hecht und Aitel ist in beiden Jahreszeiten vergleichbar hoch

Die Kenntnis der Laichzeit im betreffenden See, basierend auf laufenden Beobachtungen durch Bewirtschafter und Fischer, ermöglicht ein rechtzeitiges Einbringen der Reusen und erhöht damit voraussichtlich den Fangerfolg.

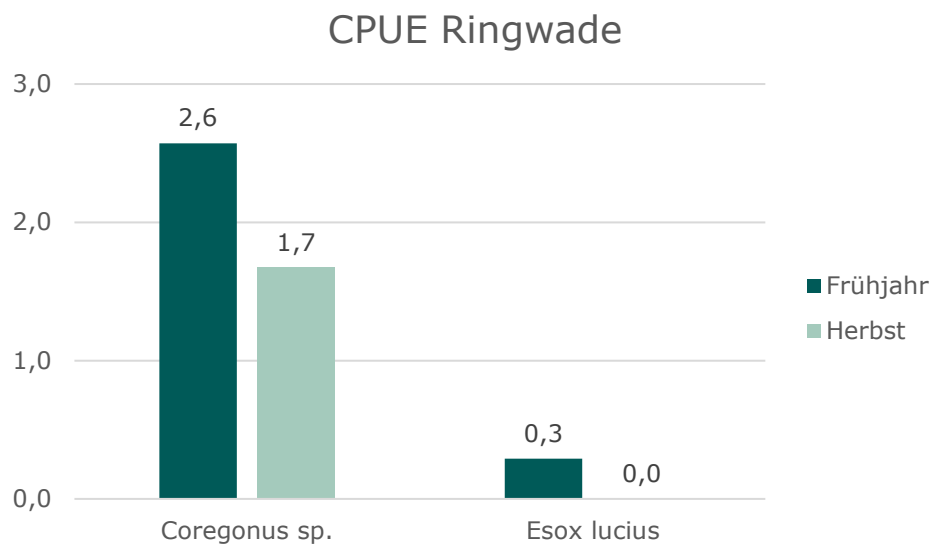


ABBILDUNG 138: VERGLEICH DES FANGERFOLGS VON DER RINGWADE (CPUE = FANG PRO ZUG) UNTERSCHIEDLICHER FISCHARTEN IM FRÜHJAHR UND HERBST IM GLEINKERSEE.

Insgesamt war der Fangerfolg aller pelagischen Fischarten im Gleinkersee gering. Bei Reinanken wurden im Frühjahr mit durchschnittlich 2,6 Individuen pro Zug höhere Fangzahlen erzielt als im Herbst mit durchschnittlich 1,7 Individuen pro Zug. Zudem konnten im Frühjahr lediglich zwei Hechte mit der Ringwade erfasst werden, während im Herbst keine Individuen gefangen wurden (Abbildung 139).

4.4.2.5 Auswertung Capture-Mark-Recapture

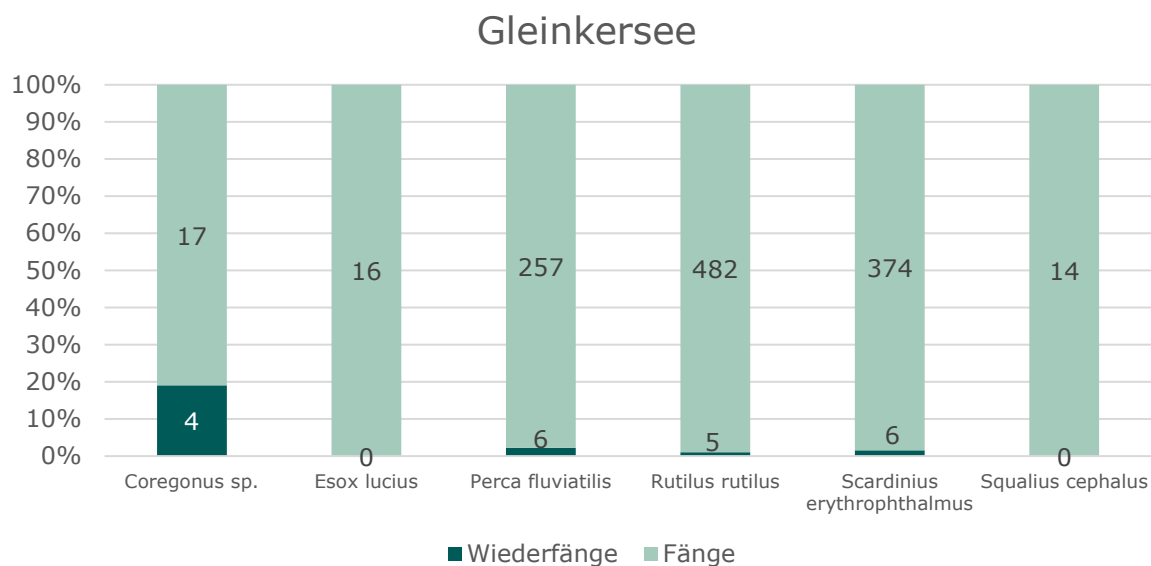


ABBILDUNG 139: FANG-WIEDERFANG-VERHÄLTNIS EINZELNER FISCHARTEN IM GLEINKERSEE (EXKLUSIVE DOPPELTE WIEDERFÄNGE EINZELNER INDIVIDUEN).

Für die erfolgreiche Anwendung der Fang-Wiederfang-Methode wird eine Mindest-Wiederfangrate von 10 % vorausgesetzt.

Im Gleinkersee (Abbildung 140) wurde diese Voraussetzung ausschließlich für Reinanken (*Coregonus* sp.) mit einer Wiederfangquote von 19 % erfüllt.

Hochrechnung der Abundanz

TABELLE 53: HOCHRECHNUNG DER ABUNDANZ DER REINANKE IM GLEINKERSEE MITTELS CMR-METHODE.

CMR (Schnabel Index Kalkulation)	
	Abundanz (theoretisch in geschlossenem System)
Coregonus sp.	50

Mit dem Schnabel-Census-Modell (1938) wurde anhand des Fang-Wiederfang-Verhältnisses eine Hochrechnung der gefangenen Reinanken auf die gesamte relative Abundanz vorgenommen.

Der Reinankenbestand im Gleinkersee ist mit lediglich 50 Individuen gering (Tabelle 53). Aufgrund der restlichen Beobachtungen und Erhebungen erscheint dieses Ergebnis durchaus plausibel.

4.4.2.6 Diskussion der Capture-Mark-Recapture-Ergebnisse im Gleinkersee

Anhand der Ausfangdaten der einzelnen Fangmethoden (Abbildung 136) kann festgestellt werden, dass mit den Reusen die höchste Anzahl an Individuen gefangen wurde. Die auffällig hohen Fangzahlen von Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Flussbarschen (*Perca fluviatilis*) ist auf die zeitgleich stattfindende Laichzeit zurückzuführen. Es wird daher ersichtlich, dass für eine möglichst hohe Fangzahl eine Reusenbefischung zur Laichzeit von Vorteil ist.

Über 10 % Wiederfänge konnte bei den Reinanken im Gleinkersee erzielt werden. Vermutlich konnte aufgrund des sehr geringen Bestandes hier die erforderliche Wiederfangrate erreicht werden.

Generell wurden mit der Ringwade wie erwartet pelagische Fische, wie die Reinanke gefangen. Die Ringwade weist aufgrund ihrer Konstruktion limitierende Faktoren auf, die einen Fang verschiedener Arten teilweise einschränken.

Die Elektrobefischung ist bereits eine etablierte Methode zur Fischbestandserhebung. Sie wird auch im Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente – wenn auch in anderer Umsetzung – berücksichtigt. Mit der Elektrobefischung vom Boot aus, konnten gleichviele verschiedene Fischarten wie mit Reusen nachgewiesen werden, wobei Juvenile mit dieser Fangmethode vermehrt nachgewiesen werden können.

Die Hochrechnung der Abundanz spezieller Fischarten konnte mithilfe der Capture-Mark - Recapture Methode für eine von sechs Fischarten berechnet werden. Der Grund dafür war, dass die Wiederfangrate von min. 10 % bei den meisten Arten nicht gegeben war. Bei den litoralen Fischarten wie Flussbarsch, Rotaugen und Rotfeder ist die Individuenzahl derart hoch, dass eine 10 %ige Wiederfangrate ein nicht bewältigbarer Aufwand sowohl personell als auch zeitlich, zur Markierung notwendig gewesen wäre.

4.4.3 Erhebung der Edelkrebsbestände

Tabelle 54 zeigt eine Übersicht sämtlicher angewandter Kartierungsmethoden inklusive den Absolut-Zahlen hinsichtlich Individuen-Nachweis.

TABELLE 54: ÜBERSICHT DER ANGEWANDTEN ERHEBUNGSMETHODEN INKL. INDIVIDUENZAHLEN.

Edelkrebse (n)			
Gewässer	Datum	Erhebungsmethode	Individuen
			Gesamt
Gleinkersee	26.-27.8.2024	Reusen	50
Gleinkersee	26.-27.8.2024	Uferkartierung Tag	23
Gleinkersee	26.-27.8.2024	Uferkartierung Nacht	11

Die Kartierungsarbeiten wurden aufgrund der Erfahrungen aus vorhergehenden Untersuchungen im nördlichen Bereich des Gleinkersees durchgeführt um den Vorgaben des repräsentativsten Abschnittes bzw. den besten Teilhabitaten nach Auer et al. (2022) gerecht zu werden. Methodisch wurde in diesem Gewässer die Kartierungstechniken Uferkartierung bei Tag, Uferkartierung bei Nacht und Reusenmonitoring gewählt (Appendix, S. 418).

Die Uferkartierung bei Nacht erbrachte in Abschnitt 1 (nord-östliches Ufer) den Nachweis von 0 J / 0 SA / 4 A, in Abschnitt 2 (nördliches Ufer bei Steganlage) 0 / 0 SA / 5 A sowie in Abschnitt 3 (nord-westliches Ufer) 0 J / 0 SA / 4 A.

Die Uferkartierung bei Tag erbrachte den Nachweis von 2 J / 3 SA / 2 A in Abschnitt 1, 0 J / 2 SA / 2 A in Abschnitt 2 und 3 J / 5 SA / 4 A in Abschnitt 3.

Das Reusenmonitoring umfasste 14 Reusen. Dabei wurden 0 J / 1 SA / 11 A in Abschnitt 1, 0 J / 0 SA / 19 A in Abschnitt 2 sowie 0 J / 2 SA / 14 A in Abschnitt 3 nachgewiesen. Die Geschlechterverteilung war wie bereits mehrfach in anderen Untersuchungen festgestellt (Auer et al., 2022b) stark von Männchen dominiert (82,5 % M / 17,5 % W).

4.4.3.1 Erhaltungszustand

Die Datenaggregation und Auswertung der Flusskrebsbestände zur Ermittlung des Erhaltungszustands (Tabelle 55) erfolgte in Anlehnung an die Methode nach Auer et al. (2022) zur Bewertung von Flusskrebsbeständen in stehenden Gewässern.

Der Gleinkersee erreicht ebenso eine sehr gute Erhaltungszustandsbewertung. Im Gegensatz zum Prebersee wird jedoch der Gefährdungsstatus vor allem aufgrund des erhöhten Tourismusbetriebes mit „2“ beurteilt. Ein nachgewiesener Krebspestausbuch vor rund 15 Jahren ohne der Einschleppung invasiver, nicht-heimischer Flusskrebsarten bekräftigt diese Beurteilung. Die Bestandsdichte erreicht in der günstigsten Strecken einen Wert zwischen 10 – 50 Individuen pro 100 m und wird dementsprechend mit „B“ bewertet. Der Nachweis etlicher juvenilen Edelkrebsen führt dazu, dass die Bestandsstruktur mit „A“ beurteilt werden kann. Trotz geringerer Abundanzen im Vergleich zu Untersuchungen der letzten Jahre (Auer et al., 2024) kann die Bestandsentwicklung positiv bewertet werden. Vor allem die relativ hohe Anzahl an Juvenile bekräftigt dies. Insgesamt ergibt sich für den Gleinkersee ein Gesamterhaltungszustand von „A2“.

TABELLE 55: BEWERTUNG DES ERHALTUNGSZUSTANDS DER FLUSSKREBSBESTÄNDE NACH AUER ET AL. 2022

Kriterium	Gleinkersee
Bestandsdichte	B
Bestandsstruktur	A
Bestandsentwicklung	A
Lebensraumqualität	A
Bestandszustand	B
Bestandsklasse	A
Erhaltungszustand	A
Gefährdungsstatus	2

4.4.4 eDNA-Analyse

4.4.4.1 Diagnostischer Nachweis der Krebspest

In keiner der Proben wurde eDNA von *A. astaci* detektiert. Dies deutet darauf, dass zum Zeitpunkt der Beprobung keine Sporen der Krebspest in den beprobten Bereichen vorhanden waren.

4.4.4.2 Metabarcoding Fische und Krebstiere

Tabelle 56 liefert eine Übersicht über die analysierten Proben, die Tabelle 57 zeigt die Detailergebnisse zu den Proben aus dem Gleinkersee, in denen im Metabarcoding verwertbare DNA-Sequenzen aus den Zielgruppen amplifiziert wurden. Dargestellt werden die %ID Übereinstimmungen der generierten DNA-Sequenzen mit jenen in der Referenzdatenbank Genbank. Da in einer Probe eine Art i.d.R. durch mehrere Sequenzgruppen mit z.T. unterschiedlicher Übereinstimmung repräsentiert wird, ist dieser Wert als gewichtetes Mittel dargestellt. Für die Beurteilung sicherer Artnachweise wird die beste Übereinstimmung herangezogen.

Als sicherer Nachweis für die DNA einer Art gelten Detektionen von DNA-Sequenzen, welche zu 99% mit jenen dieser Art in den Datenbanken übereinstimmen und darüber hinaus mindestens 1% der generierten DNA-Sequenzen in der jeweiligen Probe ausmachen. DNA-Sequenzen mit einer Übereinstimmung unter 99% und/oder einer geringen Anzahl (<1% pro Probenstelle und Zielgruppe) gelten als „wahrscheinliche“ Nachweise.

DNA-Moleküle repräsentiert die Anzahl der detektierten DNA-Sequenzen in der Probe und die Angabe %Moleküle beschreibt den jeweiligen Prozentsatz pro Probe.

TABELLE 56: ÜBERSICHT DER ANALYSIERTEN PROBEN IM GLEINKERSEE.

QR-Code	Probennahme	Datum	Uhrzeit	gefiltertes Vol.
ID0001224	Gleinkersee, Ausrinn	12.06.2024	17:51	5 L
ID0001225	Gleinkersee, Freiwasser	13.06.2024	09:00	5 L
ID0001226	Gleinkersee, Ufer	13.06.2024	10:00	5 L

TABELLE 57: DETAILERGEBNISSE ZU DEN PRBEN IM GLEINKERSEE.

QR Code	Familie	Gattung	Spezies	Artname Deutsch	%ID	DNA-Moleküle	% Moleküle
ID0001224	Percidae	Perca	Perca fluviatilis	Flussbarsch	99,39	18643	41,46
ID0001224	Astacidae	Astacus	Astacus astacus	Europäischer Edelkrebs	99,34	13302	29,58
ID0001224	Leuciscidae	Scardinius	Scardinius erythrophthalmus	Rotfeder	99,37	6973	15,51
ID0001224	Salmonidae	Coregonus	sp.	Maräne	99,31	3726	8,29
ID0001224	Esocidae	Esox	Esox lucius	Hecht	99,31	1073	2,39
ID0001224	Leuciscidae	Squalius	Squalius cephalus	Aitel / Döbel	99,4	544	1,21
ID0001224	Leuciscidae	Rutilus	Rutilus rutilus	Rotaue	99,15	379	0,84
ID0001224	Leuciscidae	Leuciscus	Leuciscus leuciscus	Hasel	98,45	138	0,31
ID0001224	Cyprinidae	Cyprinus	Cyprinus carpio	Karpfen	99,27	130	0,29
ID0001224	Salmonidae	Salvelinus	sp.	Bachsaibling	100	30	0,07
ID0001224	Leuciscidae	Abramis	Abramis brama	Brachse	100	11	0,02
ID0001224	Chironomidae	Cladotanytarsus	Cladotanytarsus pallidus	Zuckmücke	91,82	10	0,02
ID0001224	Salmonidae	Salmo	sp.	Bachforelle	99,41	10	0,02
ID0001226	Astacidae	Astacus	Astacus astacus	Europäischer Edelkrebs	99,34	11935	29,13
ID0001226	Percidae	Perca	Perca fluviatilis	Flussbarsch	99,4	11822	28,86
ID0001226	Leuciscidae	Scardinius	Scardinius erythrophthalmus	Rotfeder	99,35	7738	18,89
ID0001226	Esocidae	Esox	Esox lucius	Hecht	99,36	5338	13,06
ID0001226	Leuciscidae	Squalius	Squalius cephalus	Aitel / Döbel	99,42	1941	4,74
ID0001226	Salmonidae	Coregonus	sp.	Maräne	99,33	668	1,63
ID0001226	Leuciscidae	Abramis	Abramis brama	Brachse	99,05	576	1,41
ID0001226	Leuciscidae	Leuciscus	Leuciscus leuciscus	Hasel	99	414	1,01
ID0001226	Cyprinidae	Cyprinus	Cyprinus carpio	Karpfen	99,23	392	0,96
ID0001226	Leuciscidae	Rutilus	Rutilus rutilus	Rotaue	100	46	0,11
ID0001226	Chironomidae	Tanytus	Tanytus punctipennis	Zuckmücke	92,59	40	0,1
ID0001226	Chironomidae	Cladotanytarsus	Cladotanytarsus pallidus	Zuckmücke	91,09	17	0,04
ID0001226	Chironomidae	Chironomus	sp.	Zuckmücke	100	13	0,03
ID0001226	Chironomidae	Paratanytarsus	Paratanytarsus bituberculatus	Zuckmücke	98,45	13	0,03

Im Gleinkersee konnte eDNA aus beiden Organismengruppen in zwei der drei Proben nachgewiesen werden: ID0001224 und ID0001226. Die Probe aus dem Freiwasser (ID0001225) wies bereits nach der Library Preparation eine sehr schwache Bande auf und war beim Sequenzieren negativ. In den beiden positiven Proben wurde eDNA des Europäischen Edelkrebses detektiert und jene aus der Gruppe der Fische konnte 13 Taxa und neun Arten (ID0001224) bzw. 14 Taxa und elf Arten (ID0001226) zugeordnet werden. Die Detektion für eDNA aus der Gattung *Salvelinus* lässt sich als Nachweis für das Vorkommen heimischer Saiblinge interpretieren. Leider kann man die beiden Arten *S. umbla* und *S. fontinalis* molekular auf dem gewählten Genabschnitt 12S nicht voneinander unterscheiden.

Insgesamt wurden im Gleinkersee eDNA von zwölf Fischarten detektiert, die meisten davon in beiden Proben, bis auf die Maräne, die Bachforelle und den Saibling, welcher in nur je einer nachgewiesen worden sind.

4.4.4.3 Interpretation der Ergebnisse

Grundsätzlich ist die Zuordnung auf Artebene mittels Metabarcoding immer auch hinsichtlich der Plausibilität kritisch zu hinterfragen. Für einzelne heimische Arten kann es vorkommen, dass zum Zeitpunkt des Abgleichs (noch) keine DNA-Sequenzen für den untersuchten Genabschnitt in den öffentlich zugänglichen Datenbanken verfügbar sind. Beim Einsatz des Algorithmus, welcher die Übereinstimmung der DNA-Sequenzen in den Proben mit jenen in der Sequenzdatenbank vergleicht, werden in solchen Fällen die nächst verwandten Arten aus derselben Gattung angezeigt (welche mitunter nur außerhalb der untersuchten Region vorkommen können) – allerdings mit einer vergleichsweise geringeren Übereinstimmung (%ID $\leq$ 98%). Dies gilt es, bei der Interpretation der Daten zu beachten. Diese vermeintlichen „Nachweise“ nicht heimischer Arten sind in der Praxis dahingehend zu interpretieren, dass es sich hierbei mit hoher Wahrscheinlichkeit um Nachweise der verwandten heimischen Arten handelt.

Während ein eDNA-Nachweis eindeutig für das Vorkommen einer bestimmten Art spricht, bedeutet ein Nichtnachweis nicht zwingend, dass das Vorkommen dieser Art völlig auszuschließen ist. Es kann vorkommen, dass an einer Probenstelle keine Nachweise detektiert werden, weil z.B. nur sehr wenige Individuen im Gewässer sind oder sich diese über einen längeren Zeitraum nur in tieferen Lagen aufgehalten haben. Ebenso können solche Falsch-Negative darin begründet sein, dass die Dominanz einzelner Arten dazu führt, dass vergleichsweise niederstete Arten „übersehen“ werden, weil die wenigen DNA-Moleküle einzelner Individuen keinen Platz in der Analyse erhalten. Zur Erklärung: beim Metabarcoding gibt es eine definierte Anzahl an Analyseplätzen pro Durchlauf für die Sequenzierung. Die DNA-Moleküle, welche einen Platz auf der Platte erhalten, werden vervielfältigt und auch gelesen (sequenziert). Wenn hier eine ausgeprägte Dominanz der eDNA von einzelnen Arten vorherrscht und von anderen vergleichsweise nur geringe DNA-Spuren vorhanden sind, dann kann es dazu kommen, dass der überwiegende Teil der Plätze an die dominanten Arten geht und die wenigen DNA-Moleküle von Spezies, welche sich eher außerhalb der beprobten Bereiche aufhalten, nicht erfasst und damit auch nicht detektiert werden.

Zu bedenken ist auch, dass eine solche Fischbestandsanalyse anhand von eDNA immer nur eine Momentaufnahme ist und wir hiermit einen rein qualitativen Nachweis erhalten (nachgewiesen/nicht nachgewiesen). Auch wenn die Anzahl an Sequenzen innerhalb einer Probe einen möglichen Aufschluss über die Menge an eDNA liefern kann, so ist zu berücksichtigen, dass diese Menge nur unter sehr bestimmten Voraussetzungen auch mit der Individuenzahl korrelieren kann (Thalinger *et al.* 2019). Die Menge an eDNA im Freiwasser wird neben der Zahl an Individuen von zahlreichen Faktoren beeinflusst, sowohl bei der Abgabe - wie z.B. durch die Biologie, die Größe, das Alter aber auch die Aktivität und die Fitness der Tiere - als auch durch physikalische Parameter wie die Entfernung zur „DNA-Quelle“, die Fließgeschwindigkeit, Turbulenzen oder Trübstoffführung sowie natürliche Abbauprozesse im Gewässer.

Für fundierte Ergebnisse empfehlen sich wiederholte Probennahmen übers Jahr verteilt und ggf. eine gezielte Nachsuche mittels diagnostischer Nachweise nach bestimmten Arten, von denen man weiß, dass sie sich eher in tiefen Schichten aufhalten bzw. nur wenige Individuen vertreten sind. Eine diagnostische PCR ist deutlich sensitiver als ein Metabarcoding, da damit gezielt nach der eDNA einer bestimmten Art gesucht werden kann.

Vereinzelte wurden im Vorliegenden DNA-Sequenzen von Zuckmücken detektiert. Dies kann manchmal auftreten, i.d.R. wenn eher wenig an Ziel-DNA in der Probe ist, sodass die Primer auch auf verwandte Tiergruppen ausweichen können. Sowohl Krebse (Crustacea) als auch Insekten (Insecta) gehören zur Gruppe der Gliedertiere (Arthropoden). Für eine Erhebung der Insekten empfehlen wir gegebenenfalls eine gezielte Nachsuche mittels eines für Arthropoden spezifischen Metabarcoding-Ansatzes.

4.5 Prebersee

Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der
Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen (MFKK)

EMFAF 2021-2027



Hecht, adult, © ÖBf Archiv/Ratschan 2016

Edelkrebs © Pia Teufel, 2024

Mit Unterstützung von Bund, Ländern und Europäischer Union

Bundesministerium
Land- und Forstwirtschaft,
Klima- und Umweltschutz,
Regionen und Wasserwirtschaft



Kofinanziert von der
Europäischen Union

 **Bundesamt
für Wasserwirtschaft**
Institut für Gewässerökologie
und Fischereiwirtschaft



Endbericht – EMFAF-Projekt: Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen

Autoren: Luisa Wallner MSc¹, DI Andreas Haas¹, Philipp Schubert-Zsilavec BSc¹,
DI Stefan Auer², Samuel Auer MSc², Mag. Dr. Martin Luger³,
Mag. Dr. Barbara Pamminer-Lahnsteiner³,
Mag. Barbara Kammerlander PhD³, Dr. Corinna Wallinger⁴

Institut: ¹ Österreichische Bundesforste AG, ² Blattfisch e.U.,
³ Bundesamt für Wasserwirtschaft, ⁴ Sinsoma GmbH

Berichtszeitraum: 01.04.2023 bis 31.03.2026

Datum: 31.03.2026

Kontakt: Luisa Wallner MSc
Österreichische Bundesforste AG
Pummergasse 10-12
3002 Purkersdorf
Austria

T: +43 664 819 73 82

Luisa.wallner@bundesforste.at
www.bundesforste.at

4.5.1 Standardmethodik Fischbestandserhebung

4.5.1.1 Einleitung

Im Rahmen des Projekts „Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen“ (MFKK) wurde vom Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie und Fischereiwirtschaft (BAW-IGF Scharfling, Mondsee), am Prebersee im Zeitraum vom 20. – 21.08.2024 eine standardisierte Erhebung des Fischbestandes durchgeführt.

Die Untersuchung erfolgte gemäß den Vorgaben des Leitfadens des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft (BMLRT, B1 Leitfaden Seen, Qualitätselement Fische):

https://www.bmluk.gv.at/dam/jcr:2c4f5182-b311-49ce-aa43-b0be61a98266/B1_SE_FIS.pdf.

Zur Datenerhebung kamen Kiemennetze sowie eine Uferelektrobefischung zum Einsatz.

Netzbefischung

Die Felderhebung, Probenahme, Probenaufarbeitung und Ergebnisermittlung folgten den Vorgaben des in der Einführung genannten Leitfadens. Dazu wurden für die Durchführung der standardisierten Fischbestandserhebung (ÖNORM EN 14757:2005) pelagische (= Freiwasser, Schwebnetze) und benthische (= Grundnetze) Multimaschenkiemennetze Typ Nordic verwendet (Tabelle 58). Die von der genannten Norm vorgegebenen Kiemennetze wurden nach einem vorbereiteten Plan während der entsprechenden Anzahl von Nächten im See exponiert (Abbildung 140). Die Grundnetze wurden entlang des Ufers in den definierten Tiefenstufen ausgebracht, die Freiwassernetze zur Befischung der Wassersäule über der tiefsten Stelle des Sees. Um die Fangdauer von mindestens 12 Stunden laut Norm einhalten zu können, wurden die Netze am Abend (zwischen 16:00 – 20:00 Uhr) gesetzt und am Morgen (zwischen 06:00 – 08:00 Uhr) gehoben.

TABELLE 58: MAßE UND MASCHENWEITEN DER VERWENDETEN KIEMENNETZE.

Netzart	Länge	Höhe	Maschenweiten (mm)
Pelagisch = Freiwasser Multi-Maschen	27,5 m	6 m	6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43; 55
Benthisch = Grund Multi-Maschen	30 m	1,5 m	5; 6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43; 55

Sofort nach dem Heben der Netze wurden diese mitsamt den gefangenen Fischen in eine mit Wasser gefüllte Wanne gegeben und die Fische mit einem elektrischen Fischtöter getötet. Danach wurden sie bis zur Aufarbeitung an Land in einer Wanne gelagert und zur Kühlung mit Eis bedeckt. Jedes Netz wurde in der Folge für sich bearbeitet, alle Fische wurden Netzblatt für Netzblatt entnommen, nach Maschenweiten sortiert und in beschrifteten Schüsseln (Maschenweite, Stelle, Netznummer, Netztiefe, Datum, Uhrzeit) zur weiteren Bearbeitung bereitgestellt.

Alle gefangenen Fische wurden auf Artniveau bestimmt und mit einer Nummer versehen. Mit dieser Nummer konnte später jeder Fisch einem Netz, einer Fangtiefe und einer Maschenweite zugeordnet werden. Anschließend wurden die Fische einem Mess-, Zähl- und Präparationsprogramm unterzogen. Bei allen Fischen wurden Art, Totallänge und Vollgewicht erhoben. Mittels Sektion wurden Geschlecht und Reifegrad, adaptiert nach Nikolsky (1963), bestimmt (Tabelle 59). Alle gewonnenen Daten wurden vor Ort per PC in einer Datenbank abgespeichert.

Ähnlich wie die Schuppen bilden auch die Gehörsteinchen (Otolithen) Altersringe und können somit ebenfalls zur Ermittlung des Alters herangezogen werden. Diese Methode wird vor allem bei Fischen mit kleinen Schuppen, im Prebersee der Seesaibling und der Elsässer Saibling, angewandt. Durch Öffnen des Schädels des Fisches kann mit einer Pinzette seitlich, im Bereich des Gehirns, links und rechts der jeweils größte Otolith (Sagitta) entnommen werden (Abbildung 142). Diese wurden zur späteren Auswertung mit der Fischart, der laufenden Fischnummer, Seenamen und Befischungsjahr versehen, in Eppendorf Tubes gegeben und aufbewahrt. Im Labor erfolgte die Herstellung des Präparates für die Altersbestimmung. Dazu wurden von den Otolithen dünne

Schliffe hergestellt und auf einem Objektträger in Kunstharz eingebettet (Abbildung 143). Danach erfolgte die Altersbestimmung auf einem, mit einem Mikroskop verbundenen Bildschirm. Das Lesen der Otolithen wurde mehrfach und unabhängig von zwei Personen durchgeführt. Die Kenntnis der Größe der Fische lag bei der Altersbestimmung nicht vor, um eine Beeinflussung zu vermeiden.

Bei Barschartigen Fischen, im vorliegenden Fall dem Flussbarsch, wurde zur Altersbestimmung der Kiemendeckel verwendet. Er weist, so wie Schuppe und Otolith, jährliche Zuwachsringe auf (Abbildung 143). Sofort nach der Datenaufnahme wurden die Kiemendeckel abpräpariert und in Papiersäckchen beschriftet mit dem Seennamen, Untersuchungsjahr, Fischart und laufender Nummer aufbewahrt. Zu einem späteren Zeitpunkt wurden die Kiemendeckel gereinigt und durch zumindest zwei Personen das Alter ermittelt.

TABELLE 59: REIFEGRADSKALA ADAPTIERT NACH NIKOLSKY (1963).

Reifegrad	Definition der Geschlechtsreife	Reifegrad
1	Kein Laichansatz	Juvenil / unreif
2	Reifend, aber erst im folgenden Jahr laichend	Juvenil / unreif
3	Reifend und noch im selben Jahr laichend	Adult / reif
4	Reif und Abgabe von Laich (rinnend)	Adult /reif
5	Bereits abgelaicht	Adult /reif



ABBILDUNG 140: PREBERSEE BEFISCHUNGSSTELLEN (FÄHNCHEN: POSITION DER KIEMENNETZE; LINIEN: ELEKTROBEFISCHUNGSSTELLEN)



ABBILDUNG 141: ENTNAHME DER OTOLITHEN FÜR DIE ALTERSBESTIMMUNG.



ABBILDUNG 142: LINKS: PRÄPARIERTER OTOLITH (SEESAIBLING) MIT EINEM ALTER VON 3+ JAHREN.
RECHTS: KIEMENDECKEL (FLUSSBARSCH) ALTER 4+ JAHRE (FOTOS: DANIELA ACHLEITNER).

Elektrobefischung

Gewisse Fischarten (z. B.: Aal, Aalrutte oder Hecht) aber auch die Jungfische vieler Arten sind mit Kiemennetzen schwer zu fangen. Um aber auch diese Lebensstadien bzw. Arten nachweisen zu können, wurde eine Elektrobefischung des Ufers durchgeführt (Standaggregat: 13 KW).

Im Prebersee erfolgte diese Befischung am 20.08.2024. Entlang des Seeufers wurden vier Stellen mit verschiedenen Fischlebensräumen 15 Minuten lang beprobt (Abbildung 140). An drei der Stellen waren Wasserpflanzen das vorherrschende Habitat, wobei eine Stelle im Bereich einer Flussmündung lag. Die vierte Stelle wies Kiessediment auf.

Ziel dieser Methodik war, den Nachweis möglichst vieler Arten in den unterschiedlichen Habitaten des Sees zu erbringen. Für die Befischung wurde das Boot entlang des Ufers derart gesteuert, dass uferseitig der Bereich bis etwa 1,5 m Wassertiefe für den Polführer und die beiden Kescherführer

gut einsehbar und erreichbar war. Die gefangenen Fische wurden in das mit Wasser befüllte Fischfass samt Sauerstoffversorgung gekeschert. Sobald eine Stelle fertig befischt war, wurden die Fische sediert, vermessen (Totallänge), gezählt und nach ihrer Artzugehörigkeit determiniert. Einige wenige Belegexemplare, sowie nicht bestimmbare Fischlarven und 0+ Fische wurden zur späteren Artbestimmung mit Alkohol fixiert. Die restlichen gefangenen Fische wurden schonend wieder freigelassen. Die gewonnenen Daten wurden per Hand notiert und danach in die Datenbank eingepflegt.

4.5.1.2 Ergebnisse

Kiemennetzbefischung

Im Rahmen der Kiemennetzbefischung konnten im Zeitraum vom 20. – 21.08.2024 im Prebersee acht Fischarten nachgewiesen werden (Tabelle 61). Insgesamt erzielte der Fang mit den Kiemennetzen eine Anzahl von 220 Fischen mit einem Gesamtgewicht von 26,5 kg.

Die gewichtsmäßig häufigsten Fischarten waren Flussbarsch 54,4% (14,4 kg) und Elsässer Saibling 34,1% (9,0 kg). Mit 4,5% (1,2 kg) war auch die Bachforelle mit nennenswertem Gesamtgewicht im Fang vertreten (Abbildung 144). Betrachtet man die Individuenanzahl der verschiedenen Arten (Abbildung 145), so entfielen 83,6% des Gesamtfanges auf den Flussbarsch ($n = 184$), der Elsässer Saibling stellte mit 10,5% die zweithäufigste Art ($n = 23$) dar. Die verbleibenden Arten trugen mit geringen Anteilen zum Fang bei.

Von den insgesamt mit den Kiemennetzen gefangenen Fischen entfielen 77,7% ($n = 171$) auf die Grundnetze und 22,3% ($n = 49$) auf die Freiwassernetze. Zahlenmäßig dominierte in beiden Netztypen der Flussbarsch, gewichtsmäßig waren in den Grundnetzen der Flussbarsch und im Freiwasser der Elsässer Saibling am stärksten vertreten (Abbildung 146 und Abbildung 147).

Für die Vergleichbarkeit der Daten zwischen den acht im Rahmen des EMFAF Projektes untersuchten Seen, wurden Einheitsfänge CPUE (catch per unit effort) ermittelt. Berechnet wurden dazu die Abundanz (Häufigkeit = n) und die Biomasse (kg) pro 100 m² Netzfläche pro 12 Stunden Expansionszeit. Für den Prebersee ergab sich ein CPUE von 29,7 Fische/100m²/12h (Freiwasser $n = 2,1$; Grund $n = 27,6$) und eine Biomasse von 2,98 kg/100m²/12h (Freiwasser = 0,4 kg; Grund = 2,6 kg) - Abbildung 148 und Abbildung 150.

In den Grundnetzen wurden die Fische hauptsächlich in den beiden Tiefenstufen von 0 bis 3m (Abundanz / $n = 12,8$) und 3 bis 6 m (Abundanz / $n = 13,6$) gefangen. In diesem Bereich war der Flussbarsch mit 160 Individuen (93%) die am häufigsten vertretene Art, alle anderen Arten kamen lediglich vereinzelt vor (Abbildung 149). Aufgrund der geringen Tiefe des Prebersees (max. Tiefe 10 m) und der Höhe des Netzblattes (6 m) wurde im Freiwasser nur die Tiefenstufe von 0 – 6 m befischt. In dieser Tiefe waren Flussbarsch ($n = 24$; 49%) und Elsässersaibling ($n = 20$; 41%) die am häufigsten vertretenen Arten (Abbildung 151).

TABELLE 60: FISCHARTENZUSAMMENSETZUNG DES PREBERSEES, ERMITTELT IM RAHMEN DER
STANDARDISIERTEN FISCHBESTANDSERHEBUNG 2024.

Fischart	ursprünglich	aktuell	Nachweismethode
Aitel	Nein	Ja	Kiemennetz
Elsässer Saibling	Nein	Ja	Kiemennetz
Elritze	Ja	Ja	Kiemennetz/Elektrobefischung
Flussbarsch	Nein	Ja	Kiemennetz/Elektrobefischung
Rotaugen	Nein	Ja	Kiemennetz
Schleie	Nein	Ja	Kiemennetz
Bachforelle	Ja	Ja	Kiemennetz
Seesaibling	Ja	Ja	Kiemennetz/Elektrobefischung

TABELLE 61: KIEMENNETZBEFISCHUNG VOM 20. – 21.08.2024. FISCHARTENZUSAMMENSETZUNG, ANZAHL
UND TOTALGEWICHT.

Fischart	Anzahl	Totalgewicht (kg)
Aitel (<i>Squalius cephalus</i>)	1	0,08
Bachforelle (<i>Salmo trutta fario</i>)	3	1,19
Elsässer Saibling (<i>Salvelinus umbla</i> x <i>S. fontinalis</i>)	23	9,00
Elritze (<i>Phoxinus</i> sp.)	1	0,00
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	184	14,41
Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)	1	0,11
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	3	0,59
Seesaibling (<i>Salvelinus umbla</i>)	4	1,11
Summe	220	26,48

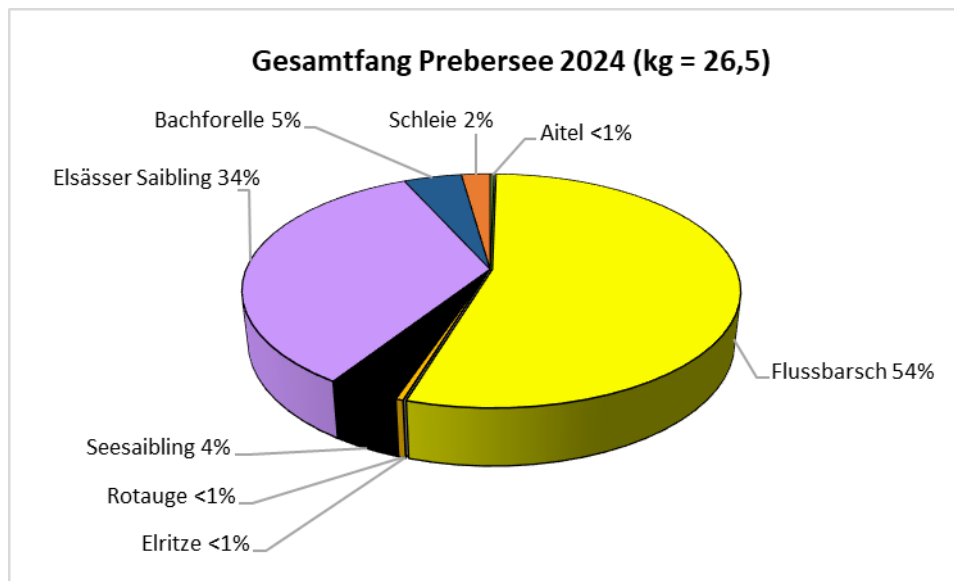


ABBILDUNG 143: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN AUS DEN KIEMENNETZEN NACH GEWICHT.

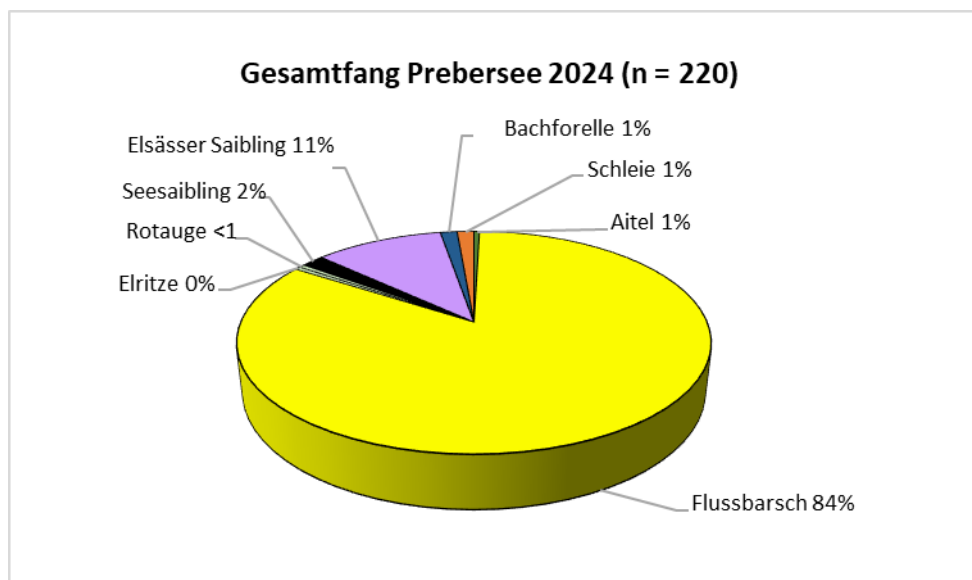
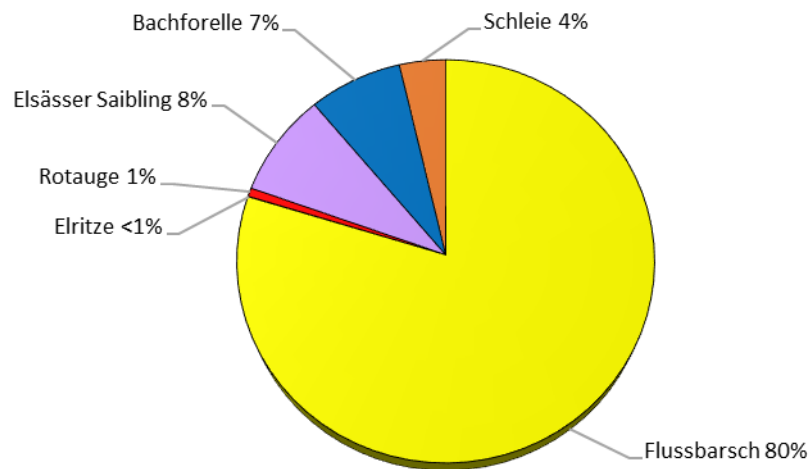


ABBILDUNG 144: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN AUS DEN KIEMENNETZEN NACH ANZAHL.

Fischartenverteilung Grundnetze (kg = 16,0)



Fischartenverteilung Grundnetze (n = 171)

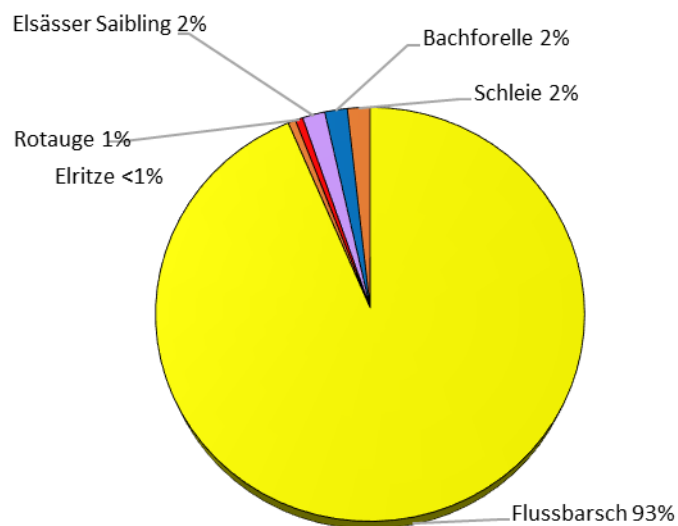
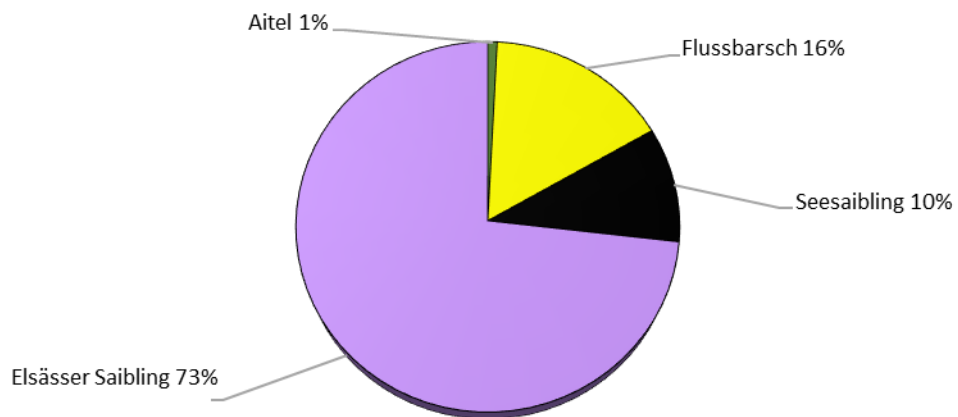


ABBILDUNG 145: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN NACH GEWICHT UND ANZAHL IN DEN GRUNDNETZEN

Fischartenverteilung Freiwassernetze (kg = 10,5)



Fischartenverteilung Freiwassernetze (n = 49)

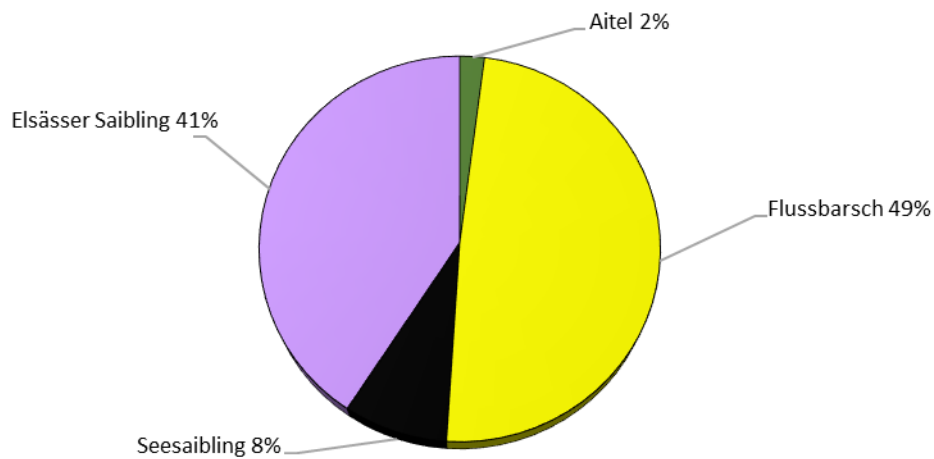


ABBILDUNG 146: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN NACH GEWICHT UND ANZAHL FREIWASSERNETZEN.

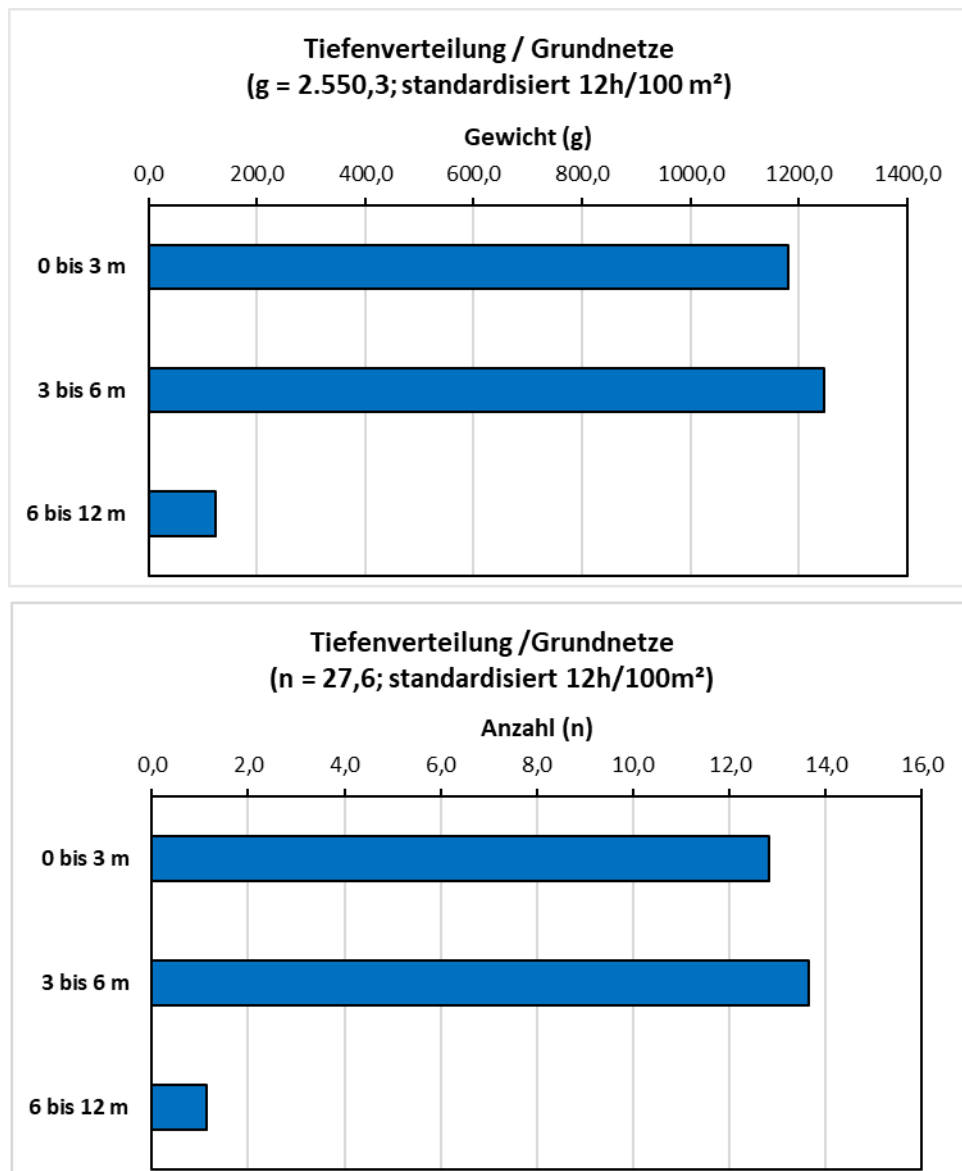


ABBILDUNG 147: TIEFENVERTEILUNG VON BIOMASSE UND ABUNDANZ IN DEN GRUNDNETZEN

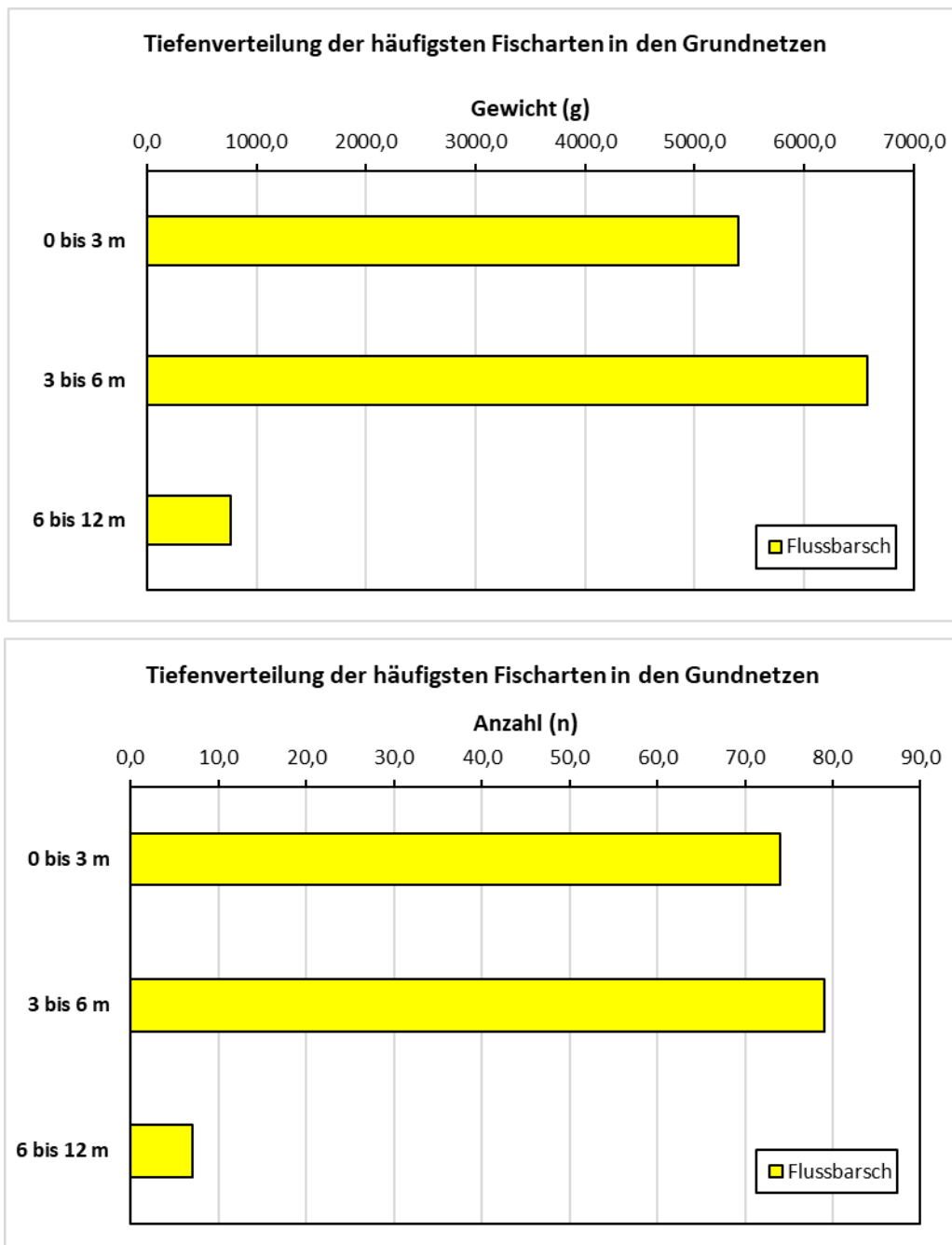


ABBILDUNG 148: TIEFENVERTEILUNG DER HÄUFIGSTEN FISCHARTEN (GEWICHT UND ANZAHL) IN DEN GRUNDNETZEN

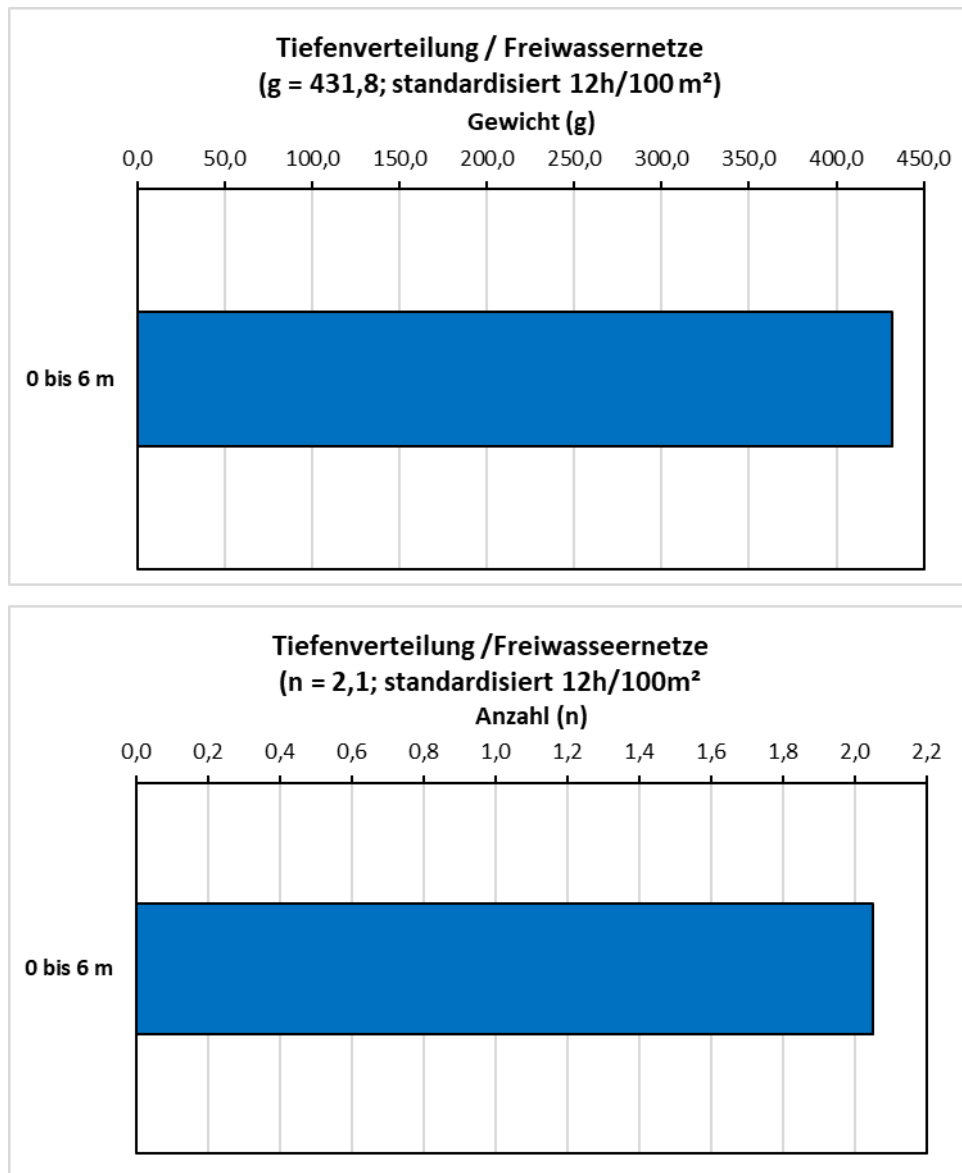


ABBILDUNG 149: TIEFENVERTEILUNG VON BIOMASSE UND ABUNDANZ IN DEN FREIWASSERNETZEN

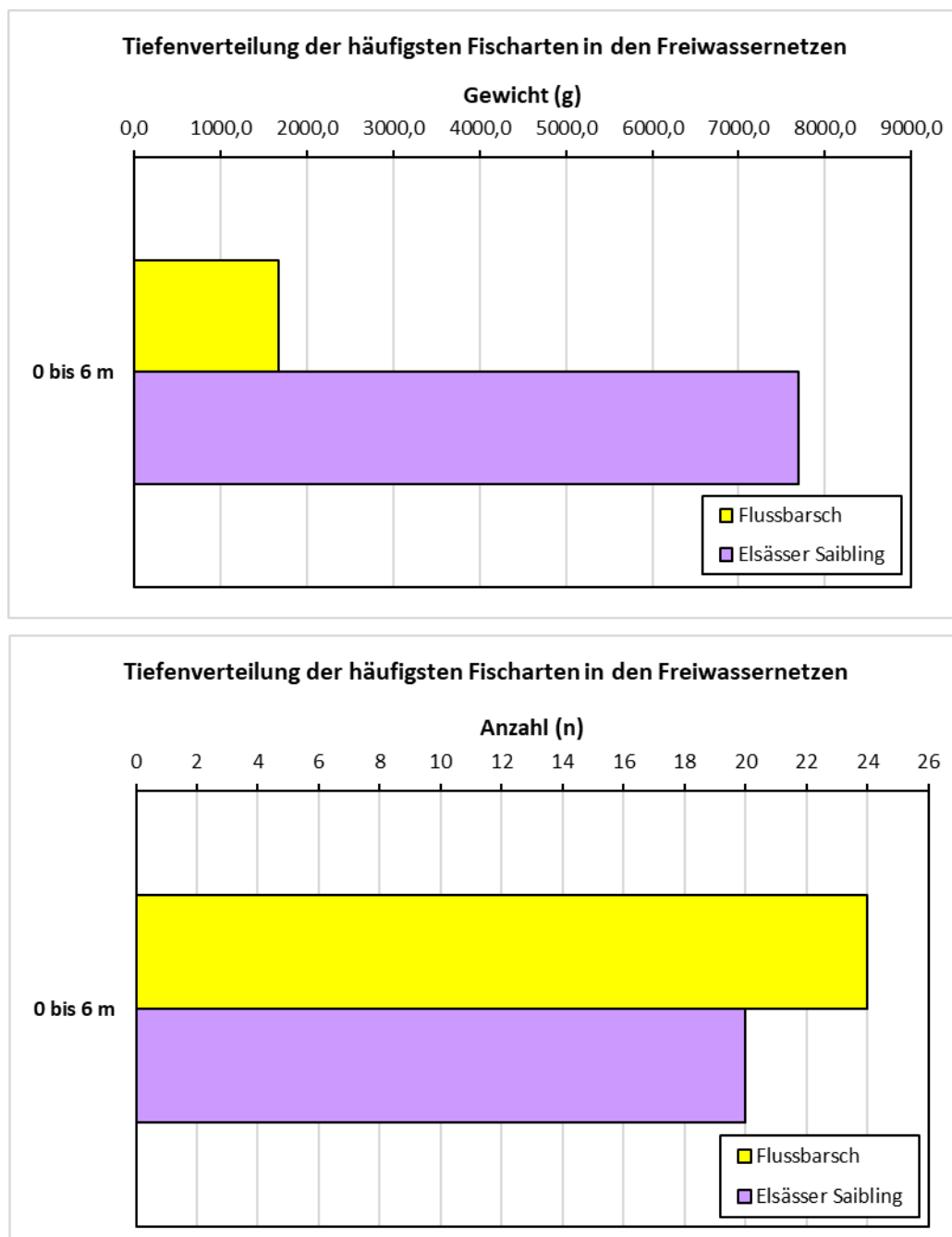


ABBILDUNG 150: TIEFENVERTEILUNG DER HÄUFIGSTEN FISCHARTEN (GEWICHT UND ANZAHL) IN DEN FREIWASSERNETZEN.

Längenfrequenz

Einen sehr aussagekräftigen Parameter für die Beschreibung eines Fischbestandes stellt die Längenfrequenz dar. Sie liefert ein anschauliches Bild über die Längensklassen der bei der Befischung gefangenen Fischarten. Werden Individuen beginnend bei geringen bis durchgehend zu großen Größen detektiert, kann man, sofern kein Besatz erfolgte, auf eine gut funktionierende natürliche Reproduktion der jeweiligen Fischart schließen. In den Abbildung 152 bis 154 sind die Längenfrequenzen von Flussbarsch, Elsässer Saibling und Seesaibling grafisch dargestellt. Vom Seesaibling fanden sich im Prebersee fünf Individuen ab der Größenklasse 18 cm in den Netzen. Zum Fehlen der kleinen Jungfische des Seesaiblings (<10 cm) in den Netzen ist festzuhalten, dass dies auf die Habitatpräferenz juveniler Seesaiblinge zurückzuführen sein könnte. Jungfische des Seesaiblings halten sich im ersten Lebensjahr oft in Bodennähe auf und sind mit den Kiemennetzen schwer zu fangen. Der größte gefangene Seesaibling maß eine Totallänge von 44,3 cm (Abbildung 154). In die Darstellung der Längenfrequenz wurde der einsömmrige Seesaibling aus der Elektrofischung hinzugefügt.

Von den beiden nicht ursprünglichen Arten hatte der größte Elsässer Saibling eine Totallänge von 42 cm und der längste Flussbarsch 34 cm.

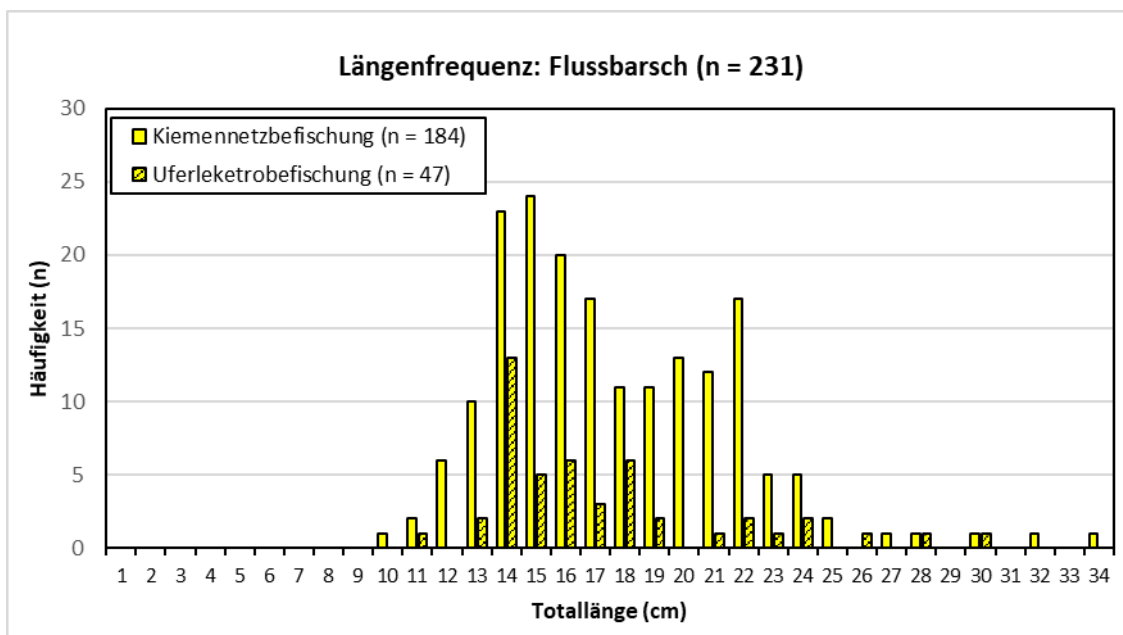


ABBILDUNG 151: LÄNGENFREQUENZ FLUSSBARSCH.

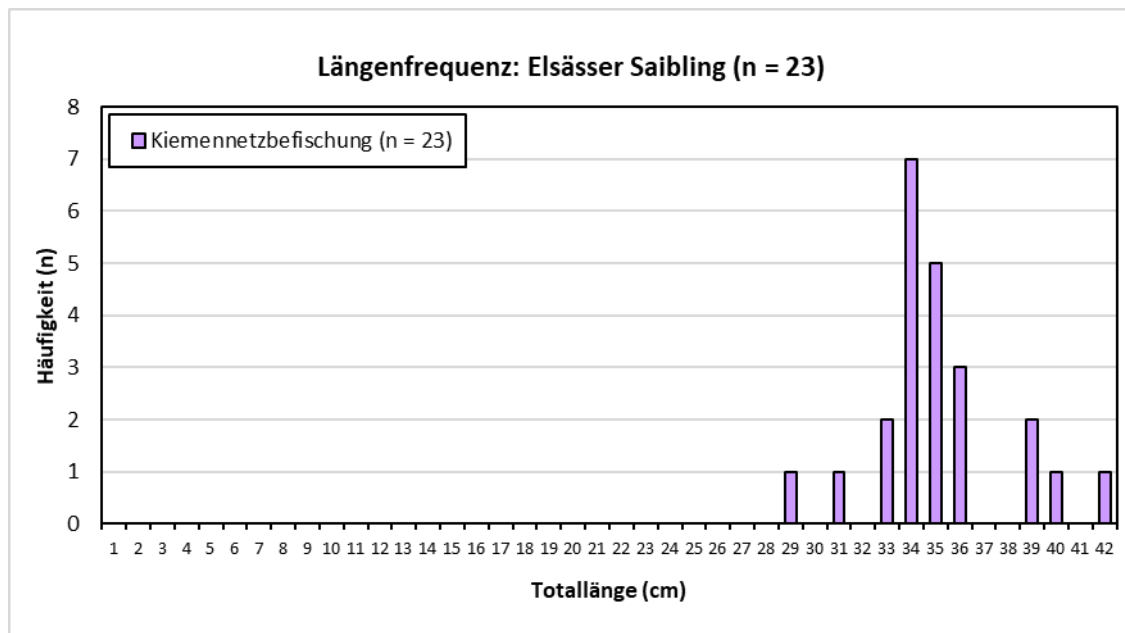


ABBILDUNG 152: LÄNGENFREQUENZ ELSÄSSER SAIBLING.

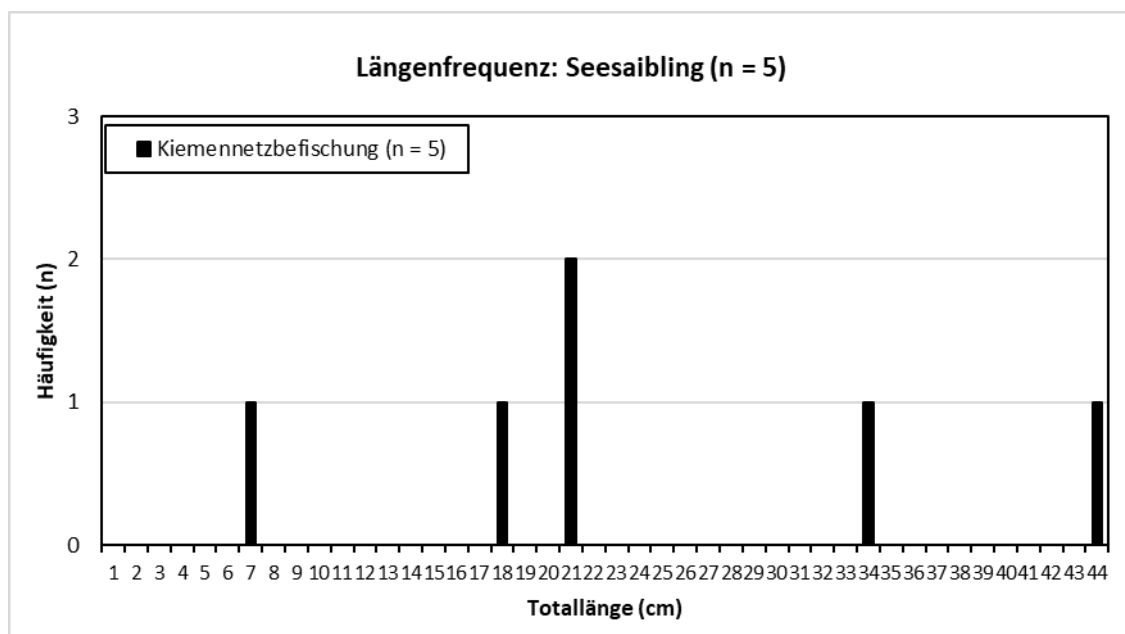


ABBILDUNG 153: LÄNGENFREQUENZ SEESAIBLING.

Längen und Gewichte

Für Flussbarsch und Elsässer Saibling wurde der Zusammenhang zwischen der Gesamtlänge und dem Totalgewicht hergestellt. Aus der Grafik kann für jedes Individuum die Totallänge mit dem zugehörigen Gesamtgewicht abgelesen werden (Abbildung 155 und Abbildung 156).

Aus der Beziehung zwischen Gesamtgewicht und Totallänge lässt sich der sogenannte Konditionsfaktor nach Fulton (Korpulenzfaktor) ermitteln (Tabelle 62). Basierend auf diesem Faktor kann man auf den Ernährungszustand der Fische schließen. Sowohl für den Flussbarsch mit 1,1 ($\pm 0,16$ Stabw.), als auch für Elsässer Saibling mit 0,9 ($\pm 0,10$ Stabw.) und Seesaibling 0,9 ($\pm 0,02$ Stabw.) wurde im Prebersee ein sehr guter Ernährungszustand attestiert.

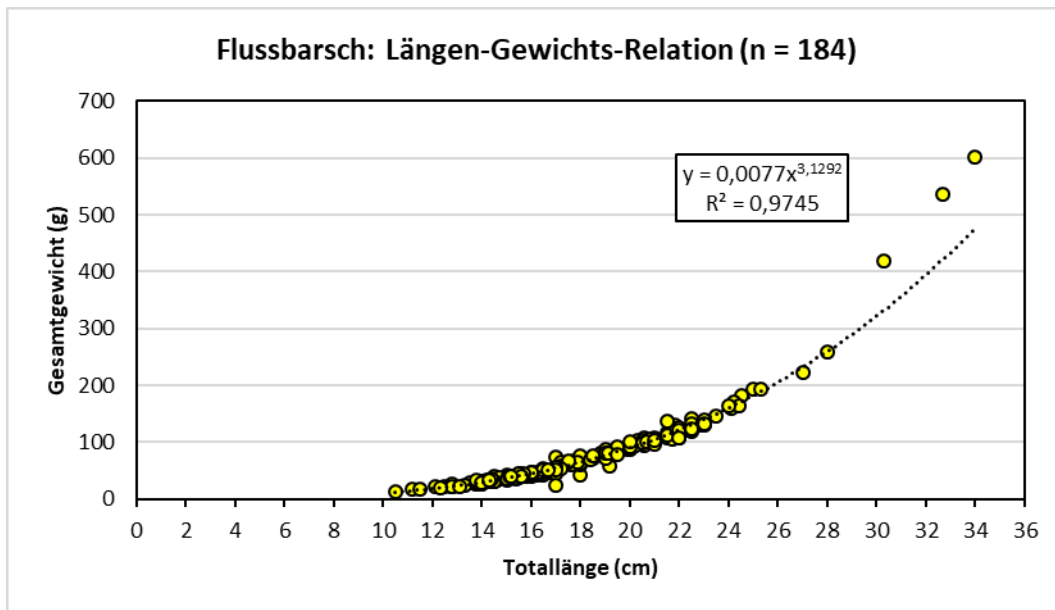


ABBILDUNG 154: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE UND GESAMTGEWICHT FLUSSBARSCH.

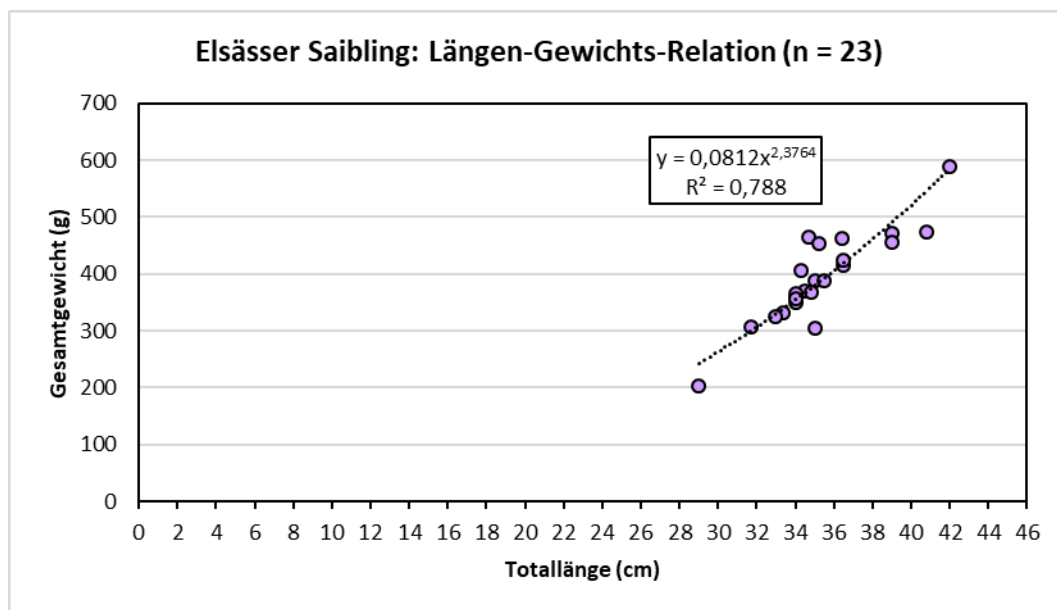


ABBILDUNG 155: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE UND GESAMTGEWICHT ELSÄSSER SAIBLING.

TABELLE 62: DURCHSCHNITTLICHER KONDITIONSFAKTOR (KF) NACH FULTON UND MINIMALE UND MAXIMALE TOTALLÄNGEN FÜR DIE HÄUFIGSTEN FISCHARTEN IM PREBERSEE.

Fischart	Min. Länge	Max. Länge	Mittl. KF	Stabw. (±)	(n)
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	10,5 cm	34,0 cm	1,1	0,16	184
Elsässer Saibling (<i>S. umbla</i> x <i>S. fontinalis</i>)	29,0 cm	44,3 cm	0,9	0,10	23
Seesaibling (<i>Salvelinus umbla</i>)	18,5 cm	34,8 cm	0,9	0,02	5

Altersbestimmung und Wachstum

Für den am stärksten im Fang vertretenen Flussbarsch wurde eine Altersbestimmung durchgeführt. Für 99 Individuen konnte das Alter (± 1 Jahr) durch Ablesen der Zuwachsrings an den Kiemendeckeln einwandfrei bestimmt werden. Die Auswertung ergab Altersklassen zwischen 1+ (2 sömmrig) und 10+ (11 sömmrig) Jahren (Abbildung 157). Die Altersklasse 3+ war mit 31 Individuen (31,3%) am stärksten im Fang vertreten. Mit 21 Individuen (21,2%) folgte die Altersklassen 2+. Danach reihten sich die AK 5+ (15 Individuen; 15,2%), die AK 4+ (12 Individuen; 12,1%) und 6+ (10 Individuen; 10,1%).

Die häufigste Altersklasse 3+ wies eine mittlere Totallänge von 16,8 cm ($\pm 1,1$ cm Stabw.). Abbildung 158 zeigt die Relation zwischen Alter und Totallänge. Das älteste Individuum mit einem Alter von 10+ Jahren maß auch die größte Totallänge von 34 cm.

Das mittlere Gesamtgewicht bzw. die mittlere Totallänge der einzelnen Altersklassen der untersuchten Flussbarsche sind in Tabelle 63 und Tabelle 64 angeführt.

Die Altersbestimmung für die vier Seesaiblinge ergab für drei Individuen ein Alter von 3+ Jahren (mittlere Totallänge 20,5 cm). Für den Seesaibling mit der größten Totallänge wurde ein Alter von 8+ Jahren ermittelt.

Eine realistische Altersbestimmung ließ sich für den Elsässer Saibling als Besatzfisch aus der Aquakultur (Kreuzung aus See- und Bachsaibling) nicht durchführen. Von 8 Individuen wurden die Otolithen präpariert und das „Alter nach Besatz“ ermittelt. Jeweils drei Individuen waren ein bzw. zwei Jahre seit dem Besatz im See, für zwei Individuen wurden drei Jahre nach Besatz ermittelt.

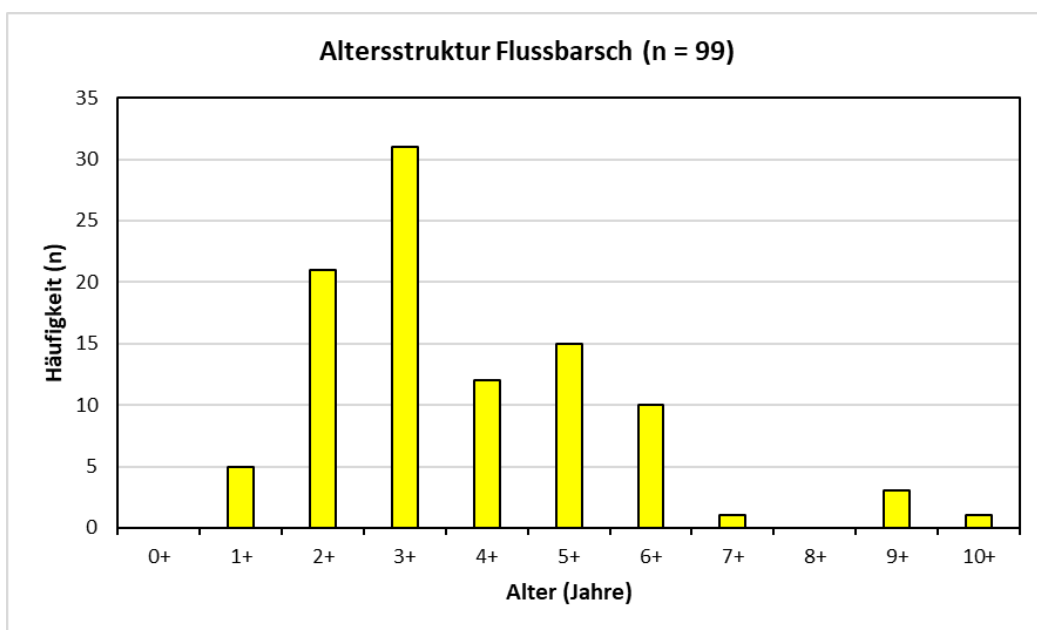


ABBILDUNG 156: ALTERSSTRUKTUR DES FLUSSBARSCHES IM PREBERSEE

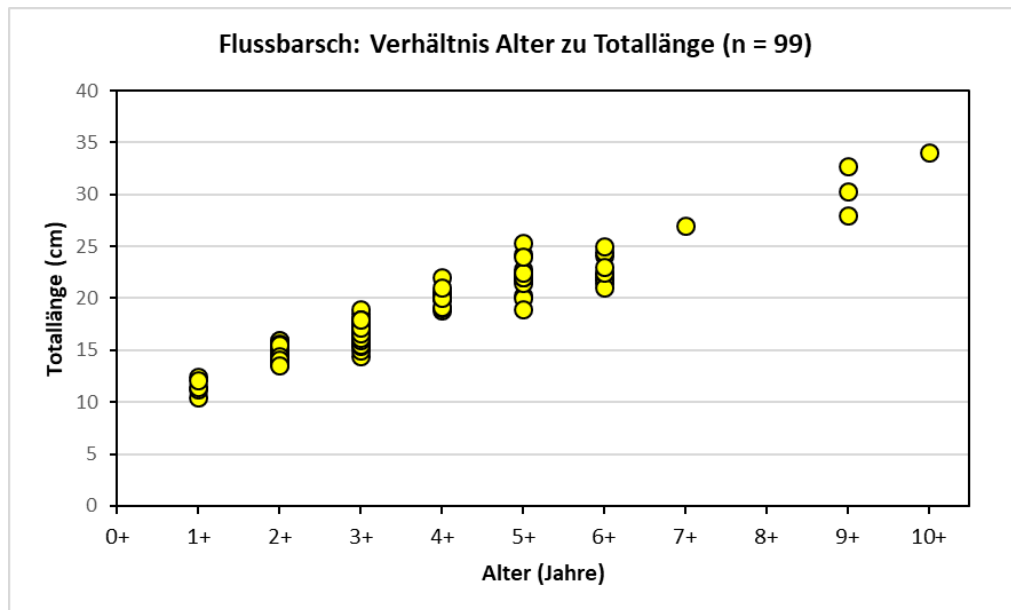


ABBILDUNG 157: 19 ZUSAMMENHANG ZWISCHEN ALTER UND TOTALLÄNGE DES FLUSSBARSCHE.

TABELLE 63: MITTLERES GESAMT-, MINIMAL- UND MAXIMALGEWICHT ALLER ALTERSKLASSEN, MIT STANDARDABWEICHUNG (STD. ABW.) UND ANZAHL DER FLUSSBARSCHE (N).

Alter	mittleres Gewicht (g)	Stabw. (±)	min Gewicht	max Gewicht	Anzahl (n)
0+	---	---	---	---	0
1+	18,0	4,1	12,0	22,3	5
2+	34,9	4,1	26,5	47,5	21
3+	52,1	6,2	24,3	81,3	31
4+	91,1	13,7	58,2	108,3	12
5+	124,7	13,6	86,7	194,5	15
6+	138,0	30,0	107,1	193,4	10
7+	223,7	---	223,7	223,7	1
8+	---	---	---	---	0
9+	404,4	139,3	258,7	536,2	3
10+	601,6	---	---	---	1

TABELLE 64: MITTLERE TOTAL-, MINIMAL- UND MAXIMALLÄNGE ALLER ALTERSKLASSEN, MIT
STANDARDABWEICHUNG (STD. ABW.) UND ANZAHL DER FLUSSBARSCHEN(N).

Alter	mittlere Länge (cm)	Stabw. (±)	min Länge	max Länge	Anzahl (n)
0+	---	---	---	---	0
1+	11,6	0,8	10,5	12,5	5
2+	14,7	1,1	13,5	16,0	21
3+	16,8	0,9	14,4	19,0	31
4+	20,1	1,6	18,8	22,0	12
5+	22,1	1,3	19,0	25,3	15
6+	22,8	0,8	21,0	25	10
7+	27,0	0,8	10,5	27	1
8+	---	---	---	---	0
9+	30,3	2,4	28,0	32,7	3
10+	34,0	---	---	---	1

Laichreife und Geschlecht

Einen weiteren wichtigen Parameter stellt der Reifegrad von Fischen dar. Fische sollten erst nachdem sie bereits einmal abgelaicht haben aus dem See entnommen werden. Im Prebersee wurden alle vier Seesaiblinge als Rogner diagnostiziert, alle vier waren nicht geschlechtsreif.

Die Ermittlung des Geschlechts ergab für den Elsässer Saibling einen Anteil von 13 Rognern und 9 Milchneunern. Bei 14 Individuen wurde die Laichreife diagnostiziert, acht waren unreif. Wie bereits im Abschnitt „Altersbestimmung und Wachstum“ sei auch an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass sich im Falle von Fischen aus der Aquakultur das Alter erst nach dem Besatz in ein Gewässer ermitteln lässt. Ein genaues Alter für das Eintreten in die Geschlechtsreife kann für den Elsässer Saibling somit nicht genannt werden.

Elektrofischung

Im Zuge der Uferelektrofischung konnten im Prebersee 99 Individuen auf Artniveau bestimmt und die Totallänge vermessen werden. An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die Uferelektrofischung eines Sees keine absolut quantitative Methode darstellt, sie ermöglicht jedoch einen Blick auf die Fischarten und deren relative Häufigkeiten.

Den Hauptanteil der Fischartengemeinschaft im Uferbereich machten Elritze (n = 51; 52%) und Flussbarsch (n = 47; 47%) aus (Abbildung 159). In Tabelle 65 sind die Anzahl, die minimalen und die maximalen Fanglängen der untersuchten Fischarten zusammengestellt.

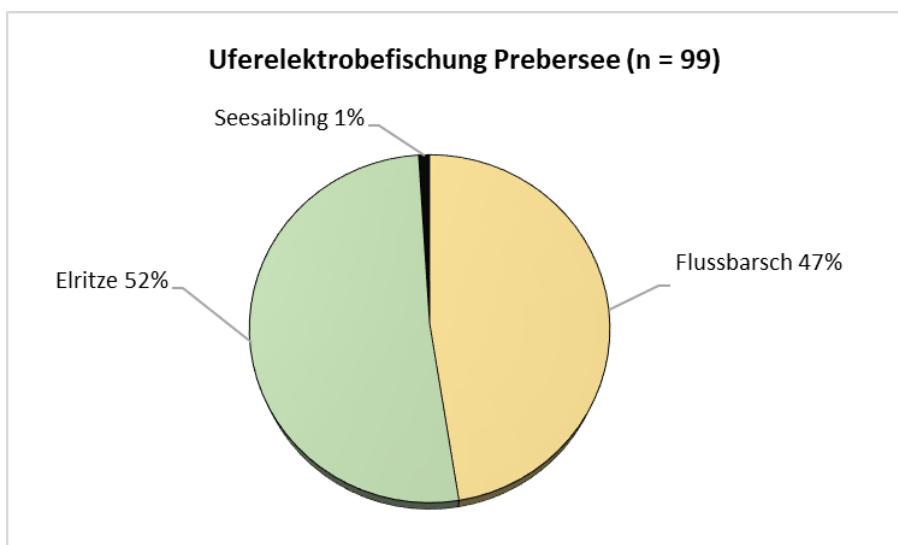


ABBILDUNG 158: UFERELEKTROBEFISCHUNG - ARTENZUSAMMENSETZUNG.

TABELLE 65: ELEKTROBEFISCHUNG IM PREBERSEE AM 20.08.2024. ZUSAMMENSTELLUNG DER ANZAHL BZW. MINIMALEN UND MAXIMALEN FANGLÄNGE DER FISCHE.

Fischart	Anzahl (n)	Totallänge (min)	Totallänge (max)
Elritze	51	2,8 cm	8,5 cm
Flussbarsch	47	11,2 cm	30,5 cm
Seesaibling	1	7,8 cm	---
Summe	99		

Gesamtfang Kiemennetzbefischung und Uferelektrobefischung

Im Rahmen der standardisierten Fischbestandserhebung wurden im Prebersee mit den Kiemennetzen und der Uferelektrobefischung in Summe 319 Individuen gefangen. In Abbildung 160 werden die Fangerfolge verglichen. Mit beiden Befischungsmethoden konnten Elritze, Flussbarsch und Seesaibling nachgewiesen werden. In den Kiemennetzen fanden sich darüber hinaus Aitel, Rotaugen, Elsässer Saibling, Bachforelle und Schleie. Vorherrschende Art war in den Kiemennetzen der Flussbarsch, im Uferbereich Elritze und Flussbarsch (Abbildung 160).

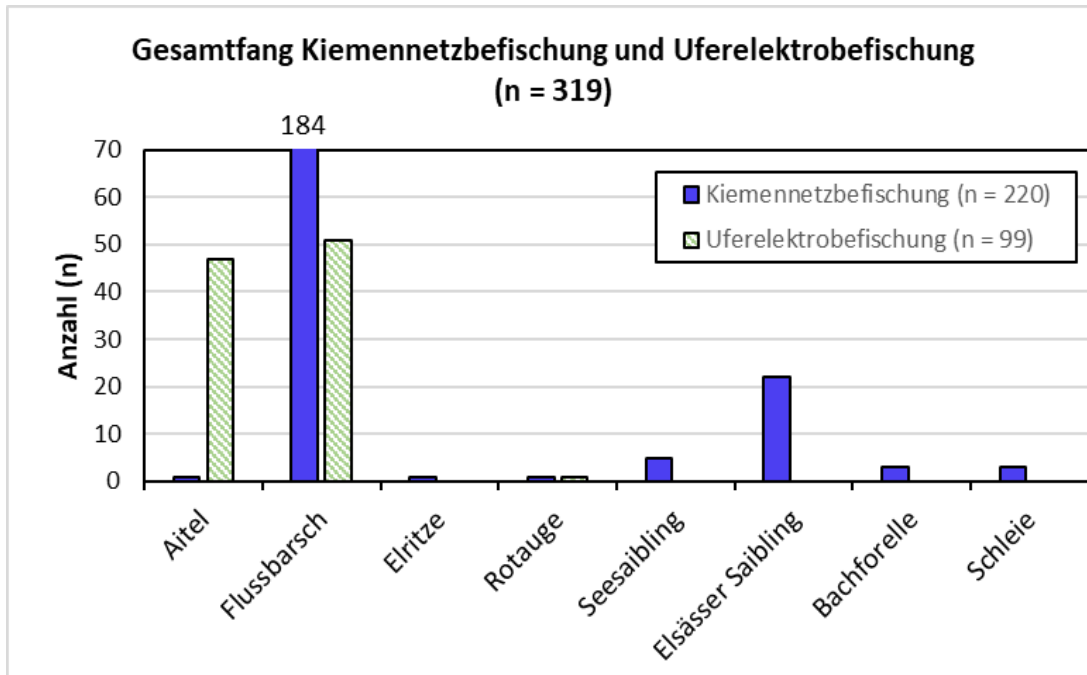


ABBILDUNG 159: GEGENÜBERSTELLUNG DER FÄNGE DER BEIDEN BEFISCHUNGSMETHODEN.

4.5.1.3 Bewertung des fischökologischen Zustandes nach ALFI

Die Bewertung des fischökologischen Zustandes wird angelehnt an das Bewertungsverfahren für Seen >50ha durchgeführt (Leitfaden). In der Einteilung nach fischökologischen Seentypen entspricht der Prebersee am ehesten einem **Seesaiblingsee** mit der Leitfischart Seesaibling. Die typspezifischen Fischarten dieses Seentyps sind Koppe, Elritze und Seeforelle. Im Prebersee sind die typspezifischen Arten mit Ausnahme der Koppe historisch (Freudlsperger, 1940; Keiz, 1963) belegt und plausibel. Aktuell wurden insgesamt 8 Arten im Prebersee nachgewiesen, wobei zu den 3 ursprünglichen Arten (Seesaibling, Seeforelle inkl. Bachforelle und Elritze) 5 als neue Spezies (Aitel, Flussbarsch, Rotaugen, Rotfeder und Schleie) hinzukommen. Die Leitfischart (Seesaibling) konnte im Rahmen des standardisierten Befischungsprogramms mit 6 Exemplaren belegt werden (Abundanzindex = 3). Insgesamt konnten nur 2 von 18 geforderten Längensklassen nachgewiesen werden und so wurde im Metric „Längenfrequenz Leitfischart“ (Wert=0,11) eine markante Abweichung vom Referenzzustand abgebildet. Die aus Besatz stammenden Elsässer Saiblinge (*S. fontinalis* x *S. umbla*) wurden als Zuchtvariante nicht in die Bewertung einbezogen. Von den typspezifischen Arten wurde die Elritze häufig (AI=4) und die Forelle (*Salmo trutta*) selten (AI=2) belegt. Maßgebliche Defizite werden in der aktuellen ALFI-Bewertung in den Metriken „Anteil AI Fremdfischarten“ und „Längenfrequenz Leitfischart“ ausgewiesen. Im Prebersee wurde keine Biomasse per Echolot erhoben. Mit einem errechneten **Gesamt-EQR** von **0,62** wird der **ökologische Zustand** des Prebersees für das biologische **Qualitätselement „Fische“** im nationalen Bewertungssystem ALFI mit **„gut“** beurteilt. Diese Bewertung wurde wie oben dargelegt in Anlehnung an den Leitfaden für große Seen durchgeführt und ist dementsprechend zu interpretieren.

Prebersee		
Anzahl Arten Überblick	Anzahl urspr. Arten	3
	Anzahl aktuelle Arten	8
	Artenfehlbetrag	0
	Anzahl Fremdfischarten	5
	Metric	EQR
Arteninventar	AI typspezifische Fischarten	0,75
	Anteil AI Fremdfischarten	0,45
	Abundanzindex Kleinfischarten	1,00
	Abundanzindex stenöke Arten	0,75
Gilden	Abundanzindex Laichwanderer	0,50
	Abundanzindex Laichgilden	0,75
LF	Längenfrequenz Leitfischart	0,11
BM	Fischbiomasse	
	MEAN EQR	0,62

AI...Abundanzindex

Ökologische Zustandsklasse	EQR
sehr gut	>0,8
gut	0,60-0,79
mäßig	0,40-0,59
unbefriedigend	0,20-0,39
schlecht	<0,20

4.5.1.4 Zusammenfassung und Diskussion

- Bei der vorliegenden Befischung wurden insgesamt 319 Fische (Kiemennetzbefischung $n = 220$, Uferelektrobefischung $n = 99$) gefangen. Mit den Kiemennetzen konnten die acht Fischarten Aitel, Bachforelle, Elritze, Elsässer Saibling, Flussbarsch, Rotaugen, Seesaibling und Schleie nachgewiesen werden. Das Ergebnis der Uferelektrobefischung ergab keine weiteren zusätzlichen Fischarten.
- Von den gesamten Netzfängen entfielen 22,3% ($n = 49$) auf die Freiwassernetze und 77,7% ($n = 171$) auf die Grundnetze. Im Freiwasser betrug das Gesamtgewicht der Fische 10,3 kg und über Grund 16,0 kg.
- Für die Vergleichbarkeit der Daten zwischen den acht im Rahmen des EMFAF Projektes untersuchten Seen, wurde der Einheitsfang CPUE (gleicher Fangaufwand) ermittelt. Für den Prebersee ergab sich ein CPUE von 29,7 Fische/100m²/12h (Freiwasser $n = 2,1$; Grund $n = 27,6$) und eine Biomasse von 3,0 kg/100m²/12h (Freiwasser 0,4 kg; Grund 2,6 kg).
- Eine Darstellung der Längenfrequenzen wurde für Flussbarsch, Elsässer Saibling und Seesaibling vorgenommen. Vom Flussbarsch wurden beinahe lückenlos von kleinen bis zu großen Größenklassen Individuen nachgewiesen. Vom Elsässer Saibling wurde das größte Exemplar mit einer Totallänge von 42 cm gefangen. Der größte Seesaibling hatte eine Totallänge von 44 cm.
- Für den Flussbarsch wurde anhand der Kiemendeckel für 99 Individuen das Alter ermittelt und Altersklassen von 1+ (zweisömrig) bis 10+ (elfsömrig) Jahren bestimmt. Die Altersklasse 3+ war mit 31 Individuen am stärksten vertreten. Für den Elsässer Saibling, als Kreuzung aus der Aquakultur, wurde von 8 Individuen anhand der Otolithen das „Alter nach Besatz“ ermittelt, jeweils drei Individuen waren ein bzw. zwei Jahre seit dem Besatz im See, für zwei Individuen wurden drei Jahre nach Besatz ermittelt. Drei der vier Seesaiblinge waren 4+ Jahre alt und einer 8+ Jahre.
- Einen weiteren wichtigen Parameter stellt der Reifegrad von Fischen dar. Fische sollten erst nachdem sie bereits einmal abgelaicht haben aus dem See entnommen werden. Im Prebersee konnte bei vier Seesaiblingen das Geschlecht ermittelt werden, es handelte sich um Rogner. Der Entwicklungszustand der Gonaden der Weibchen zeigte keine Anzeichen einer nahen Laichreife. Bei dem Seesaibling aus der Uferelektrobefischung dürfte es sich um ein 0+ Individuum handeln (7,8 cm). Für den Elsässer Saibling wurde bei 14 Individuen die Laichreife diagnostiziert, acht waren unreif. Zur Laichreife des Elsässer Saiblings ist aus fischökologischer Sicht grundsätzlich anzumerken, dass ein Ablichten dieser Kreuzung in natürlichen Gewässern sehr problematisch ist, da eine weitere Fortpflanzung eine phänotypische Aufspaltung der Nachkommen mit sich bringt (Seesaibling und Bachsaibling). Daraus resultierend kann eine Konkurrenz zwischen den Arten aufkommen, der aus Amerika stammende Bachsaibling ist stark territorial und verteidigt sein Territorium aggressiv gegen andere Fischarten. Diese Tatsache wirkt sich äußerst nachteilig auf den ursprünglich vorkommenden Seesaibling aus.
- Mit einem errechneten Gesamt-EQR von 0,62 wird der ökologische Zustand des Prebersees für das biologische Qualitätselement „Fische“ im nationalen Bewertungssystem ALFI mit „gut“ beurteilt. Markante Abweichungen vom Referenzzustand sind vor allem in den Metriken „Längenfrequenz Leitfischart“ und „Fremdfischarten“ zu finden. Der Prebersee entspricht in der

nationalen Einteilung der fischökologischen Seentypen am vergleichbarsten einem Seesaiblingsee. Es scheint plausibel, dass die Leitfischart Seesaibling um 1900 (Zeitmarke für historisches Vorkommen; Gassner et al., 2003) im See vorkam (Freudlsperger, 1940; Keiz, 1963). Allgemein ist der Prebersee aber mit seiner limnologischen Situation (Einfluss Moorgebiet, starkes Sauerstoffdefizit im Tiefenwasser) als Spezialfall zu betrachten und bedarf einer gesonderten Interpretation. Die Fischartengemeinschaft muss insgesamt aber als maßgeblich verändert beurteilt werden, wenn man den 3 ursprünglichen Arten (Freudlsperger, 1940; Keiz, 1963) die 5 neuen gegenüberstellt.

4.5.1.5 Empfehlungen Prebersee

Die gegenständliche Bewertung des fischökologischen Zustandes nach ALFI mit „gut“ (EQR=0,62) ist angelehnt an die Methode im Leitfaden für große Seen. Das Ergebnis bedarf daher einer entsprechenden Interpretation, zeigt aber dennoch die Defizite der aktuellen Fischgemeinschaft an. Insgesamt muss die Fischartengemeinschaft als maßgeblich verändert beurteilt werden, wenn man davon ausgeht, dass nur 3 Arten ursprünglich waren (Freudlsperger, 1940; Keiz, 1963) und daher augenscheinlich 5 Arten neu hinzugekommen sind. Daraus abgeleitet ergeben sich folgende Empfehlungen für eine fischökologische Verbesserung, wobei wichtige Maßnahmen auch in der fischereilichen Bewirtschaftung liegen. Alle Maßnahmen müssen selbstverständlich auf deren Potential in Hinblick auf die Sauerstoffsituation, die sich im Zuge der Klimaerwärmung verändert, geprüft und abgewogen werden.

Die Seesaiblingpopulation weist massive Defizite auf. So findet sich die größte Abweichung vom Referenzzustand im Metric „Längenfrequenz Leitfischart“ (EQR=0,11). Die fehlenden Längenklassen zeigen eine deutliche Beeinträchtigung im Populationsaufbau an. Der Wiederaufbau einer selbst reproduzierenden Seesaiblingspopulation sollte in den Fokus der Bewirtschaftung rücken. Als erster Schritt sollte überprüft werden, ob es noch eine natürliche Reproduktion in populationsaufbauendem Ausmaß gibt. Wenn ja, sollten alle Maßnahmen ergriffen werden, dieses Naturaufkommen zu sichern und zu fördern. Falls dies nicht der Fall ist, sollte mit gezieltem Besatz mit geeignetem genetischem Material ein Wiederaufbau einer Seesaiblingspopulation (*Salvelinus umbla*) versucht werden. Sämtlicher Besatz mit nicht autochthonen Salmoniden (Elsässer Saibling, Regenbogenforelle, Bachsaibling, etc.) muss dazu unterbleiben. Insgesamt sollte an einem ökologisch sensiblen See wie dem Prebersee jegliche Form der put-and-take-Bewirtschaftung (Besatz fangfähiger Fische) kritisch hinterfragt und beendet werden.

Als weitere ursprüngliche Art ist die Bach- bzw. Seeforelle zu betrachten. Im Fall des Prebersees wird in einem pragmatischen Ansatz nicht in Bach- und Seeforelle unterschieden, sondern *Salmo trutta* (Forelle) verwendet. Auch in Bezug auf diese Art sollte der Aufbau bzw. die Unterstützung einer selbst reproduzierenden Population forciert werden.

Ein spezielles Augenmerk sollte auch auf die Elritze gelenkt werden, die ebenfalls zu den ursprünglichen Fischarten im See (Nachweis Anfang 20. Jahrhundert) zu rechnen ist. Für diese Fischart geht eine maßgebliche Gefahr vom nicht ursprünglichen Flussbarschbestand aus. Daher sollte der Flussbarsch nach Möglichkeit reduziert werden. Als Maßnahmen wären eine Entnahmepflicht ohne Schonmaß im Rahmen der Angelfischerei zu überlegen. Im Rahmen der Untersuchung wurde vergleichsweise große Exemplare dieser Fischart nachgewiesen und sie könnte somit deutlich gezielter als Zielfischart in der Angelfischerei angesprochen werden.

Darüber hinaus sollte generell der Besatz mit nicht ursprünglichen Fischarten unterbleiben. Dies gilt sowohl für Karpfen selbst als auch für alle anderen nicht autochthonen Cypriniden. Entsprechender Besatzaufwand (finanzielle Mittel) wären aus Sicht des Fischbestandes deutlich optimaler für Hilfsprogramme bei Forelle (*Salmo trutta*), Seesaibling (*Salvelinus umbla sensu strictu*) und Elritze (*Phoxinus sp.*) einzusetzen.

Ein wichtiges Bewirtschaftungsinstrument ist das Führen einer detaillierten Besatz- und Ausfangstatistik. Die Aufzeichnung aller Fänge (inkl. untermassiger Fische) und der Angelzeit

ermöglichen die Darstellung des Einheitsfanges. Dieser stellt in der mehrjährigen Aufzeichnung ein sehr aufschlussreiches Instrument zur Beurteilung der Entwicklung eines Fischbestandes dar.

Abschließend wird prinzipiell darauf hingewiesen, dass an einem natürlichen Gewässer sämtliche Besatzmaßnahmen in Bezug auf Nutzen und Risiko (Einschleppung von Parasiten, Krankheiten, fremde Arten, fremder Genetik, standortfremder Pflanzen (Bsp. *Elodea* sp.) etc.) sehr genau und sorgfältig abzuwägen sind. In erster Linie sollte die Bewirtschaftung am vorhandenen, autochthonen Fischbestand ausgerichtet und nicht der Fischbestand per Besatz an eine gewünschte Bewirtschaftung angepasst werden. Nur so kann nachhaltig geerntet werden, was in einem See seiner limnologischen Situation (Größe, Nährstoffgehalt, Höhenlage, etc.) bzw. Tragekapazität (Arlinghaus, 2017) entsprechend jährlich zuwächst. Wenn für den Prebersee eine mittlere Fischbiomasse entsprechend der Referenz für Seesaiblingseen von ca. 50 kg/ha angenommen wird, wäre bei einer nachhaltigen Entnahme von 10 – 15 % theoretisch ein jährlicher Ertrag von 5 bis 7,5 kg/ha möglich. Bei einer Seefläche von 5,4 ha würde dies einer nachhaltigen Ernte von 27,0 – 40,5 kg Fisch/Jahr aus dem Prebersee entsprechen. Mit dieser theoretischen Abschätzung soll dem potentiell nachhaltigen Ertrag eine Dimension als Anhaltspunkt verliehen werden.

4.5.2 Erhebung der Edelkrebsbestände

Tabelle 66 zeigt eine Übersicht sämtlicher angewandter Kartierungsmethoden inklusive den Absolut-Zahlen hinsichtlich Individuen-Nachweis.

TABELLE 66: ÜBERSICHT DER ANGEWANDTEN ERHEBUNGSMETHODEN INKL. INDIVIDUENZAHL.

Edelkrebse (n)			
Gewässer	Datum	Erhebungsmethode	Individuen
			Gesamt
Prebersee	29.-30.7.2024	Reusen	101
Prebersee	29.-30.7.2024	Artificial Traps / Ziegelsteine	23
Prebersee	29.-30.7.2024	Uferkartierung Nacht	155

Im Prebersee wurden die Uferkartierung bei Nacht, Reusenmonitoring und Artificial Traps angewandt. Nach einer Übersichtsbegehung wurden vier repräsentative Standorte für die Uferkartierung festgelegt. Insgesamt 15 Reusen wurden gleichverteilt an geeignete Stellen gelegt. Die Artificial Traps wurden an drei Standorten ausgebracht (Appendix, S. 418).

Die Uferkartierung bei Nacht erbrachte in Abschnitt 1 (westliches Ufer) 0 Juvenile / 5 Subadulte / 10 Adulte, in Abschnitt 2 (süd-westliches Ufer) 0 J / 37 SA / 42 A, in Abschnitt 3 (südliches Ufer) 0 J / 9 SA / 22 A und in Abschnitt 4 (östliches Ufer) 0 J / 2 SA / 28 A Edelkrebse als Nachweis.

Beim Reusenmonitoring konnten insgesamt 101 Edelkrebse nachgewiesen werden. Dies entspricht einer Erfolgsquote von 6,7 Krebsen / Reuse. Erwartungsgemäß ergab das Ergebnis einen signifikanten Überhang adulter (99,1 %) zu subadulter (0,9 %) Individuen. Juvenile Tiere konnten nicht nachgewiesen werden. Überraschend war die Geschlechter-Parität (50,9 % M, 49,1 % W). Dies könnte auf dem Effekt des weiblichen Aktivitätspeak im Sommer nach der Schlüpfperiode basieren (Maguire et al., 2002).

Mit der Methode der Artificial Traps konnten 23 Individuen nachgewiesen werden. Mit 7,7 Individuen / Trap liegt die Erfolgsquote etwas höher im Vergleich zum Reusenmonitoring. Auffällig ist jedenfalls die deutlich höhere Anzahl an subadulten Krebsen (47,8 %). Juvenile Edelkrebse konnten auch mit dieser Methode nicht nachgewiesen werden.

4.5.2.1 Erhaltungszustand

Die Datenaggregation und Auswertung der Flusskrebsbestände zur Ermittlung des Erhaltungszustands (Tabelle 67) erfolgte in Anlehnung an die Methode nach Auer et al. (2022) zur Bewertung von Flusskrebsbeständen in stehenden Gewässern.

Der Prebersee erreicht insgesamt einen hervorragenden Erhaltungszustand von „A1“. Die Bestandsdichte übersteigt im günstigsten Habitat (Abschnitt 2) den Schwellenwert von 50 Individuen pro 100 m. Die Bestandsstruktur wurde aufgrund des fehlenden Nachweises der Altersklasse Juvenile mit B bewertet. Es ist jedoch anzumerken, dass die Uferkartierung bei Tag potentiell den Nachweis von Sömmerlingen erbracht hätte. Die Bestandsentwicklung kann auf Basis vorhergehender Untersuchungen mit „A“ bewertet werden (Müller, 2020). Ebenso wurde die Lebensraumqualität sowie der Gefährdungsstatus mit „A“ bzw. „1“ beurteilt. Zusammenfassend kann die Edelkrebspopulation im Prebersee als sehr gute, vitale und selbstreproduzierende Population mit sehr hohem natur- und artenschutzfachlichem Wert bezeichnet werden.

TABELLE 67: BEWERTUNG DES ERHALTUNGSZUSTANDS DER FLUSSKREBSBESTÄNDE NACH AUER ET AL. 2022

Kriterium	Prebersee
Bestandsdichte	A
Bestandsstruktur	B
Bestandsentwicklung	A
Lebensraumqualität	A
Bestandszustand	B
Bestandsklasse	A
Erhaltungszustand	A
Gefährdungsstatus	1

4.5.3 eDNA-Analyse

4.5.3.1 Diagnostischer Nachweis der Krebspest

In keiner der Proben wurde eDNA von *A. astaci* detektiert. Dies deutet darauf, dass zum Zeitpunkt der Beprobung keine Sporen der Krebspest in den beprobten Bereichen im See vorhanden waren.

4.5.3.2 Metabarcoding Fische und Krebstiere

Tabelle 68 liefert eine Übersicht über die analysierten Proben, die andere Tabelle 69 enthält die Detailergebnisse zu den Proben aus dem Prebersee, in denen im Metabarcoding verwertbare DNA-Sequenzen aus den Zielgruppen amplifiziert wurden. Dargestellt werden die %ID Übereinstimmungen der generierten DNA-Sequenzen mit jenen in der Referenzdatenbank Genbank. Da in einer Probe eine Art i.d.R. durch mehrere Sequenzgruppen mit z.T. unterschiedlicher Übereinstimmung repräsentiert wird, ist dieser Wert als gewichtetes Mittel dargestellt. Für die Beurteilung sicherer Artnachweise wird die beste Übereinstimmung herangezogen.

Als sicherer Nachweis für die DNA einer Art gelten Detektionen von DNA-Sequenzen, welche zu 99% mit jenen dieser Art in den Datenbanken übereinstimmen und darüber hinaus mindestens 1% der generierten DNA-Sequenzen in der jeweiligen Probe ausmachen. DNA-Sequenzen mit einer Übereinstimmung unter 99% und/oder einer geringen Anzahl (<1% pro Probenstelle und Zielgruppe) gelten als „wahrscheinliche“ Nachweise.

DNA-Moleküle repräsentiert die Anzahl der detektierten DNA-Sequenzen in der Probe und die Angabe %Moleküle beschreibt den jeweiligen Prozentsatz pro Probe.

TABELLE 68: ÜBERSICHT DER ANALYSIERTEN PROBEN IM PREBERSEE.

QR-Code	Datum	Uhrzeit	Probennahme	Volumen
ID0002375	30.08.2024	13:25	Prebersee, Ausrinn	5 L
ID0002376	30.08.2024	14:10	Prebersee, Ufer	5 L
ID0002377	30.08.2024	15:30	Prebersee, Freiwasser	3,8 L

TABELLE 69:DETAILIERGEBNISSE ZU DEN PROBEN AUS DEM PREBERSEE.

Qr-Code	Familie	Spezies	Artnamen Deutsch	%_ID	DNA-Moleküle	%Moleküle
ID0002375	Percidae	Perca fluviatilis	Flussbarsch	99,35	39184	61,67
ID0002375	Salmonidae	Salmo trutta	Bachforelle	99,27	16436	25,87
ID0002375	Leuciscidae	Phoxinus sp.	Elritze	98,11	4482	7,05
ID0002375	Leuciscidae	Phoxinus phoxinus	Elritze	97,22	1387	2,18
ID0002375	Salmonidae	Coregonus sp.	Maräne	99,27	946	1,49
ID0002375	Leuciscidae	Phoxinus sp.	Elritze	99,11	943	1,48
ID0002375	Salmonidae	Coregonus sp.	Maräne	97,63	60	0,09
ID0002375	Leuciscidae	Scardinius erythrophthalmus	Rotfeder	99,43	30	0,05
ID0002375	Salmonidae	Salmo sp.	Forelle	99,88	29	0,05
ID0002375	Salmonidae	Salmo sp.	Forelle	98,82	27	0,04
ID0002375	Salmonidae	Salmo sp.	Forelle	96,47	19	0,03
ID0002375	Astacidae	Astacus astacus	Edelkrebs	99,95	106461	100
ID0002376	Percidae	Perca fluviatilis	Flussbarsch	99,41	52048	69,7
ID0002376	Salmonidae	Salmo trutta	Bachforelle	99,17	9786	13,11
ID0002376	Leuciscidae	Phoxinus sp.	Elritze	98,2	5686	7,61
ID0002376	Tincidae	Tinca tinca	Schleie	99,16	2417	3,24
ID0002376	Leuciscidae	Scardinius erythrophthalmus	Rotfeder	99,32	2219	2,97
ID0002376	Leuciscidae	Phoxinus phoxinus	Elritze	97,11	1397	1,87
ID0002376	Leuciscidae	Phoxinus sp.	Elritze	99,14	797	1,07
ID0002376	Salmonidae	Salvelinus fontinalis	Bachsaibling	99,84	236	0,32
ID0002376	Salmonidae	Salmo sp.	Forelle	97,84	87	0,12
ID0002376	Astacidae	Astacus astacus	Edelkrebs	99,98	91513	100
ID0002377	Salmonidae	Salmo trutta	Bachforelle	99,41	12	100
ID0002377	Astacidae	Astacus astacus	Edelkrebs	99,35	93944	100

In allen untersuchten Proben wurde zumindest ein Taxon aus beiden gewählten Organismengruppen Fische und Krebse detektiert. In keiner der drei Proben wurde eDNA nicht heimischer, invasiver Fisch- oder Krebsarten detektiert.

In allen drei Proben aus dem Prebersee wurde neben eDNA von Fischen auch jene vom Edelkrebs (*Astacus astacus*) detektiert. Am meisten Taxa (12) bzw. Arten (7) fanden sich in Probe ID0002375 am Seeausfluss des Sees. In ID0002376 am Ufer waren es 10 Taxa bzw. 7 Arten. In ID0002377 im Freiwasser fand sich nur eDNA der Bachforelle und des Edelkrebses.

Insgesamt wurden im Prebersee sieben Fischarten detektiert: In allen drei Proben wurde die Bachforelle nachgewiesen und in je zwei waren es der Flussbarsch, die Rotfeder und die Elritze. Außerdem gab es noch Nachweise für den Maräne, die Schleie und den Saiibling.

Bei der Interpretation des Nachweises von eDNA von *Phoxinus* sp. ist zu berücksichtigen, dass es sich um Detektionen der Elritze aus dem Artenkomplex *P. phoxinus* handelt, von denen 13 als gültige Arten gelten (Vgl. Elritzenprojekt des NHM Wien <https://elritzen.at/projekt>). Genetische Untersuchungen haben gezeigt, dass außer *P. phoxinus* noch mindestens drei weitere Arten in

österreichischen Gewässern leben, nämlich *P. csikii*, *P. lumaireul* und *P. marsilii*. Erste Ergebnisse einer Untersuchung vom Team rund um ABOL (Austrian Barcode of Life) legen nahe, dass *P. csikii*, *P. marsilii* und zwei Unterlinien von *P. lumaireul* natürlich vorkommen, während *P. phoxinus* und eine weitere Unterlinie von *P. lumaireul* eingeschleppt worden sind (<https://www.abol.ac.at/project/phoxinus>).

In zwei der Proben fanden sich neben DNA-Sequenzen, welche eindeutig als der Bachforelle zugehörig identifiziert wurden auch welche, die nur mehr der Gattung *Salmo* zugeordnet werden konnten. Diese stammen aller Wahrscheinlichkeit nach ebenso von der heimischen Bachforelle *S. trutta*. Neben den gut erhaltenen und damit auch gut lesbaren DNA-Sequenzen finden sich immer auch Bruchstücke oder durch natürliche Abbauprozesse beschädigte Moleküle, welche eine eindeutige Zuordnung auf die Art nicht erlauben.

Ähnlich verhält es sich für die Nachweis, der Gattung *Coregonus* zugeordnet werden konnten. Hier schienen keine DNA-Sequenzen gut genug erhalten bzw. keine entsprechenden DNA-Sequenzen in der Sequenzdatenbank hinterlegt, dass eine Zuordnung zu einer Art möglich war.

4.5.3.3 Interpretation der Ergebnisse

Grundsätzlich ist die Zuordnung auf Artebene mittels Metabarcoding immer auch hinsichtlich der Plausibilität kritisch zu hinterfragen. Für einzelne heimische Arten kann es vorkommen, dass zum Zeitpunkt des Abgleichs (noch) keine DNA-Sequenzen für den untersuchten Genabschnitt in den öffentlich zugänglichen Datenbanken verfügbar sind. Beim Einsatz des Algorithmus, welcher die Übereinstimmung der DNA-Sequenzen in den Proben mit jenen in der Sequenzdatenbank vergleicht, werden in solchen Fällen die nächst verwandten Arten aus derselben Gattung angezeigt (welche mitunter nur außerhalb der untersuchten Region vorkommen können) – allerdings mit einer vergleichsweise geringeren Übereinstimmung (%ID $\leq$ 98%). Dies gilt es, bei der Interpretation der Daten zu beachten. Diese vermeintlichen „Nachweise“ nicht heimischer Arten sind in der Praxis dahingehend zu interpretieren, dass es sich hierbei mit hoher Wahrscheinlichkeit um Nachweise der verwandten heimischen Arten handelt.

Während ein eDNA-Nachweis eindeutig für das Vorkommen einer bestimmten Art spricht, bedeutet ein Nichtnachweis nicht zwingend, dass das Vorkommen dieser Art völlig auszuschließen ist. Es kann vorkommen, dass an einer Probenstelle keine Nachweise detektiert werden, weil z.B. nur sehr wenige Individuen im Gewässer sind oder sich diese über einen längeren Zeitraum nur in tieferen Lagen aufgehalten haben. Ebenso können solche Falsch-Negative darin begründet sein, dass die Dominanz einzelner Arten dazu führt, dass vergleichsweise niederstete Arten „übersehen“ werden, weil die wenigen DNA-Moleküle einzelner Individuen keinen Platz in der Analyse erhalten. Zur Erklärung: beim Metabarcoding gibt es eine definierte Anzahl an Analyseplätzen pro Durchlauf für die Sequenzierung. Die DNA-Moleküle, welche einen Platz auf der Platte erhalten, werden vervielfältigt und auch gelesen (sequenziert). Wenn hier eine ausgeprägte Dominanz der eDNA von einzelnen Arten vorherrscht und von anderen vergleichsweise nur geringe DNA-Spuren vorhanden sind, dann kann es dazu kommen, dass der überwiegende Teil der Plätze an die dominanten Arten geht und die wenigen DNA-Moleküle von Spezies, welche sich eher außerhalb der beprobten Bereiche aufhalten, nicht erfasst und damit auch nicht detektiert werden.

Zu bedenken ist auch, dass eine solche Fischbestandsanalyse anhand von eDNA immer nur eine Momentaufnahme ist und wir hiermit einen rein qualitativen Nachweis erhalten (nachgewiesen/nicht nachgewiesen). Auch wenn die Anzahl an Sequenzen innerhalb einer Probe einen möglichen Aufschluss über die Menge an eDNA liefern kann, so ist zu berücksichtigen, dass diese Menge nur unter sehr bestimmten Voraussetzungen auch mit der Individuenzahl korrelieren kann (Thalinger *et al.* 2019). Die Menge an eDNA im Freiwasser wird neben der Zahl an Individuen von zahlreichen Faktoren beeinflusst, sowohl bei der Abgabe - wie z.B. durch die Biologie, die Größe, das Alter aber auch die Aktivität und die Fitness der Tiere - als auch durch physikalische Parameter wie die Entfernung zur „DNA-Quelle“, die Fließgeschwindigkeit, Turbulenzen oder Trübstoffführung sowie natürliche Abbauprozesse im Gewässer.

Für fundierte Ergebnisse empfehlen sich wiederholte Probennahmen übers Jahr verteilt und ggf. eine gezielte Nachsuche mittels diagnostischer Nachweise nach bestimmten Arten, von denen man weiß, dass sie sich eher in tiefen Schichten aufhalten bzw. nur wenige Individuen vertreten sind. Eine diagnostische PCR ist deutlich sensitiver als ein Metabarcoding, da damit gezielt nach der eDNA einer bestimmten Art gesucht werden kann.

4.6 Vorderer Langbathsee

Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der
Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen (MFKK)

EMFAF 2021-2027



Hecht, adult, © ÖBf Archiv/Ratschan 2016

Edelkrebs © Pia Teufel, 2024

Mit Unterstützung von Bund, Ländern und Europäischer Union

Bundesministerium
Land- und Forstwirtschaft,
Klima- und Umweltschutz,
Regionen und Wasserwirtschaft



 **Bundesamt
für Wasserwirtschaft**
Institut für Gewässerökologie
und Fischereiwirtschaft



Endbericht – EMFAF-Projekt: Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen

Autoren: Luisa Wallner MSc¹, DI Andreas Haas¹, Philipp Schubert-Zsilavecz BSc¹,
DI Stefan Auer², Samuel Auer MSc², Mag. Dr. Martin Luger³,
Mag. Dr. Barbara Pamminer-Lahnsteiner³,
Mag. Barbara Kammerlander PhD³, Dr. Corinna Wallinger⁴

Institut: ¹ Österreichische Bundesforste AG, ² Blattfisch e.U.,
³ Bundesamt für Wasserwirtschaft, ⁴ Sinsoma GmbH

Berichtszeitraum: 01.04.2023 bis 31.03.2026

Datum: 31.03.2026

Kontakt: Luisa Wallner MSc
Österreichische Bundesforste AG
Pummergasse 10-12
3002 Purkersdorf
Austria
T: +43 664 819 73 82
Luisa.wallner@bundesforste.at
www.bundesforste.at

Endbericht – EMFAF-Projekt: Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen

Autoren: Luisa Wallner MSc¹, DI Andreas Haas¹, Philipp Schubert-Zsilavecz BSc¹,
DI Stefan Auer², Samuel Auer MSc², Mag. Dr. Martin Luger³,
Mag. Dr. Barbara Pammlinger-Lahnsteiner³,
Mag. Barbara Kammerlander PhD³, Dr. Corinna Wallinger⁴

Institut: ¹ Österreichische Bundesforste AG, ² Blattfisch e.U.,
³ Bundesamt für Wasserwirtschaft, ⁴ Sinsoma GmbH

Berichtszeitraum: 01.04.2023 bis 31.03.2026

Datum: 31.03.2026

Kontakt: Luisa Wallner MSc
Österreichische Bundesforste AG
Pummergasse 10-12
3002 Purkersdorf
Austria
T: +43 664 819 73 82
Luisa.wallner@bundesforste.at
www.bundesforste.at

4.6.1 Standardmethodik Fischbestandserhebung

4.6.1.1 Einleitung

Im Rahmen des Projekts „Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen“ (MFKK) wurde vom Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie und Fischereiwirtschaft (BAW-IGF Scharfling, Mondsee), am Vorderen Langbathsee im Zeitraum vom 25.08. bis 27.08.2025 eine standardisierte Erhebung des Fischbestandes durchgeführt.

Die Untersuchung erfolgte gemäß den Vorgaben des Leitfadens des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft (BMLRT, B1 Leitfaden Seen, Qualitätselement Fische): https://www.bmluk.gv.at/dam/jcr:2c4f5182-b311-49ce-aa43-b0be61a98266/B1_SE_FIS.pdf.

Zur Datenerhebung kamen Kiemennetze sowie eine Uferelektrobefischung zum Einsatz. Die Ermittlung der Fischbiomasse im Vorderen Langbathsee erfolgte mithilfe eines wissenschaftlichen Echolots der Firma SIMRAD.

Kiemennetzbefischung

Die Felderhebung, Probenahme, Probenaufarbeitung und Ergebnisermittlung folgten dem in der Einführung genannten Leitfaden. Laut diesem Leitfaden wurden für die Durchführung der standardisierten Fischbestandserhebung (ÖNORM EN 14757) pelagische (= Freiwasser, Schwebnetze) und benthische (= Grundnetze) Multimaschenkiemennetze Typ Nordic verwendet (Tabelle 70). Die von der genannten Norm vorgegebenen Kiemennetze wurden nach einem vorbereiteten Plan an zwei Nächten im See exponiert (Abbildung 160). Die Grundnetze wurden entlang des Ufers in den definierten Tiefenstufen ausgebracht, mit den Freiwassernetzen erfolgte die Befischung der Wassersäule über der tiefsten Stelle des Sees. Um die Fangdauer von mindestens 12 Stunden laut Norm einhalten zu können, wurden die Netze am Abend (zwischen 16:00 – 20:00 Uhr) gesetzt und am Morgen (zwischen 06:00 – 08:00 Uhr) gehoben.

TABELLE 70: MAßE UND MASCHENWEITEN DER VERWENDETEN KIEMENNETZE.

Netzart	Länge	Höhe	Maschenweiten (mm)
Pelagisch = Freiwasser Multi-Maschen	27,5 m	6 m	6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43; 55
Benthisch = Grund Multi-Maschen	30 m	1,5 m	5; 6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43; 55

Sofort nach dem Heben der Netze wurden diese mitsamt den gefangenen Fischen in eine mit Wasser gefüllte Wanne gegeben und die Fische mit einem elektrischen Fischtöter getötet. Danach wurden sie bis zur Aufarbeitung an Land in einer Wanne gelagert und zur Kühlung mit Eis bedeckt. Jedes Netz wurde in der Folge für sich bearbeitet, alle Fische wurden Netzblatt für Netzblatt entnommen, nach Maschenweiten sortiert und in beschrifteten Schüsseln (Maschenweite, Stelle, Netznummer, Netztiefe, Datum, Uhrzeit) zur weiteren Bearbeitung bereitgestellt.

Alle gefangenen Fische wurden auf Artniveau bestimmt und mit einer Nummer versehen. Mit dieser Nummer konnte später jeder Fisch einem Netz, einer Fangtiefe und einer Maschenweite zugeordnet werden. Anschließend wurden die Fische einem Mess-, Zähl- und Präparationsprogramm unterzogen. Bei allen Fischen wurden Art, Totallänge und Vollgewicht erhoben. Mittels Sektion wurden Geschlecht und Reifegrad, adaptiert nach Nikolsky (1963), bestimmt (Tabelle 71). Alle gewonnenen Daten wurden vor Ort per PC in einer Datenbank abgespeichert.

Ähnlich wie die Schuppen bilden auch die Gehörsteinchen (Otolithen) Altersringe. Bei Fischarten mit kleinen Schuppen, wie z. b. dem Seesaibling können sie somit zur Ermittlung des Alters herangezogen werden (Abbildung 162). Durch Öffnen des Schädels des Fisches wurden mit einer Pinzette die Otolithen seitlich links und rechts, im Bereich des Gehirns entnommen. Diese wurden zur späteren Auswertung in Eppendorf Tubes gegeben, mit Seenamen, Untersuchungsjahr, Fischart und laufender Nummer versehen und aufbewahrt. Im Labor erfolgte die Herstellung des Präparates für die Altersbestimmung. Dazu wurden von den Otolithen dünne Schiffe hergestellt (Abbildung 163) und auf einem Objektträger in Kunstharz eingebettet. Danach wurde das Alter auf einem, mit

einem Mikroskop verbundenen Bildschirm bestimmt. Das Lesen der Otolithen wurde mehrfach und unabhängig von zwei Personen durchgeführt. Die Kenntnis der Größe der Fische lag bei der Altersbestimmung nicht vor, um eine Beeinflussung zu vermeiden.

TABELLE 71: REIFEGRADSKALA ADAPTIERT NACH NIKOLSKY (1963)

Reifegrad	Definition der Geschlechtsreife	Reifegrad
1	Kein Laichansatz	Juvenil / unreif
2	Reifend, aber erst im folgenden Jahr laichend	Juvenil / unreif
3	Reifend und noch im selben Jahr laichend	Adult / reif
4	Reif und Abgabe von Laich (rinnend)	Adult /reif
5	Bereits abgelaicht	Adult /reif



ABBILDUNG 160: VORDERER LANGBATHSEE BEFISCHUNGSSTELLEN - BLAUE FÄHNCHEN: POSITION DER KIEMENNETZE ÜBER GRUND; ROTE PUNKTE: FREIWASSERNETZSATZ; ROTE LINIEN: ELEKTROBEFISCHUNGSSTELLEN



ABBILDUNG 161: ENTNAHME DER OTOLITHEN FÜR DIE ALTERSBESTIMMUNG



ABBILDUNG 162: PRÄPARIERTER OTOLITH (SEESAIBLING) MIT EINEM ALTER
VON 3+ JAHREN (FOTO: ACHLEITNER).

Elektrofischung

Gewisse Fischarten (z. B.: Aal, Aalrutte oder Hecht) aber auch die Jungfische vieler Arten sind mit Kiemennetzen schwer zu fangen. Um diese Lebensstadien bzw. Arten nachweisen zu können, wurde eine Elektrofischung des Ufers durchgeführt (Standaggregat: 13 KW).

Im Vorderen Langbathsee erfolgte die Uferelektrofischung am 25.08.2025. Entlang des Seeufers wurden vier Stellen mit unterschiedlichen Fischlebensräumen 15 Minuten lang beprobt (Abbildung 160). An allen vier Stellen wurde der angrenzende Uferbereich von überhängendem Ufergehölz dominiert. Im Bereich der Probestelle eins mündete ein Bach in den See. Die Beschaffenheit der Stellen kann als natürlich, ohne anthropogene Überformung, bezeichnet werden.

Ziel dieser Methodik war, den Nachweis möglichst vieler Arten zu erbringen. Die Befischung selbst erfolgte parallel zum Ufer vom Boot aus. Eine Person steuerte das Boot derart, dass uferseitig der Bereich bis etwa 1,5 m Wassertiefe für den Polführer und die beiden Kescherführer gut einsehbar und erreichbar war. Die gefangenen Fische wurden in das mit Wasser befüllte Fischfass samt Sauerstoffversorgung gekeschert. Sobald eine Stelle fertig befischt war, wurden die Fische sediert, vermessen (Totallänge), gezählt und nach ihrer Artzugehörigkeit determiniert. Einige wenige Belegexemplare, sowie nicht bestimmbare Fischlarven und 0+ Fische wurden zur späteren

Artbestimmung mit Alkohol fixiert. Die restlichen gefangenen Fische wurden schonend wieder freigelassen. Die gewonnenen Daten wurden per Hand notiert und danach in die Datenbank eingepflegt.

Hydroakustik (Echolot)

Die Abschätzung der Fischbiomasse erfolgte mit einem wissenschaftlichen Echolot der Firma SIMRAD (EK 60 mit 7°x7° composite split beam Schwinger) und einer Arbeitsfrequenz von 120 kHz. Die hydroakustischen Aufnahmen wurden durch Vertikalbeschallung während des Befahrens des Sees in einem Zick-Zack-Kurs gewonnen. Die Anzahl der Transekte und deren räumliche Verteilung war so festgelegt, dass trotz der unbekannten Verteilung der Fische in einem See eine realistische Abschätzung der Fischbiomasse erzielt wurde. Die Auswahl der Transekte erfolgte derart, dass möglichst alle Bereiche eines Sees abgedeckt wurden, der Zeitaufwand für die Aufnahme und Auswertung jedoch in einem vertretbaren Rahmen blieb. Routinemäßig werden an drei Terminen (Herbst bis Winter) Echolotaufnahmen erhoben. Begonnen werden die Aufnahmen meist mit Einsetzen der Dunkelheit, dazu wird vorab der Schwinger in etwa 20 cm Wassertiefe am Boot montiert und das Echolot betriebsbereit installiert. Im Zuge der Inbetriebnahme des Echolotes müssen die Einstellungen des Gerätes wie Schallgeschwindigkeit, Pingrate, Echolänge, etc. an das jeweilige Gewässer angepasst werden. Die Bootsgeschwindigkeit liegt während der Aufnahmen bei etwa 5 - 6km/h. Zuvor wird das Echolot mittels einer Eichkugel kalibriert.

Zur Abschätzung der Fischbiomasse wurde der Vordere Langbathsee am 14. Oktober, 5. November und 1. Dezember 2025 hydroakustisch untersucht. Es wurden elf Transekte (Abbildung 164) vertikal beschallt. Alle erhobenen Daten wurden kontinuierlich während der Aufnahmen gespeichert. Die Auswertungen der aufgezeichneten Daten wurden mit einem speziellen Computerprogramm durchgeführt (SONAR 5-Pro). Die Ergebnisse umfassen Abundanz (Anzahl/ha), Längenverteilung und die gesamte Fischbiomasse (kg/ha).



ABBILDUNG 163: VORDERER LANGBATHSEE - BEFAHRENE TRANSEKTE FÜR DIE HYDROAKUSTISCHE FISCHBIOMASSEERHEBUNG.

4.6.1.2 Ergebnisse

Kiemennetzbefischung

Im Rahmen der standardisierten Kiemennetzbefischung konnten im Zeitraum vom 25. - 27. August 2025 im Vorderen Langbathsee sechs Fischarten nachgewiesen werden (Tabelle 73). Insgesamt betrug der Fang mit den Kiemennetzen 628 Fische mit einem Gesamtgewicht von 18,15 kg.

Die gewichtsmäßig dominante Fischart in den Kiemennetzen war der Seesaibling mit 56% (10,1 kg). Die Seeforelle (21%; 3,8 kg) und der Elsässer Saibling (15%; 2,8 kg) kamen ebenfalls mit nennenswertem Gewichtanteil im Fang vor. Zahlenmäßig dominierte die Elritze mit 90% (n = 563) den Kiemennetzfang. Vom Seesaibling konnten 49 (8%) Individuen angelandet werden, alle anderen Fischarten kamen mit einer Anzahl von <10 im Fang vor (Abbildung 165 und Abbildung 166).

Von den insgesamt mit den Kiemennetzen gefangenen Fischen entfielen 92,8% (n = 583) auf die Grundnetze und 7,2% (n = 45) auf die Freiwassernetze. Zahlenmäßig dominierte in den Grundnetzen die Elritze (n = 554), gewichtsmäßig waren in den Grundnetzen die Seeforelle und der Elsässer Saibling am stärksten vertreten. Die Freiwassernetze wurde sowohl zahlen- als auch gewichtsmäßig vom Seesaibling dominiert. Die Elritze war ebenfalls in nennenswerter Anzahl in den Freiwassernetzen vertreten (Abbildung 167 und Abbildung 168).

Für die Vergleichbarkeit der Daten zwischen den acht im Rahmen des EMFAF Projektes untersuchten Seen, wurden bei der Auswertung der Tiefenverteilung der Fische Einheitsfänge CPUE (catch per unit effort) ermittelt. Berechnet wurden dazu die Abundanz (Häufigkeit) und die Biomasse pro 100 m² Netzfläche pro 12 Stunden Expositionszeit. Für den Vorderen Langbathsee ergab sich ein CPUE von 29,6 Fische/100m²/12h (Freiwasser n = 0,6; Grund n = 29,0) und eine Biomasse von 0,577 kg/100m²/12h (Freiwasser 0,121 kg; Grund 0,456 kg) (Abbildung 169 und Abbildung 171).

In den Grundnetzen wurden die meisten Fische (61,5%) in den Tiefenstufen von 3 bis 6 m (Abundanz / n = 8,99) und 6 bis 12m (Abundanz / n = 8,83) gefangen. Dominierende Fischart war in diesem Bereich die Elritze (n = 354), alle anderen Arten kamen nur vereinzelt vor (Abbildung 170). In den Freiwassernetzen waren die meisten Fische (95,4%) über den Tiefenbereich von 6 bis 24 m (Abundanz / n = 0,57) verteilt. In der Tiefenstufe 6 bis 12 m kam neben dem Seesaibling (n = 8) auch die Elritze vor (n = 6). In den beiden Tiefenstufen 12 bis 18 m und 18 bis 24 m fand sich ausschließlich der Seesaibling (n = 27) in den Netzen (Abbildung 172).

TABELLE 72: FISCHARTENZUSAMMENSETZUNG DES VORDEREN LANGBATHSEES, ERMITTELT IM RAHMEN DER STANDARDISIERTEN FISCHBESTANDSERHEBUNG 2025.

Fischart	ursprünglich	aktuell	Nachweismethode
Elritze	Ja	Ja	Kiemennetz/Elektrobefischung
Hecht	Nein	Ja	Elektrobefischung
Karpfen	Nein	Ja	Mündl. Mitteilung Bewirtschafter
Koppe	Ja	Ja	Kiemennetz
Elsässer Saibling	Nein	Ja	Kiemennetz
Seeforelle	Ja	Ja	Kiemennetz
Seesaibling	Ja	Ja	Kiemennetz
Schleie	Nein	Ja	Kiemennetz

TABELLE 73: KIEMENNETZBEFISCHUNG VOM 28.08. – 01.09.2023. FISCHARTENZUSAMMENSETZUNG, ANZAHL UND TOTALGEWICHT.

Fischart	Anzahl	Totalgewicht (kg)
Elritze (<i>Phoxinus phoxinus</i>)	563	1,16
Koppe (<i>Cottus gobio</i>)	2	0,01
Elsässer Saibling (<i>Salvelinus umbla</i> x <i>S. fontinalis</i>)	5	2,75
Seeforelle (<i>Salmo trutta lacustris</i>)	6	3,78
Seesaibling (<i>Salvelinus umbla</i>)	49	10,14
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	3	0,30
Summe	628	18,15

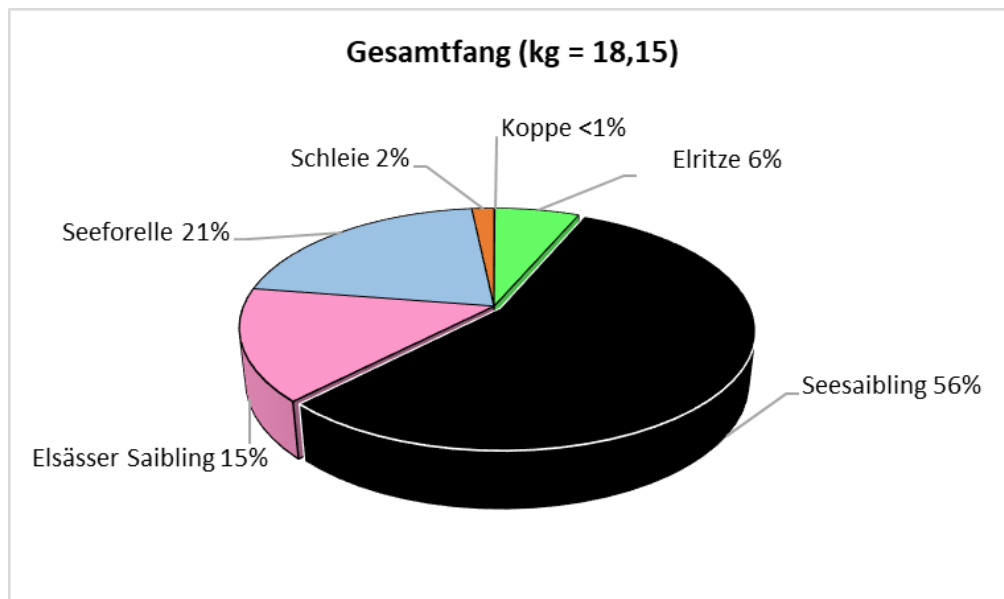


ABBILDUNG 164: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN AUS DEN KIEMENNETZEN NACH GEWICHT.

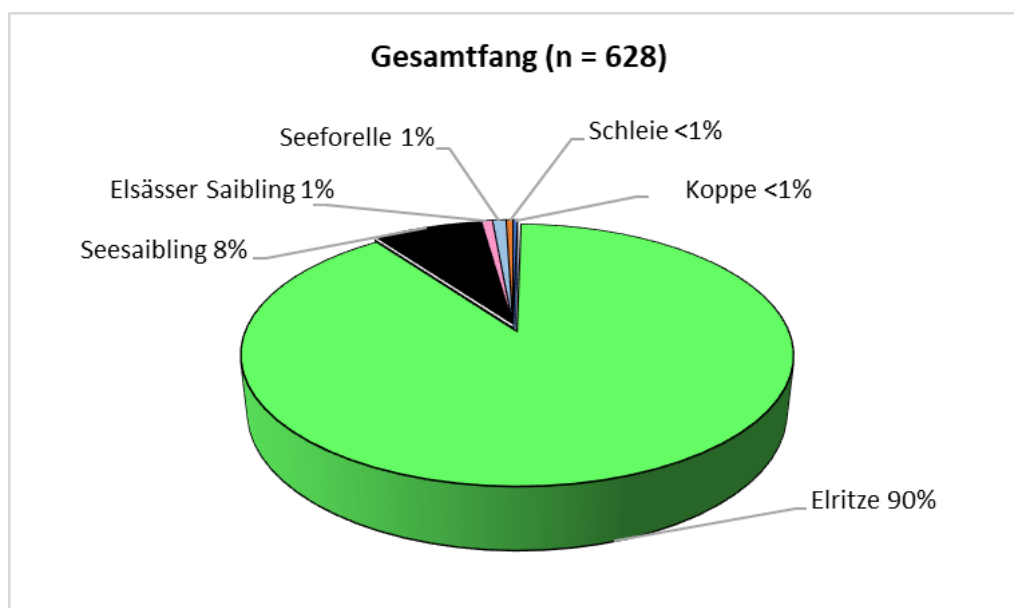


ABBILDUNG 165: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN AUS DEN KIEMENNETZEN NACH ANZAHL.

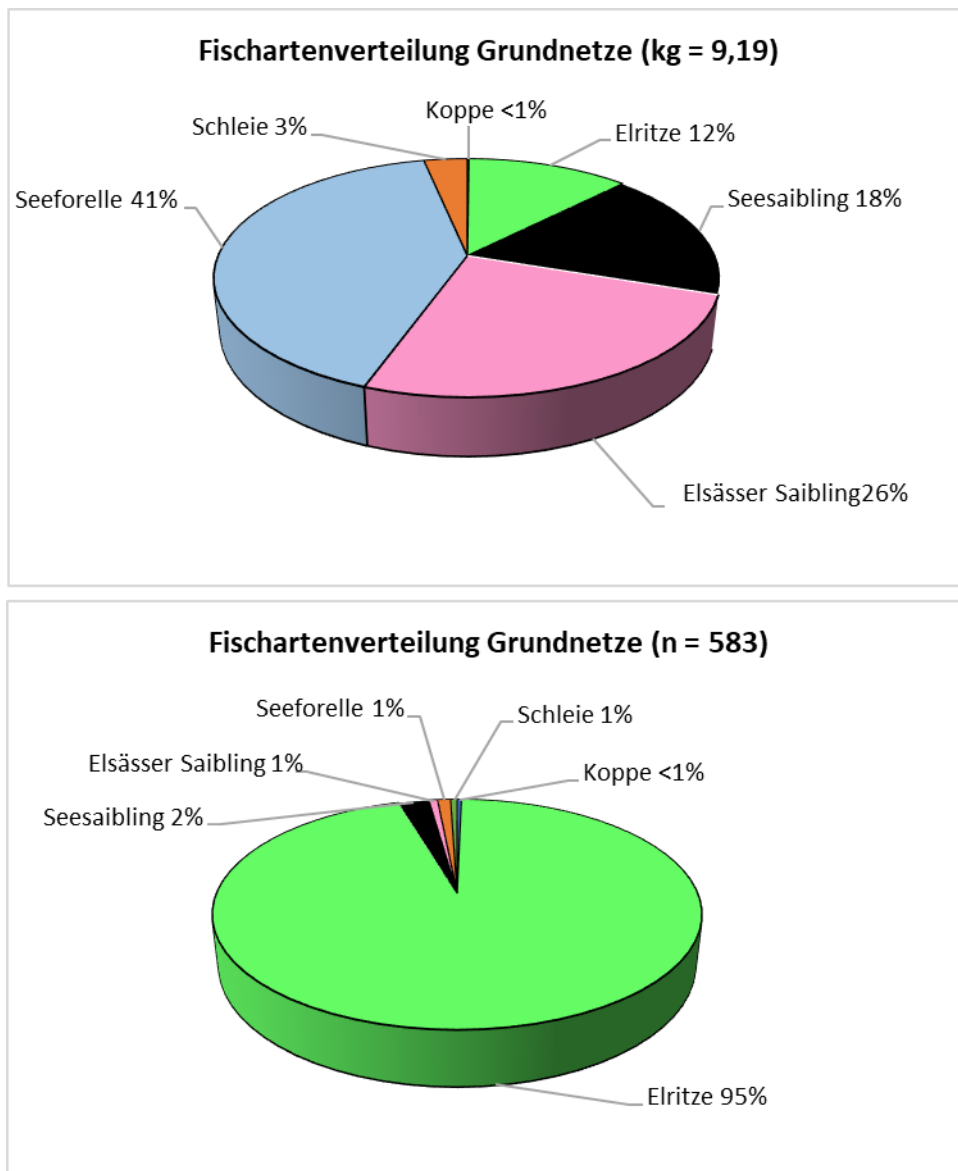


ABBILDUNG 166: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN NACH GEWICHT UND ANZAHL IN DEN GRUNDNETZEN.

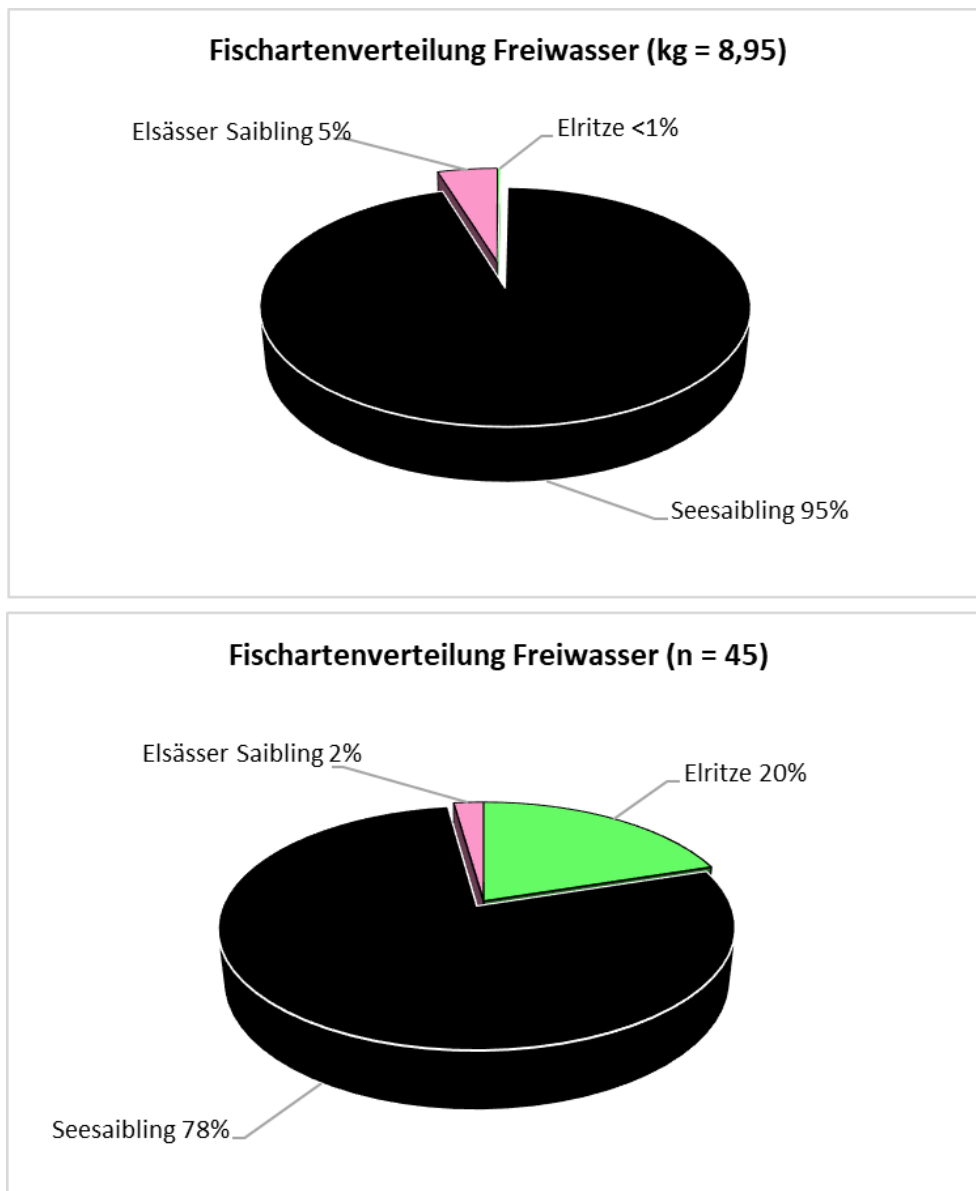


ABBILDUNG 167: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN NACH GEWICHT UND ANZAHL IN DEN FREIWASSERNETZEN.

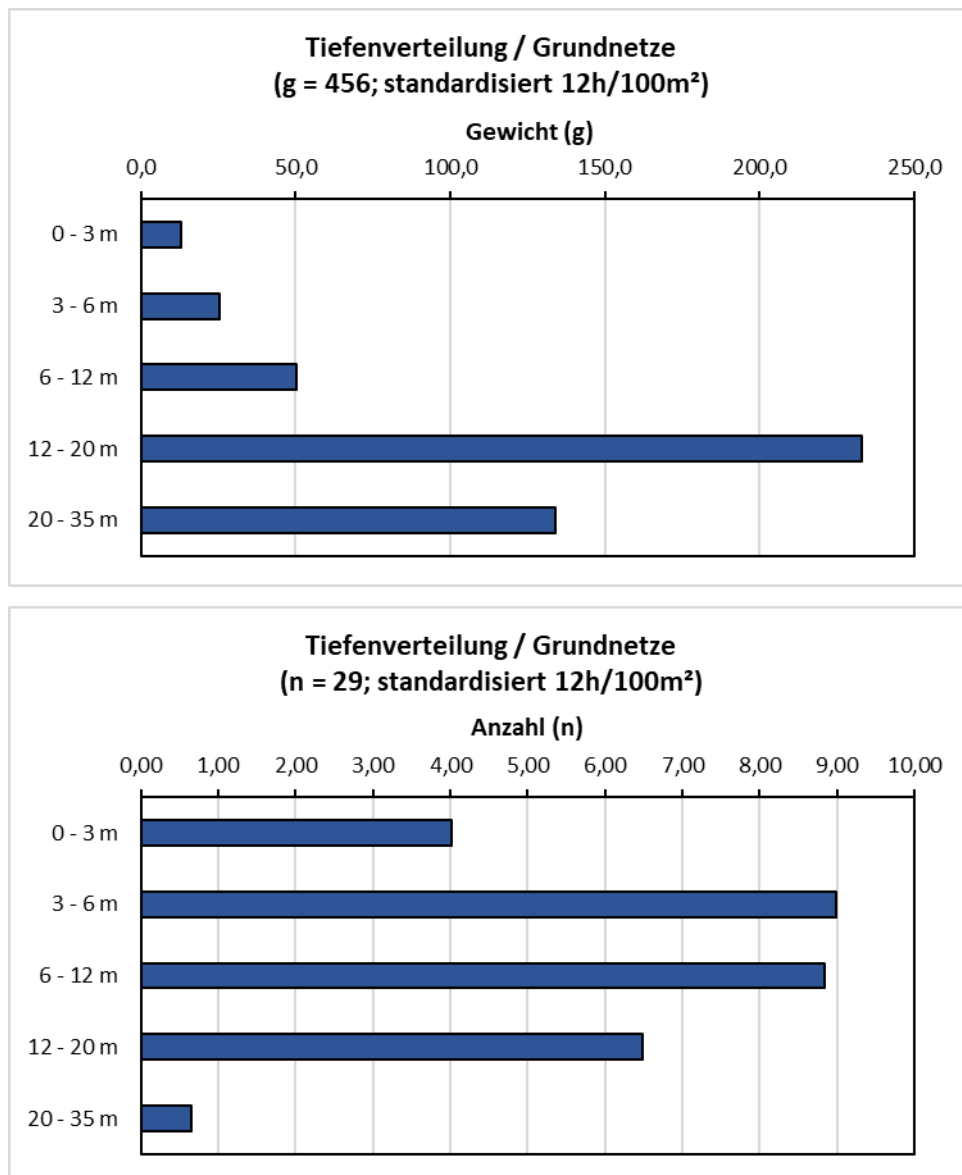


ABBILDUNG 168: TIEFENVERTEILUNG VON BIOMASSE UND ABUNDANZ IN DEN GRUNDNETZEN.

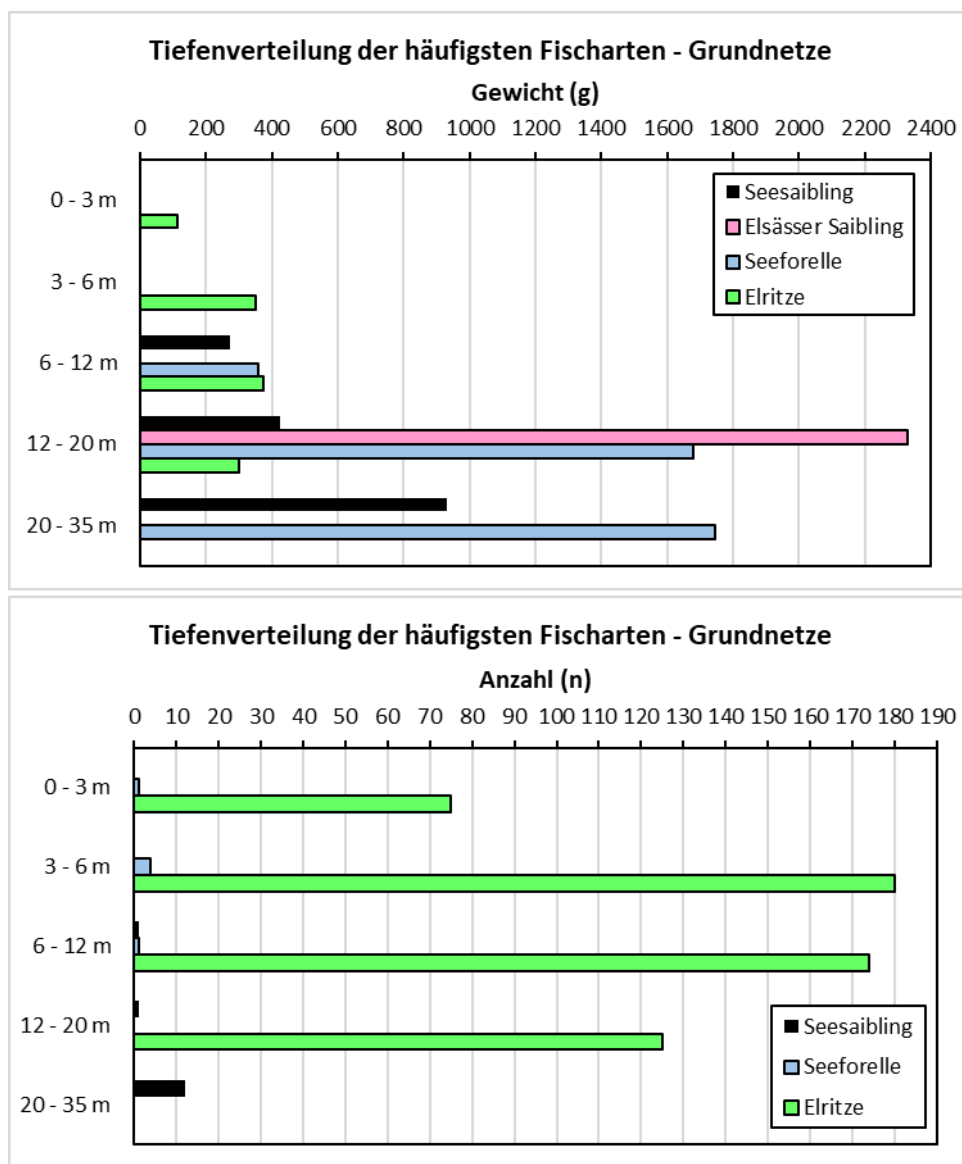


ABBILDUNG 169: TIEFENVERTEILUNG DER HÄUFIGSTEN FISCHARTEN (GEWICHT UND ANZAHL)
IN DEN GRUNDNETZEN.

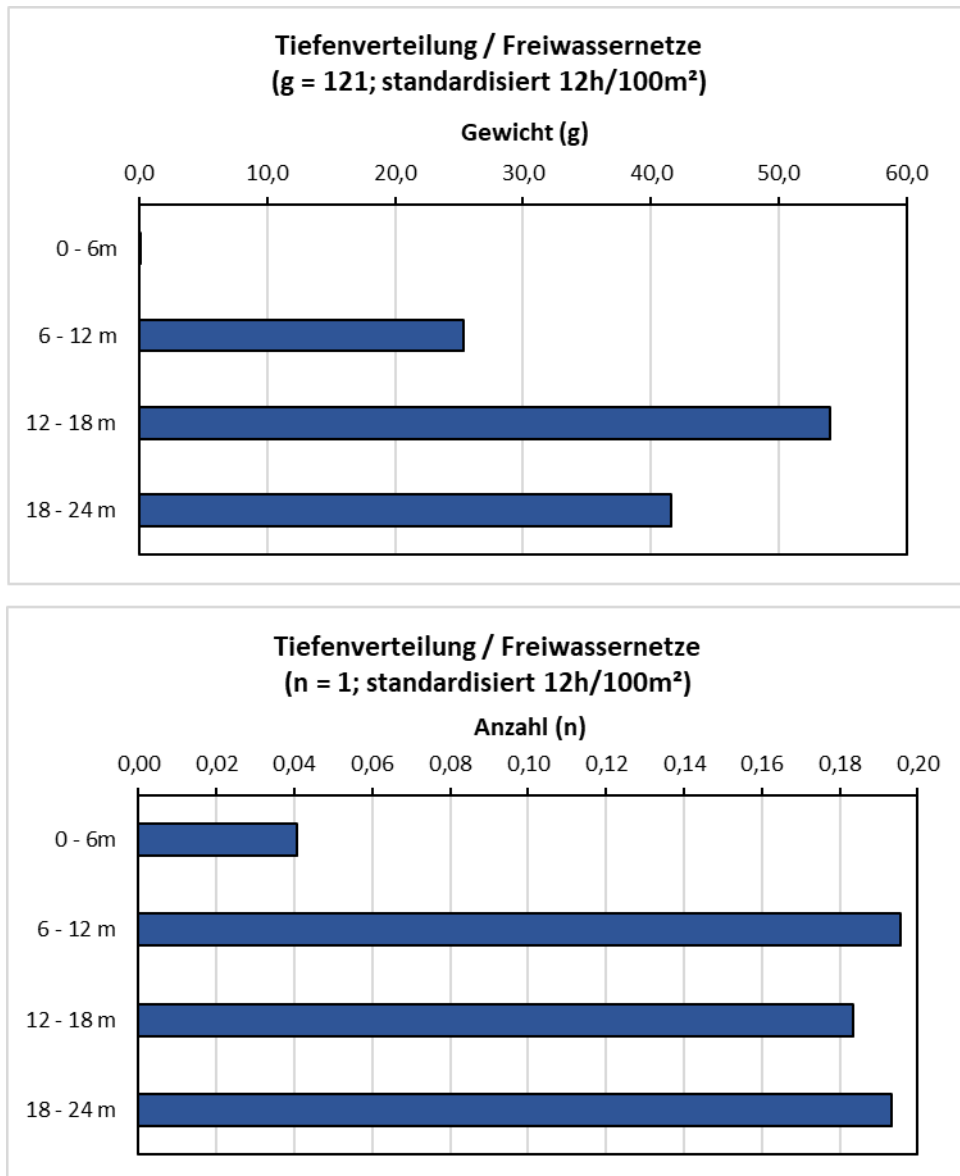


ABBILDUNG 170: TIEFENVERTEILUNG VON BIOMASSE UND ABUNDANZ IN DEN FREIWASSERNETZEN.

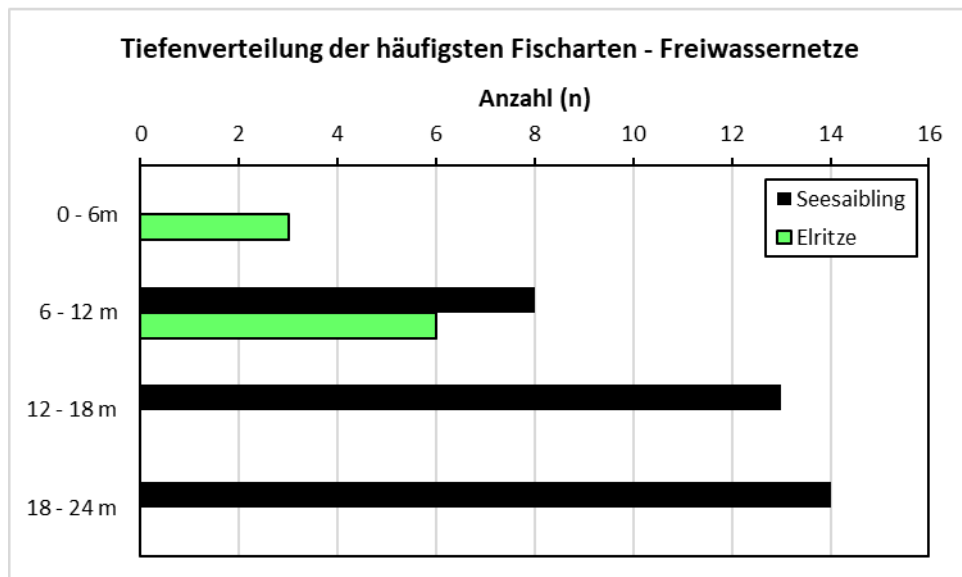
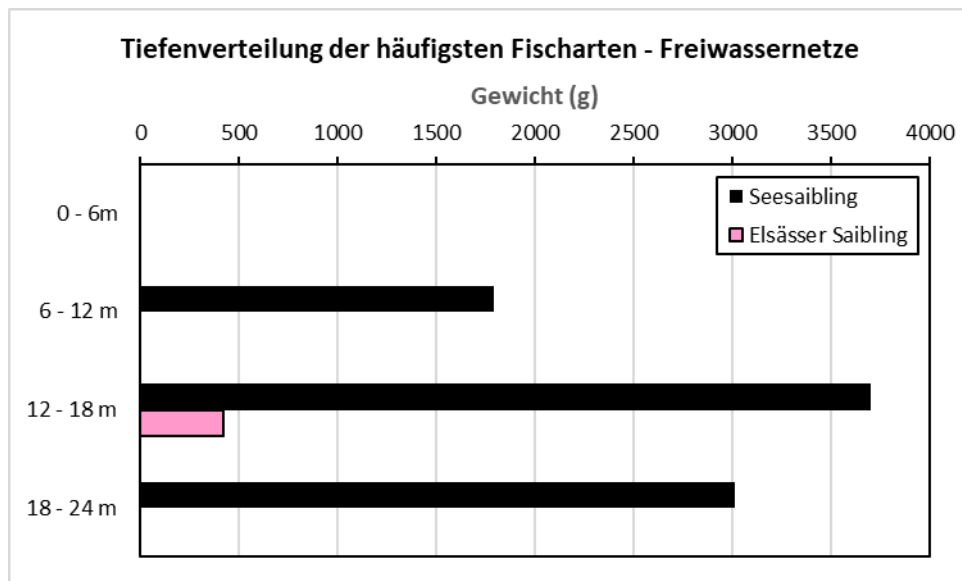


ABBILDUNG 171: TIEFENVERTEILUNG DER HÄUFIGSTEN FISCHARTEN (GEWICHT UND ANZAHL) IN DEN FREIWASSERNETZEN.

Längenfrequenz

Die Darstellung der Längenfrequenz liefert einen aussagekräftigen Parameter für die Beschreibung eines Fischbestandes und somit auch ein anschauliches Bild über die Längenklassen der bei der Befischung gefangenen Fischarten. Werden Individuen beginnend bei geringer, durchgehend bis hin zu großer Größe detektiert kann man, sofern kein Besatz erfolgte, auf eine gut funktionierende natürliche Reproduktion der jeweiligen Fischart schließen. In den Abbildung 173 bis 75 sind die Längenfrequenzen von Elritze, Seesaibling und Seeforelle grafisch dargestellt.

Von dem im Vorderen Langbathsee heimischen und sowohl ökologisch als auch wirtschaftlich wichtigen Seesaibling fanden sich Individuen ab der Größenklasse 14 cm in den Netzen. Zum Fehlen der Jungfische des Seesaiblings (<10 cm) ist generell zu sagen, dass es auf die Habitatpräferenz juveniler Seesaiblinge zurückzuführen sein könnte. Jungfische des Seesaiblings halten sich im ersten Lebensjahr am Seegrund auf und sind mit den Kiemennetzen schwer zu fangen. Der größte gefangene Seesaibling wies eine Totallänge von 37,9 cm auf (Abbildung 174).

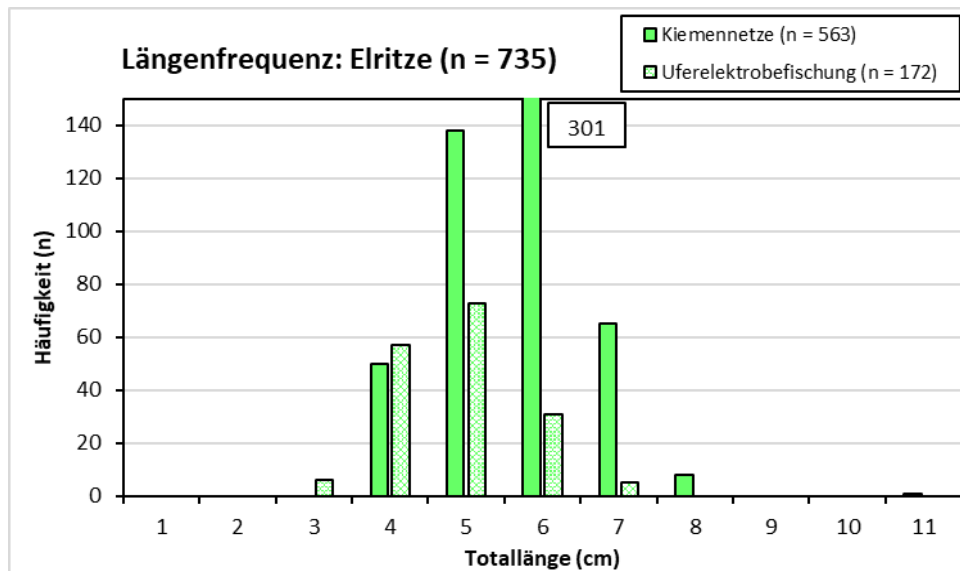


ABBILDUNG 172: LÄNGENFREQUENZ ELRITZE.

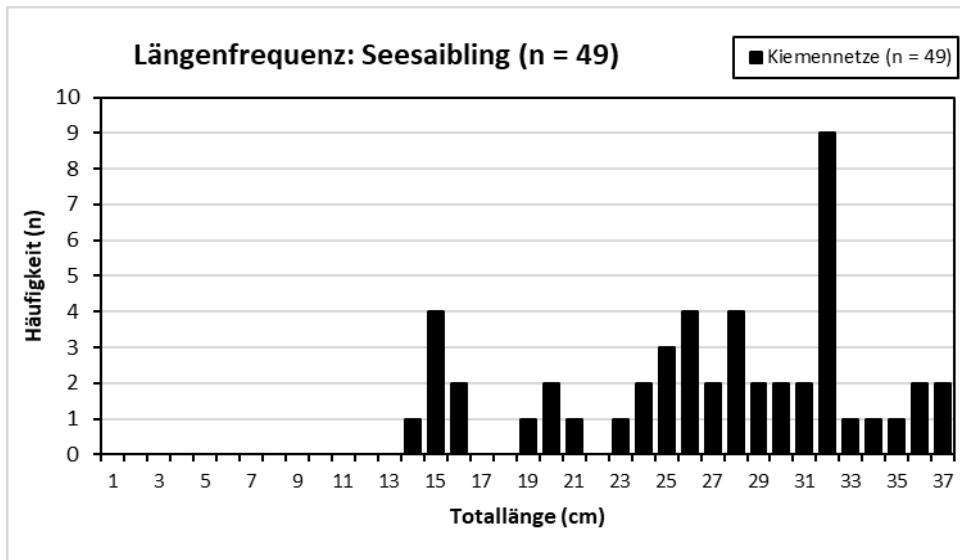


ABBILDUNG 173: LÄNGENFREQUENZ SEESAIBLING.

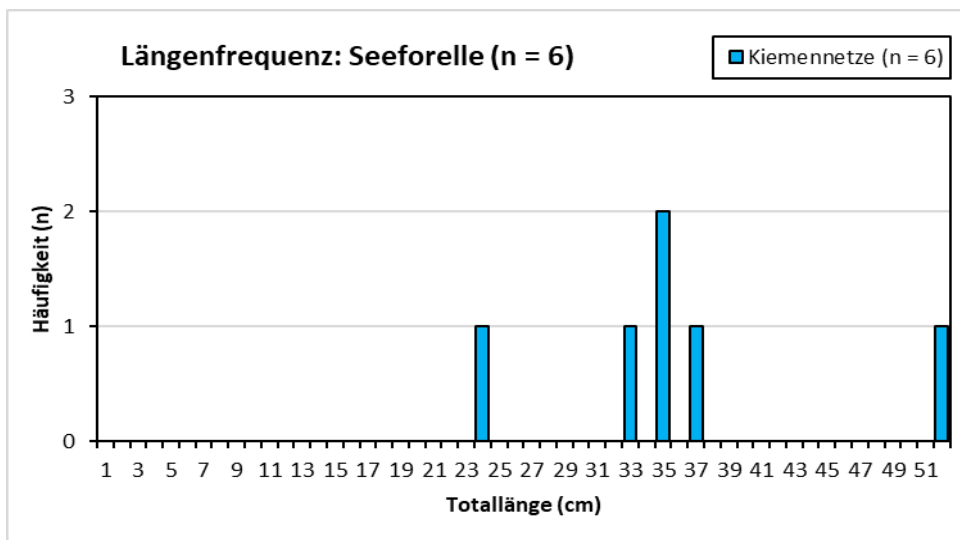


ABBILDUNG 174: LÄNGENFREQUENZ SEEFORELLE.

Längen und Gewichte

Für die Elritze, als häufigste Fischart im Vorderen Langbathsee und die beiden aus angelfischereilicher Sicht bedeutenden Arten Seesaibling und Seeforelle wurde der Zusammenhang zwischen der Gesamtlänge und dem Totalgewicht hergestellt. Aus den Abbildung 176 bis Abbildung 178 kann für jedes Individuum die Totallänge mit dem zugehörigen Gesamtgewicht abgelesen werden. Beim Seesaibling lag das mittlere Gewicht aus den Totallängen von 30 cm bis 32,9 cm bei 283,7 g (Schonmaß 30 cm), von der Seeforelle wurde ein Exemplar, das größer als das Schonmaß (50 cm) war, gefangen (52 cm, 1,7 kg).

Aus der Beziehung zwischen Gesamtgewicht und Totallänge lässt sich der sogenannte Konditions- bzw. Korpulenzfaktor nach Fulton berechnen. Basierend auf diesem Faktor kann man auf den Ernährungszustand der Fische schließen (Tabelle 74).

Die Kondition des Seesaiblings im Vorderen Langbathsee schwankte zwischen 0,75 und 1,02; daraus ergab sich ein mittlerer Faktor von 0,87 ($\pm 0,06$ Stabw.). Dieser Wert ist im österreichischen Seenvergleich im mittleren Bereich einzuordnen (mittlere Konditionen bisheriger Befischungen des BAW: min: 0,71; max: 1,0).

Die Seeforelle wies einen sehr guten mittleren Konditionsfaktor von 1,1 auf ($\pm 0,11$ Stabw.; min: 0,98; max: 1,24).

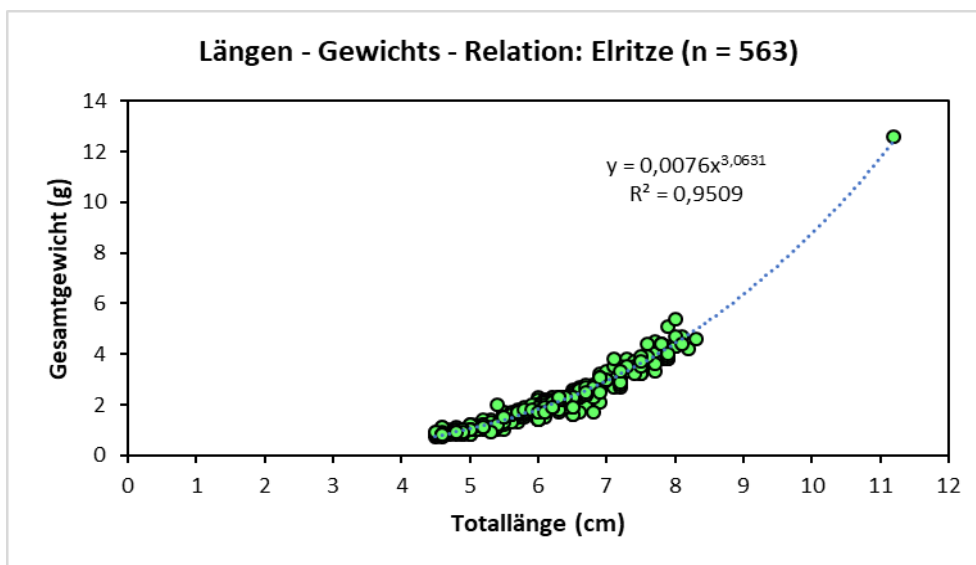


ABBILDUNG 175:F ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE UND GESAMTGEWICHT ELRITZE.

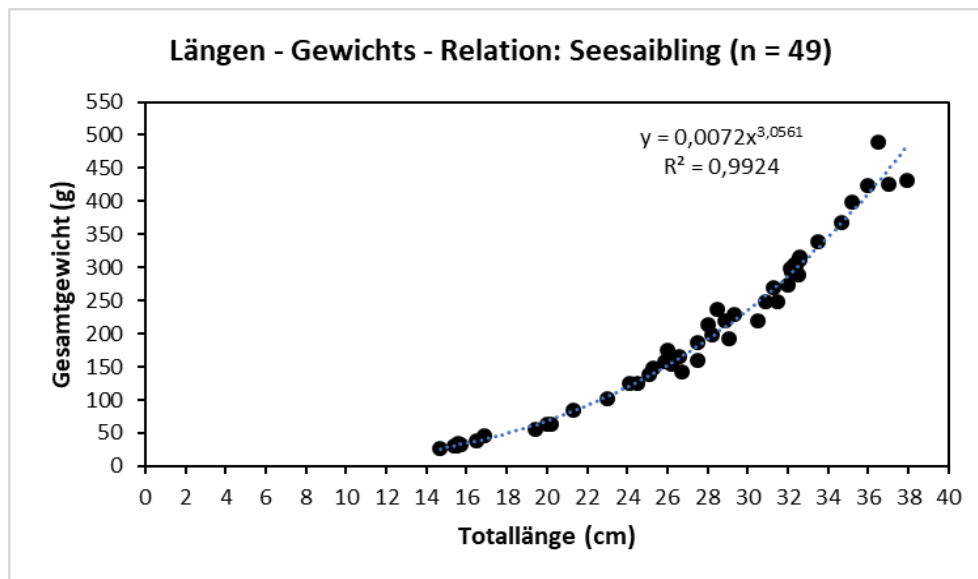


ABBILDUNG 176: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE UND GESAMTGEWICHT SEESAIBLING.

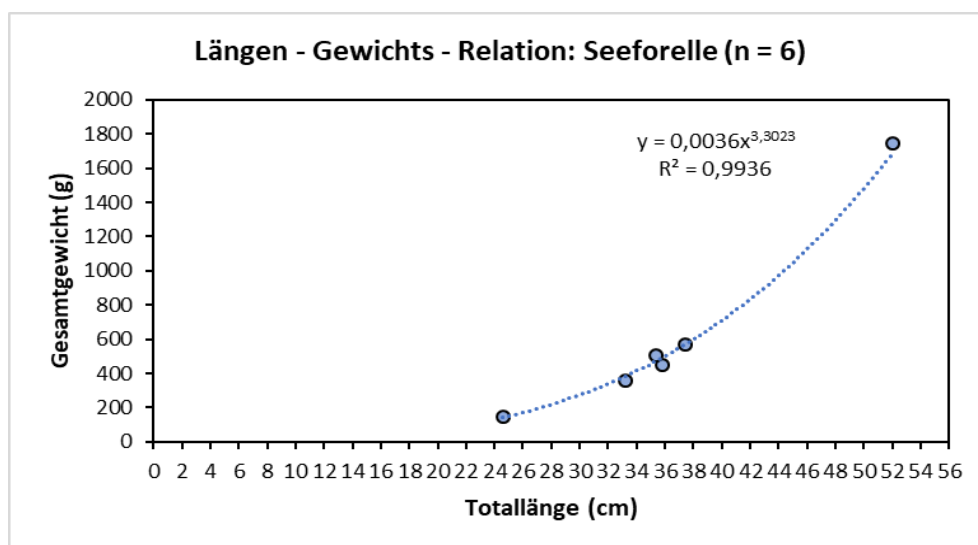


ABBILDUNG 177: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE UND GESAMTGEWICHT SEEFORELLE.

TABELLE 74: DURCHSCHNITTLICHER KONDITIONSFAKTOR (KF) NACH FULTON UND MINIMALE UND MAXIMALE TOTALLÄNGEN FÜR DIE HÄUFIGSTEN FISCHARTEN IM VORDEREN LANGBATHSEE.

Fischart	Min. Länge	Max. Länge	Mittl. KF	Stabw.	(n)
Elritze (<i>Phoxinus phoxinus</i>)	4,5	11,2	0,87	0,32	563
Seesaibling (<i>Salvelinus umbla</i>)	14,7	37,9	0,87	0,06	49
Seeforelle (<i>Salmo trutta lacustris</i>)	24,6	52,0	1,1	0,11	6

Altersbestimmung und Wachstum

Bei der vorliegenden Befischung wurde für die Salmoniden (Seesaibling, Seeforelle, Elsässer Saibling) eine Altersbestimmung durchgeführt. Für alle 49 Seesaiblinge konnte das Alter (± 1 Jahr) durch Ablesen der Zuwachsringe der Otolithen einwandfrei bestimmt werden. Die Auswertung ergab Altersklassen (AK) von 2+ (3-sömmrig) bis 7+ (8-sömmrig) Jahren (Abbildung 179). Die Altersklasse 4+ war mit 19 Individuen (38,8%) am stärksten im Fang vertreten. Mit 12 Individuen (24,5%) folgte die Altersklasse 5+, mit 7 Individuen die Altersklassen 2+ (14,3%) und mit 6 die Altersklassen 3+ (12,2%). Jeweils 2 Individuen (4,1%) wurden den Altersklassen 6+ und 7+ zugeordnet.

Von den sechs Seeforellen wurde für vier Individuen ein Alter (± 1 Jahr) von 5+ Jahren ermittelt und jeweils ein Exemplar war 3+ bzw. 4+ Jahre alt.

Für zwei von fünf Elsässer Saiblingen wurde ein Alter (± 1 Jahr) von 7+ Jahren, für je einen 4+, 5+ und 8+ Jahre bestimmt. Zu beachten ist im Falle des Elsässer Saiblings, dass das Alter bei Fischen aus der Aquakultur ab Besatz in den See angegeben wurde!

Weitere Wachstumsberechnungen, wie beispielsweise nach v. Bertalanffy, waren aufgrund des geringen Stichprobenumfanges nicht möglich. Einige fischökologisch relevante Aussagen konnten für den Seesaibling dennoch getroffen werden. Die häufigste Altersklasse 4+ wies eine mittlere Totallänge von 28,0 cm ($\pm 2,7$ Stabw.) auf. Abbildung 180 zeigt die Relation zwischen Alter und Totallänge. Im Alter von 4+ erreichten die fünf Individuen (26,3%) das Brittelmaß von 30 cm.

Das mittlere Gesamtgewicht bzw. die mittlere Totallänge der einzelnen Altersklassen der untersuchten Seesaiblinge sind in den Tabelle 75 und Tabelle 76 dargestellt. Wie bereits oben angeführt wurde aus der Beziehung zwischen Gesamtgewicht und Totallänge der sogenannte Konditionsfaktor (Korpulenzfaktor) ermittelt. Für den Seesaibling im Vorderen Langbathsee wurde in Tabelle 77 für jede Altersklasse der mittlere Konditionsfaktor angegeben. Zwischen den Altersklassen variierten die Werte unwesentlich.

Seesaibling - Geschlechtsreife

Einen weiteren wichtigen fischbiologischen Parameter stellt der Reifegrad dar. Fische sollten erst nachdem sie bereits einmal abgelaicht haben, aus dem See entnommen werden. Im Vorderen Langbathsee wurde bei einem Seesaibling mit einer Totallänge von 16,9 cm und einem Alter von 2+ Jahren die Laichreife diagnostiziert (Abbildung 181). Ab einer Totallänge von 32 cm waren etwa 90% der Seesaiblinge laichreif. In der Grafik ist deutlich zu erkennen, dass ein Großteil der unreifen Individuen durch das Brittelmaß geschützt ist (75%; $n = 21$). Sieben Exemplare >30 cm wurden als unreif diagnostiziert, der größte unreife Seesaibling maß die Totallänge von 36,0 cm.

Im Zuge der Untersuchung wurde auch die Aufteilung der Geschlechter und die Geschlechtsreife der Seesaiblinge dokumentiert. Es handelte sich um 12 Rogner und 7 Milchner mit der Geschlechtsreife 2 (reifend) und um 13 Rogner und 8 Milchner mit der Geschlechtsreife 3 (reifend, hätten im Herbst abgelaicht).

Die mittlere Totallänge der Seesaiblinge betrug bei den Rognern 29,03 cm ($\pm 4,2$ cm Stabw.), für die Milchner wurde 29,0 cm ($\pm 6,1$ cm Stabw.) berechnet. Beim größten, gefangenen Exemplar handelte es sich um einen geschlechtsreifen Milchner mit einer Totallänge von 37,9 cm.

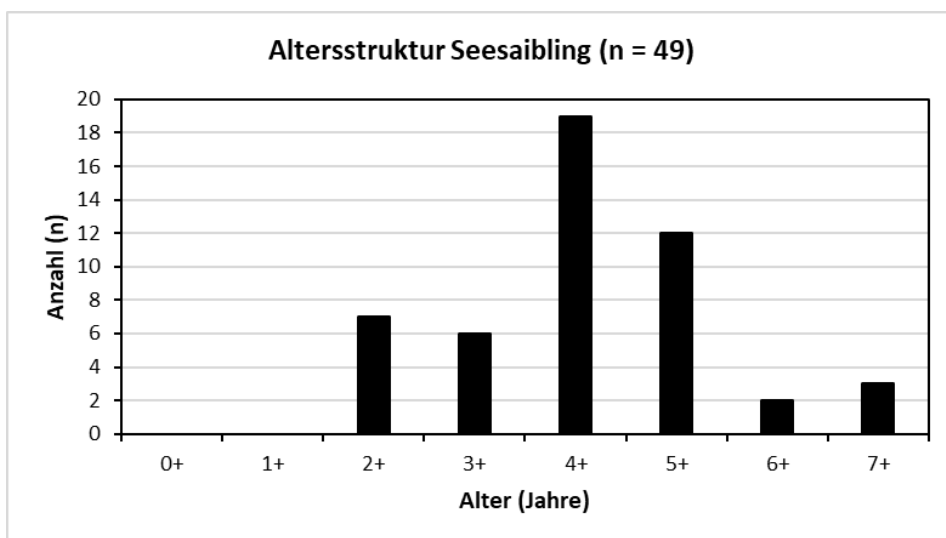


ABBILDUNG 178: ALTERSSTRUKTUR DES SEESAIBLINGS IM VORDEREN LANGBATHSEE.

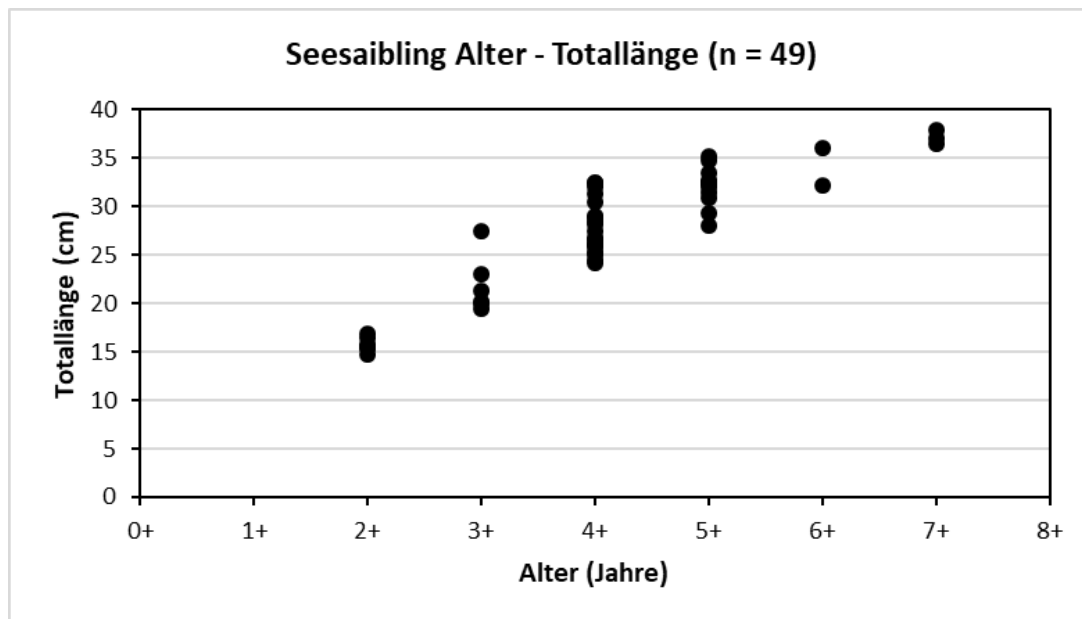


ABBILDUNG 179: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN ALTER UND TOTALLÄNGE DES SEESAIBLINGS.

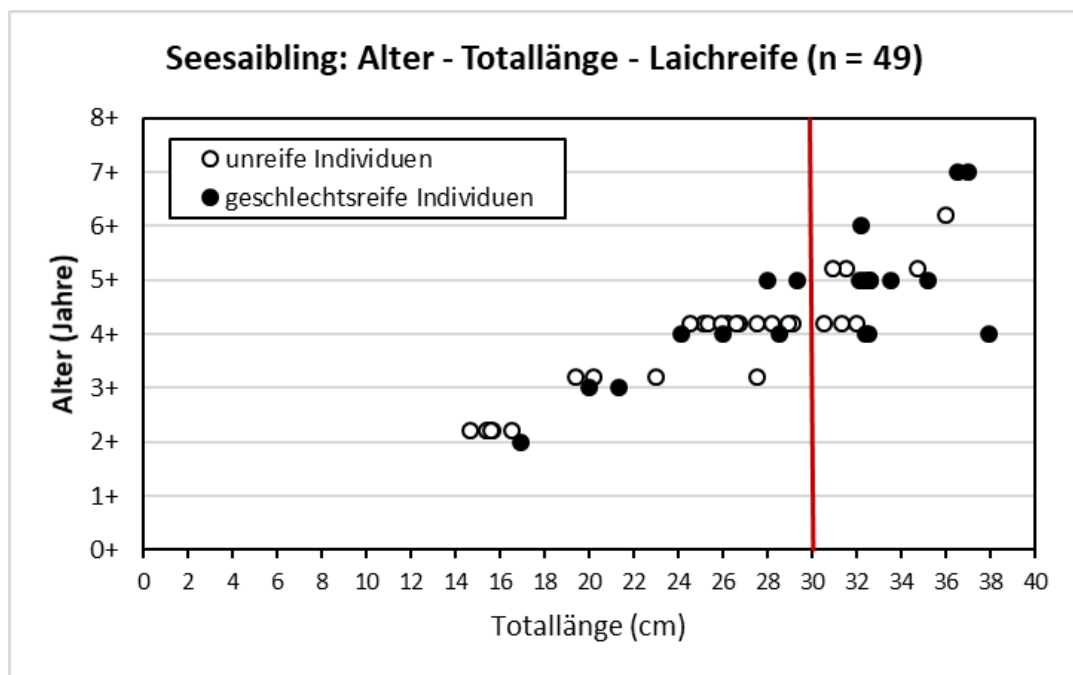


ABBILDUNG 180: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN ALTER, TOTALLÄNGE UND LAICHREIFE DES SEESAIBLINGS. OFFENE KREISE STELLEN DIE UNREIFEN, SCHWARZE PUNKTE DIE GESCHLECHTSREIFEN INDIVIDUEN DAR. DER ROTE BALKEN MARKIERT DAS BRITTELMASß (SCHONMASß).

TABELLE 75: MITTLERES GESAMT-, MINIMAL- UND MAXIMALGEWICHT ALLER ALTERSKLASSEN DER SEESAIBLINGE MIT STANDARDABWEICHUNG (STD. ABW.) UND ANZAHL DER FISCHE (N).

Alter	Mittl Gewicht (g)	Stabw.	Min Gewicht	Max Gewicht	Anzahl (n)
2+	34,2	6,2	27,1	45,8	7
3+	87,6	39,3	54,9	159,8	6
4+	196,8	58,6	124,1	309,4	19
5+	297,2	55,8	213,2	399,2	12
6+	358,2	91,9	293,2	423,1	2
7+	449,2	34,8	426,4	489,3	3

TABELLE 76: MITTLERE TOTAL-, MINIMAL- UND MAXIMALLÄNGE ALLER ALTERSKLASSEN DER SEESAIBLINGE MIT STANDARDABWEICHUNG (STD. ABW.) UND ANZAHL DER FISCHE (N).

Alter	Mittl Länge (cm)	Stabw.	Min Länge	Max Länge	Anzahl (n)
2+	15,8	0,7	14,7	16,9	7
3+	21,9	3,0	19,4	27,5	6
4+	28,0	2,7	24,1	32,5	19
5+	32,1	2,0	28,0	35,2	12
6+	34,1	2,7	32,2	36,0	2
7+	37,1	0,7	36,5	37,9	3

TABELLE 77: DURCHSCHNITTLICHER KONDITIONSFAKTOR (KF) FÜR DIE EINZELNEN ALTERSKLASSEN DER SEESAIBLINGE

Alter	Mittl. KF	Stabw.	Anzahl (n)
2+	0,87	0,04	7
3+	0,79	0,05	6
4+	0,88	0,07	19
5+	0,89	0,04	12
6+	0,89	0,02	2
7+	0,88	0,11	3

Elektrofischung

Im Zuge der Uferelektrofischung konnten im Vorderen Langbathsee 174 Individuen auf Artniveau bestimmt und die Totallänge vermessen werden. An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die Uferelektrofischung eines Sees keine absolut quantitative Methode darstellt. Sie ermöglicht es Fischarten und deren relative Häufigkeiten zu erfassen, die mit den Kiemennetzen schwer bzw. nicht zu fangen sind.

Ebenso wie in den Kiemennetzfängen, machte auch im Uferbereich die Elritze den Hauptanteil der Fischartengemeinschaft aus ($n = 172$; 99%) aus. Darüber hinaus konnte der Hecht ($n = 2$; 1%) als weitere Fischart nachgewiesen werden (Abbildung 182). In Tabelle 78 sind die Anzahl, die minimalen und die maximalen Fanglängen der beiden Fischarten aus der Uferelektrofischung zusammengestellt.

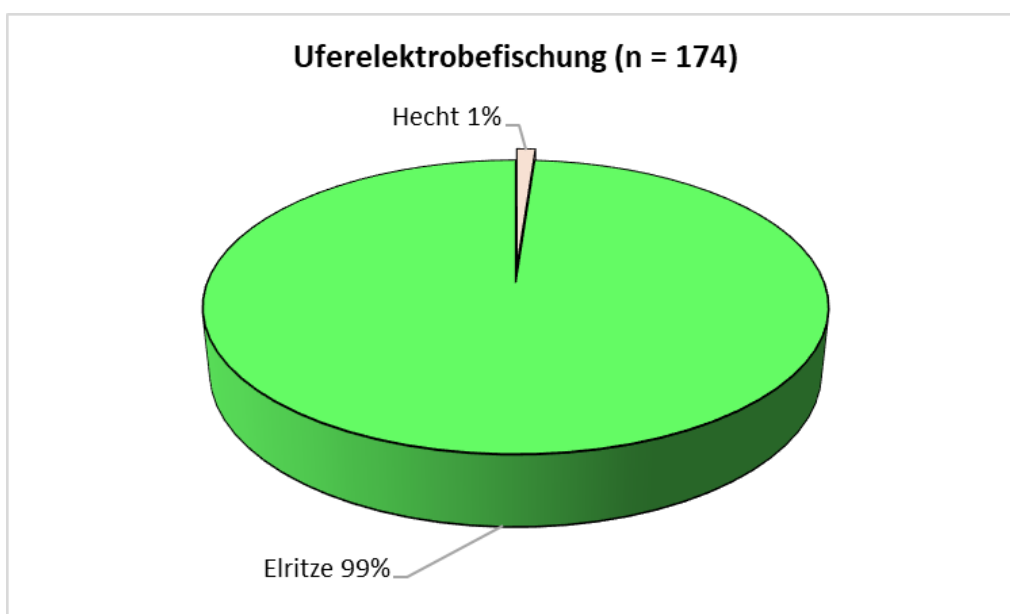


ABBILDUNG 181: UFERELEKTROBEFISCHUNG - ARTENZUSAMMENSETZUNG.

TABELLE 78: ELEKTROBEFISCHUNG IM VORDEREN LANGBATHSEE AM 19.08.2025. ZUSAMMENSTELLUNG DER ANZAHL BZW. MINIMALEN UND MAXIMALEN FANGLÄNGE DER FISCHE.

Fischart	Anzahl (n)	Totallänge (min)	Totallänge (max)
Elritze	172	3 cm	7,6 cm
Hecht	2	22,2 cm	44,0 cm
Summe	174		

Gesamtang Kiemennetzbefischung und Uferelektrobefischung

Im Rahmen der standardisierten Fischbestandserhebung wurden im Vorderen Langbathsee mit den Kiemennetzen und der Uferelektrobefischung in Summe 802 Individuen gefangen. In Abbildung 183 werden die Fangerfolge verglichen: mit beiden Befischungsmethoden konnte die Elritze nachgewiesen werden. Ausschließlich mit den Kiemennetzen wurden Seesaibling, Elsässer Saibling, Seeforelle, Schleie und Koppe gefangen. Mittels Uferelektrobefischung konnte darüber hinaus der Hecht detektiert werden. Vorherrschende Art war sowohl in den Kiemennetzen als auch im Uferbereich die Elritze.

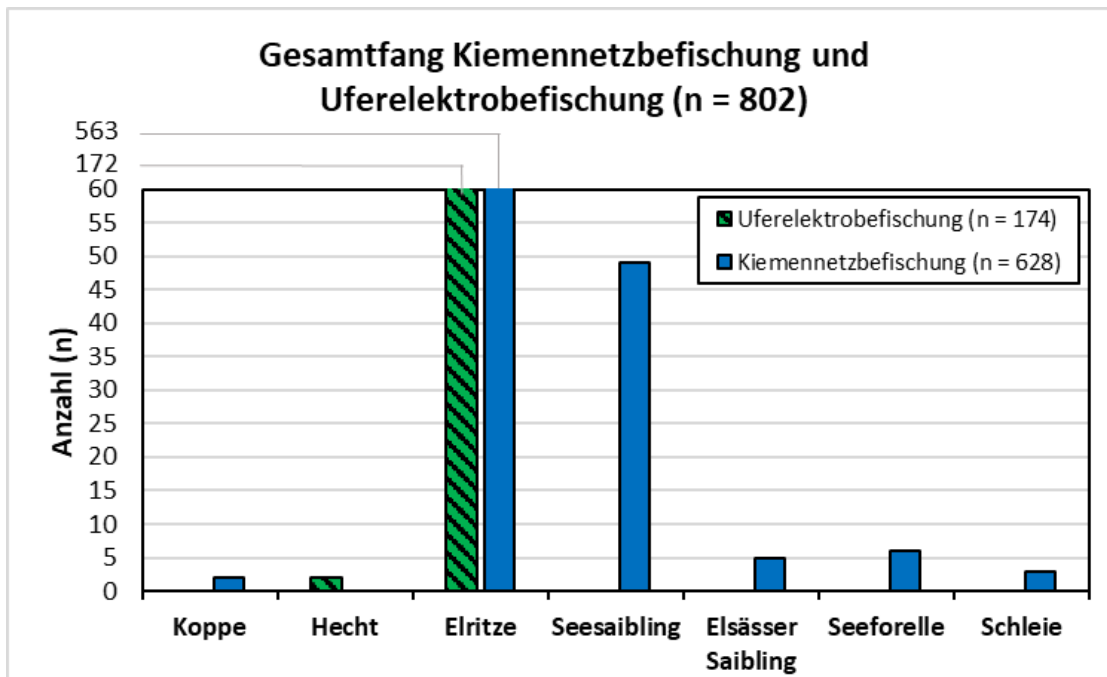


ABBILDUNG 182: GEGENÜBERSTELLUNG DER FÄNGE DER BEIDEN BEFISCHUNGSMETHODEN.

Hydroakustik

Die Auswertungen der drei hydroakustischen Aufnahmen (14.10.2025, 05.11.2025 und 01.12.2025) ergaben eine mittlere Fischbiomasse von 203 kg/ha (± 108 kg/ha Standardabweichung; $n = 3$). Die Werte der einzelnen Aufnahmen betrugen 225 kg/ha im Oktober, 299 kg/ha im November und 86 kg/ha im Dezember 2025. Die Schwankungsbreite zwischen allen drei Terminen betrug 212 kg/ha, wobei sich vor allem die Dezemberaufnahme von den anderen beiden unterschied. In den ersten beiden Aufnahmen wurden viele große und sehr große Fische detektiert (siehe Längenfrequenz), die aufgrund des großen Individualgewichtes maßgeblichen Einfluss auf die Gesamtbiomasse hatten (Summe Biomasse von Fischen größer 60 cm: Oktober 130 kg/ha und November 180 kg/ha). Im Dezember fehlten diese großen Exemplare weitgehend in den Echogrammen und die Gesamtbiomasse lag bei knapp 90 kg/ha. Exkludiert man Fische größer 60 cm in den beiden ersten Aufnahmen, lagen diese vergleichbar zu Dezember bei 100 kg/ha bzw. 110 kg/ha. Zwischen den einzelnen Transekten der jeweiligen Aufnahme zeigte sich wie gewohnt eine hohe Variabilität in der Fischbiomasse einzelner Abschnitte (Abbildung 184). Das Minimum der erhobenen Fischbiomasse lag bei 9 kg/ha am Transekt 6 im Dezember und das Maximum bei 514 kg/ha ebenfalls am Transekt 6 im Oktober. Die Schwankungsbreite zwischen den Transekten an den einzelnen Terminen lag im Oktober bei 468 kg/ha, im November bei 482 kg/ha und im Dezember bei 291 kg/ha. Dies ist auch aus anderen Seen bekannt und zeigt, wie unterschiedlich die Fische zu unterschiedlichen Terminen im See verteilt sind (Abbildung 184).

Die gesamte Fischbiomasse inkludierte Totallängen von 2 cm bis 118 cm. Den größten Beitrag zur Fischbiomasse lieferten im Oktober und November wie erwähnt Fische im Längenbereich von etwa 50 cm bis 80 cm (Abbildung 185). Diese Fischgrößen haben ein nennenswertes Stückgewicht und verhältnismäßig hohe Abundanzen, wodurch sich hohe Fischbiomassen ergeben. Bei den kleineren Fischen ist zwar meistens die Anzahl hoch, aber das Stückgewicht sehr gering und bei den sehr großen Fischen sind umgekehrt die Abundanzen gering, aber die Stückgewichte hoch. Der Vergleich der drei Aufnahmen zeigte, dass sich die Zusammensetzung der Biomasseanteile im Bereich der kleinen Fischlängen bis etwa 14 cm an allen Terminen ähnlich darstellte (Abbildung 185). Augenscheinlich dominieren hier die hohen Dichten an Elritzen, die an allen Terminen in vergleichbarem Ausmaß erfasst wurden. Bei den Fischlängen ab 20 cm waren die Anteile im Oktober und im November vergleichbar, während im Dezember die Anteile der Fischlängen von 30 cm bis 80 cm deutlich geringer waren.

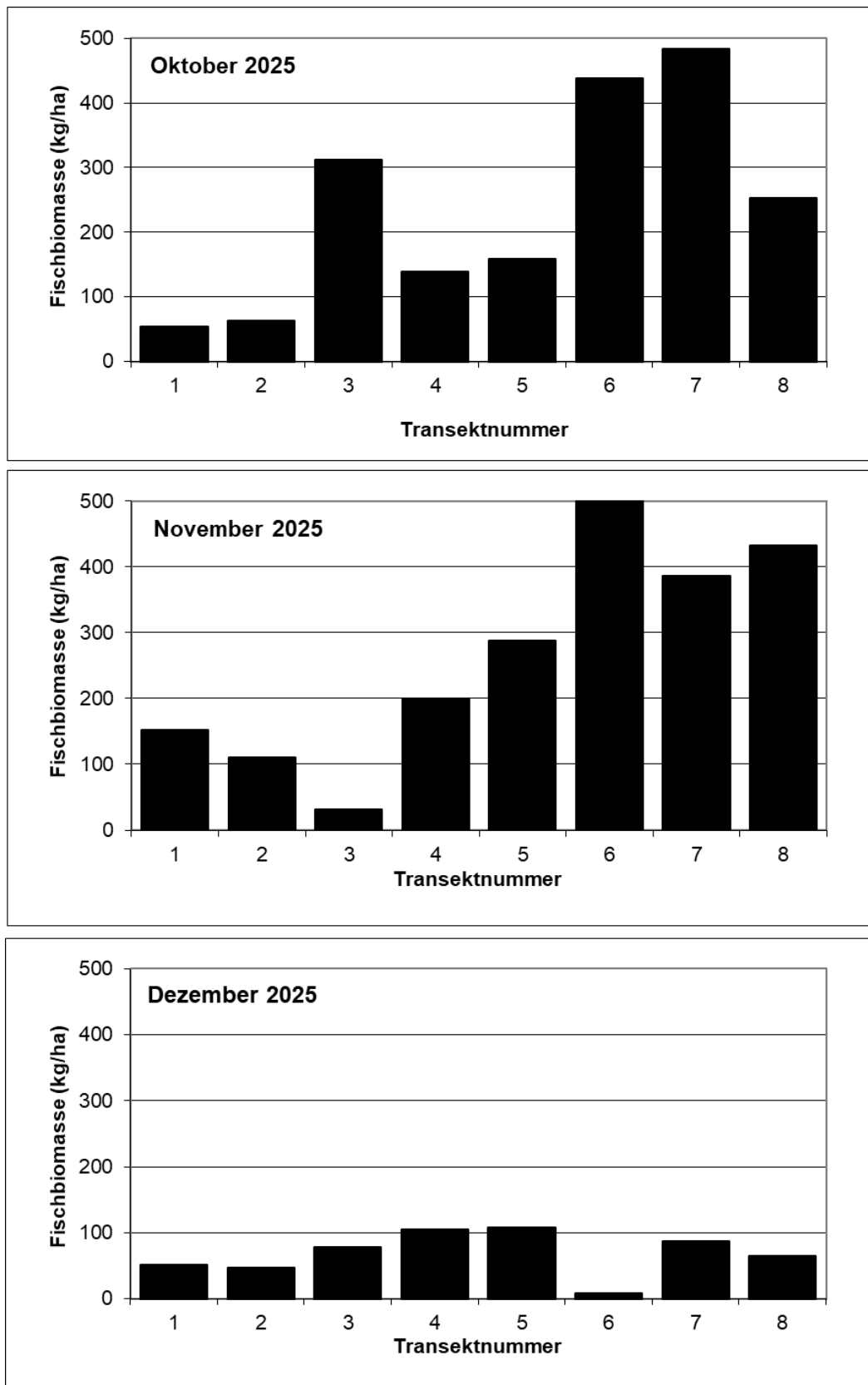


ABBILDUNG 183: BIOMASSEN AN DEN DREI TERMINEN AUF DEN VERSCHIEDENEN
TRANSEKTEN.

Generell zeigte sich über 60 cm Fischlänge eine größere Varianz in den Biomasseanteilen, weil sehr viel von der Anzahl der detektierten großen Einzelindividuen abhängt.

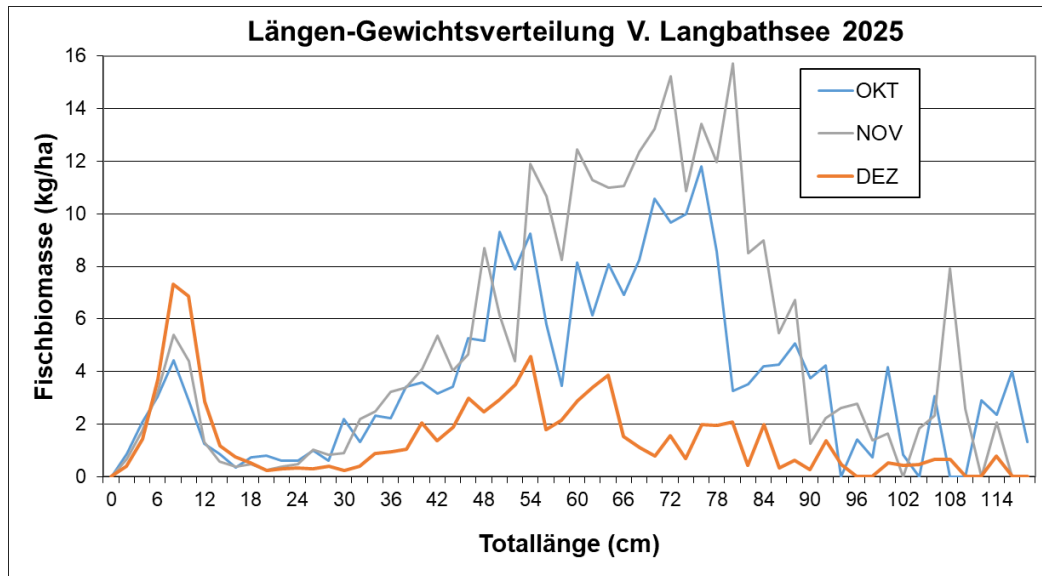


ABBILDUNG 184: LÄNGEN-GEWICHTSVERTEILUNG AN DEN TERMINEN.

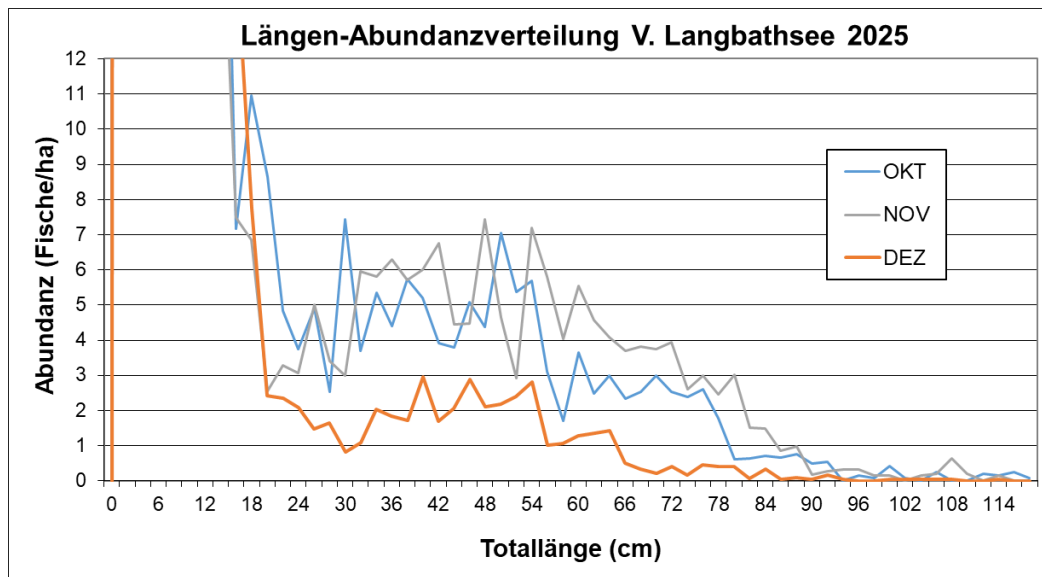


ABBILDUNG 185: LÄNGENFREQUENZVERTEILUNG AN DEN 3 TERMINEN (BEI FISCHLÄNGEN UNTER 12CM SEHR HOHE DICHTEN).

Die mittlere Abundanz für alle Fische >2 cm Totallänge lag für alle 3 Aufnahmen bei 5000 Fische/ha (± 432 Standardabweichung). Die Schwankungsbreite der Abundanzen an den unterschiedlichen Transekten reichte von mindestens 45 Fische/ha bis höchstens 26.500 Fische/ha. Am Vorderen Langbathsee sind die Abundanzen maßgeblich von der großen Dichte der Elritzen

beeinflusst. Wenn man Fischlängen kleiner 10 cm (Großteil Elritzen) ausklammert, ergeben sich mittlere Abundanzen von 229 Ind/ha für Oktober, 240 Ind/ha für November und 234 Ind/ha für Dezember. Diese Dimension liegt im Bereich von vergleichbaren Seen.

Die Längen - Abundanzverteilung (Längenfrequenz) zeigte bis zu einer Länge von etwa 80 cm durchgehend Fische an (Abbildung 186). Einem natürlichen Gewässer entsprechend erreichten die höchsten Abundanzen die kleinen Fische (2 bis 10 cm). Im Vorderen Langbathsee war dieser Längenbereich maßgeblich durch den außergewöhnlich guten Elritzenbestand geprägt und erreichte in Summe (2 cm bis 10 cm) Abundanzen von 4000 - 5000 Ind/ha in den 3 Echolotaufnahmen. Bei den mittleren Fischlängen von 20 cm bis 40 cm bildete sich sehr wahrscheinlich der gute Saiblingsbestand ab. Darüber nahmen die Abundanzen allmählich mit der Fischgröße ab, aber auch Fische >60 cm Totallänge wurden für einen Seesaiblingsee überdurchschnittlich häufig detektiert. Da in diesem Längenbereich eigentlich nur mehr Hechte in Frage kommen, ergab sich dadurch ein augenscheinlicher Hinweis auf einen großen Hechtbestand. Dies deckte sich auch mit den hohen Gewichtsanteilen bei Fischen über 60 cm Länge (130 kg/ha bzw. 180 kg/ha im Oktober und November). Aus der Längenfrequenzverteilung ergibt sich auch eine plausible Erklärungsvariante zum maßgeblichen Unterschied der Dezembraufnahme zu den anderen. Es ist sehr gut denkbar, dass die Seesaiblinge in großer Zahl Ende November/Anfang Dezember die Laichplätze aufsuchten, sich dort ansammelten und somit mit dem Echolot nicht mehr entsprechend erfasst wurden. Mit den Saiblingen zogen sehr wahrscheinlich auch die Hechte vermehrt an die Halde und wurden ebenfalls weniger häufig detektiert. Im Dezember zeichneten sich in den Echogrammen der einzelnen Transekte augenscheinlich weniger einzelne, gut abgrenzbare Fischechos im Freiwasserbereich ab. In Summe liegt augenscheinlich im Laichgeschehen der Seesaiblinge die Erklärung, warum die ersten beiden Aufnahmen sehr gut übereinstimmten, die Dezembraufnahme allerdings deutlich unterschiedlich war.

4.6.1.3 Bewertung des fischökologischen Zustandes nach ALFI

In der Einteilung nach fischökologischen Seentypen ist der Vordere Langbathsee ein **Seesaiblingsee** mit der Leitfischart Seesaibling. Die typspezifischen Fischarten dieses Seentyps sind Koppe, Elritze und Seeforelle. Im Vorderen Langbathsee sind die typspezifischen Arten alle historisch belegt. Gegenständlich kommen insgesamt 7 Arten im Vorderen Langbathsee vor, wobei zu den 4 ursprünglichen Arten (Seesaibling, Elritze, Koppe und Seeforelle) die 3 neue Spezies (Hecht, Karpfen und Schleie) hinzukommen. Die Leitfischart (Seesaibling) konnte im Rahmen des standardisierten Befischungsprogramms mit 49 Exemplaren belegt werden (Abundanzindex, AI = 4). Insgesamt konnten 13 von 18 geforderten Längensklassen nachgewiesen werden, wobei vor allem die kleineren Klassen Lücken aufwiesen und so wurde im Metrik „Längenfrequenz Leitfischart“ (Wert=0,72) eine Abweichung vom Referenzzustand abgebildet. Von den typspezifischen Arten wurde die Koppe mit zwei Exemplaren (AI = 2), die Seeforelle mit 6 Individuen (AI = 3) und die Elritze erfreulicherweise mit über hundert Exemplaren (AI = 4) durch Fang nachgewiesen. Die Defizite bei den typspezifischen Arten zeigen sich in den diversen Metriken mit vergleichbaren Abweichungen vom Referenzzustand. Die 3 zusätzlichen Arten wirken sich entsprechend im Metrik „Fremdfischarten“ aus. Die erhobene Biomasse lag mit ca. 200 kg/ha mehrfach über dem bisher in Österreich erhobenen Mittelwert für Seesaiblingseen (49 kg/ha) und zeigte die größte Abweichung von der Referenz. Mit einem errechneten **Gesamt-EQR** von **0,74** wird der **ökologische Zustand** des Vorderen Langbathsees für das biologische **Qualitätselement „Fische“** im nationalen Bewertungssystem ALFI mit **„gut“** beurteilt.

Vorderer Langbathsee		
Anzahl Arten Überblick	Anzahl urspr. Arten	4
	Anzahl aktuelle Arten	7
	Artenfehlbetrag	0
	Anzahl Fremdfischarten	3
	Metrik	EQR
Arteninventar	AI typspezifische Fischarten	0,81
	Anteil AI Fremdfischarten	0,72
	Abundanzindex Kleinfischarten	0,75
	Abundanzindex stenöke Arten	0,81
Gilden	Abundanzindex Laichwanderer	0,75
	Abundanzindex Laichgilden	0,92
LF	Längenfrequenz Leitfischart	0,72
BM	Fischbiomasse	0,40
	MEAN EQR	0,74

Ökologische Zustandsklasse	EQR
sehr gut	>0,8
gut	0,60-0,79
mäßig	0,40-0,59
unbefriedigend	0,20-0,39
schlecht	<0,20

4.6.1.4 Zusammenfassung und Diskussion

- Bei der Befischung des Vorderen Langbathsees wurden insgesamt 802 Fische (Kiemennetzbefischung $n = 628$, Uferelektrobefischung $n = 174$) gefangen. Mit den Kiemennetzen konnten die sechs Fischarten Elritze, Seesaibling, Elsässer Saibling, Seeforelle, Schleie und Koppe nachgewiesen werden. Das Ergebnis der Uferelektrobefischung ergab den Nachweis des Hechts als weitere Fischart.
- Von den Netzfängen entfielen 7,2% ($n = 45$) auf die Freiwassernetze und 92,8% ($n = 583$) auf die Grundnetze. Im Freiwasser betrug das Gesamtgewicht der Fische 8,95 kg und über Grund 9,19 kg. In Summe ergab sich daraus ein Gesamtfang von 18,15 kg.
- Für die Vergleichbarkeit der Daten zwischen den acht im Rahmen des EMFAF Projektes untersuchten Seen, wurden bei der Auswertung der Tiefenverteilung aller gefangenen Fische Einheitsfänge CPUE (gleicher Fangaufwand) ermittelt. Für den Vorderen Langbathsee wurde ein CPUE von 29,6 Fische/100m²/12h (Freiwasser $n = 0,6$; Grund $n = 29$) und eine Biomasse von 0,58 kg/100m²/12h (Freiwasser 0,12 kg; Grund 0,46 kg) berechnet.

- Die Grafik der Längenfrequenzen lieferte ein sehr anschauliches Bild der Zusammensetzung der Größenklassen der einzelnen Fischarten. Von der Elritze konnten lückenlos von den Klassen 3 bis 8 cm Individuen nachgewiesen werden. Ein Exemplar erreichte die Totallänge von 11 cm.

Die Darstellung der Längensklassen des Seesaiblings erbrachte beinahe lückenlos Größenklassen von 19 cm bis 37 cm, Defizite gab es bei den kleineren Längensklassen. Der größte Seesaibling wurde mit einer Totallänge von 37 cm gemessen.

Die sechs Seeforellen maßen von 24 cm bis 52 cm.

- Beim Seesaibling wurde für die Größenklassen 30 cm bis 32,9 cm ein mittleres Gewicht von 283,7 g berechnet (Brittel-/Schonmaß 30 cm). Die Kondition des Seesaiblings schwankte zwischen 0,75 und 1,02; daraus ergab sich ein mittlerer Konditionsfaktor von 0,87 ($\pm 0,06$ Stabw.). Dieser Wert ist im österreichischen Seenvergleich im mittleren Bereich einzuordnen (mittlere Konditionen bisheriger Befischungen des BAW: min: 0,71; max: 1,0).
- Die Altersbestimmung konnte von allen 49 Seesaiblingen anhand der Otolithen (± 1 Jahr) durchgeführt werden. Altersklassen von 2+ (dreisömmrig) bis 7+ (achtsömmrig) Jahren wurden bestimmt. Die Altersklasse 4+ war mit 19 Individuen am stärksten vertreten.
- Einen weiteren wichtigen fischbiologischen Parameter stellt der Reifegrad von Fischen dar. Fische sollten erst nachdem sie bereits einmal abgelaicht haben aus dem See entnommen werden. Im Vorderen Langbathsee trat der Seesaibling mit einer Totallänge von 16,9 cm und einem Alter von 2+ Jahren in die Laichreife ein. Ein Großteil der unreifen Individuen ist durch das geltende Brittel-/Schonmaß von 30 cm geschützt (75%; $n = 21$).
- Für den Seesaibling wurde im Zuge der Untersuchung die Aufteilung der Geschlechter und deren Geschlechtsreife dokumentiert. Es handelte es sich um 12 Rogner und 7 Milchner mit der

Geschlechtsreife 2 (reifend) und um 13 Rogner und 8 Milchner mit der Geschlechtsreife 3 (reifend, hätten im Herbst abgelaicht).

- Die mittlere Totallänge der Rogner betrug 29,03 cm ($\pm 4,2$ cm Stabw.), für die Milchner wurde 29,0 cm ($\pm 6,1$ cm Stabw.) berechnet. Beim größten, gefangenen Exemplar handelte es sich um einen geschlechtsreifen Milchner mit einer Totallänge von 37,9 cm.
- Die Auswertung der drei hydroakustischen Aufnahmen ergab eine mittlere Fischbiomasse von 203 kg/ha (± 108 kg/ha Standardabweichung; $n = 3$). Die Werte der einzelnen Aufnahmen betrugen 225 kg/ha im Oktober, 299 kg/ha im November und 86 kg/ha im Dezember. Die Schwankungsbreite zwischen allen drei Terminen betrug 213 kg/ha, wobei sich vor allem die Dezemberaufnahme von den anderen beiden unterschied. In den ersten beiden Aufnahmen wurden viele große und vor allem untypisch für einen Seesaiblingsee sehr große Fische detektiert (Summe Fische > 60 cm: Oktober 130 kg/ha und November 180 kg/ha). Im Dezember fehlten diese großen Exemplare weitgehend in den Echogrammen und die Gesamtbio­masse lag bei knapp 90 kg/ha. Exkludiert man Fische größer 60 cm in den beiden ersten Aufnahmen, liegen auch diese vergleichbar zu Dezember bei 100 kg/ha bzw. 110 kg/ha. Eine Gesamtfischbiomasse von etwa 100 kg/ha im Vorderen Langbathsee entspricht aktuell dem doppelten Wert des Referenzzustandes (49 kg/ha). Dies sollte in zukünftigen Bewirtschaftungsmaßnahmen berücksichtigt werden.
- Mit einem errechneten Gesamt-EQR von 0,74 wird der ökologische Zustand des Vorderen Langbathsees für das biologische Qualitätselement „Fische“ im nationalen Bewertungssystem ALFI mit „gut“ beurteilt. Die Abweichungen in den verschiedenen Metriken sind sehr gleichförmig. Nur die „Fischbiomasse“ zeigt eine deutlich größere Abweichung vom Referenzzustand. Vor allem die Anteile von großen und sehr großen Fischlängen an der Gesamtbio­masse, welche sehr wahrscheinlich auf den außergewöhnlich großen Hechtbestand zurückzuführen sind, müssen in einem Seesaiblingsee besondere Aufmerksamkeit erhalten und als mögliches Risiko für den Seesaibling- aber auch für den Elritzenbestand (vgl. Lunzer See) erachtet werden.

4.6.1.5 Empfehlungen

Die gegenständliche Bewertung nach ALFI ergab den guten fischökologischen Zustand (EQR=0,74). Die Defizite waren relativ gleichförmig über die unterschiedlichen Metriken verteilt. Die dargestellten Abweichungen waren bei typspezifischen, ursprünglichen Fischarten (Koppe und Seeforelle), bei den Fremdfischarten (plus 3 Arten), beim Populationsaufbau des Seesaiblings („Längenfrequenz Leitfischart“) und vor allem in der Fischbiomasse zu finden. Wichtige Maßnahmen für eine Verbesserung der Einstufung liegen allenfalls auch in der fischereilichen Bewirtschaftung.

Besonderes Augenmerk verdient die Leitfischart Seesaibling (*Salvelinus umbla*). Die vorliegende Untersuchung ergibt Hinweise auf einen guten Seesaiblingsbestand (Biomasse und Längenverteilung), der offensichtlich zumindest in Teilen noch erfolgreich reproduziert (Fang von 7 Exemplaren 14-16 cm) und dessen Altersstruktur bis auf die ersten Jahrgänge gut belegt ist. Das aktuelle Brittelmaß scheint gut geeignet, unreife Fische ausreichend vor Entnahme vor dem ersten Ablichten zu schützen. Um diesen vorhandenen Seesaiblingsbestand nicht zu gefährden, sondern bestmöglich zu schützen und zu fördern, sollte auf Besatzmaßnahmen mit standortfremden Saiblings (See-, Bach- und Elsässer Saibling) unbedingt verzichtet werden. Put-and-Take-Fischerei mit Besatz von fangfähigen Fischen ist an natürlichen Gewässern nicht mehr zeitgemäß. Besatzmaßnahmen mit standortfremdem Material ist für den autochthonen Bestand derselben Art nie von Vorteil, sondern mit Risiko und auch der Gefahr der negativen genetischen Einkreuzung verbunden. Fischbesatz sollte nicht aus Routine, sondern maximal nach fachlicher Indizierung erfolgen. Auch eine Ertragssteigerung ist so gut wie nie nachhaltig belegt, weil die ökologischen Grundzusammenhänge (Tragekapazität, vgl. Arlinghaus 2017) dies auf Dauer nicht ermöglichen.

Der Vordere Langbathsee weist augenscheinlich einen großen Hechtbestand auf (Nachweis Befischung und viele Echos > 60 cm in Echolotaufnahmen). In einem Seesaiblingsee, wo diese Fischart meist nicht ursprünglich ist, geht erfahrungsgemäß (vgl. Grundlsee, Lunzer See) vom eingesetzten Hecht eine veritable Gefahr für die typspezifischen Fischarten dieses Seetyps (Seesaibling, Seeforelle und Elritze) aus. Der Hechtbestand sollte daher im Vorderen Langbathsee unbedingt kontrolliert werden. Mit einer Reusenbefischung zur Laichzeit könnten wichtige Einblicke in die laichreife Hechtpopulation erzielt und aus den Ergebnissen eine Bewirtschaftungsstrategie erarbeitet werden.

Die Seeforelle (*Salmo trutta*) weist laut Befischung in ihrem Bestand Defizite auf. In Seen mit großen Hechtpopulationen sind Seeforellenbestände oft stark beeinträchtigt, wenn nicht sogar in ihrer Existenz bedroht. Im Vorderen Langbathsee sollte die Seeforelle als ursprüngliche und typspezifische Art mehr Aufmerksamkeit und auch Priorität in fischereiwirtschaftlichen Überlegungen erhalten. Um neuerlich eine selbsterhaltende Seeforellenpopulation zu etablieren (Leitbild Seesaiblingsee) müsste allerdings zuvor der nicht autochthone Hechtbestand nach Kräften reduziert und in der Folge klein gehalten werden. Aufwendungen hinsichtlich Besatzmaßnahmen wären aus ökologischer Sicht aktuell für die Seeforelle deutlich wichtiger als für den Seesaibling. Potentielles Besatzmaterial müsste aus dem Trauneinzugsgebiet stammen. Sämtlicher Besatz mit nicht autochthonen Salmoniden oder Hybriden (Regenbogenforelle, Bachsaibling, Elsässer Saibling, etc.) muss dazu unbedingt unterbleiben.

Spezielles Augenmerk verdient am Vorderen Langbathsee der Elritzenbestand. Dieser kann und muss in seiner gegenständlichen Ausprägung (Dichte) als Besonderheit in der österreichischen

Seenlandschaft bezeichnet werden. Auch wenn die Elritze keine wirtschaftliche Zielfischart ist, hat sie ökologisch und indirekt als Futterfisch für die autochthonen Salmoniden (Seeforelle und Seesaibling) einen wichtigen Stellenwert. Für den Elritzenbestand geht ebenfalls eine große Bedrohung vom Hecht aus. Durch die Klimaerwärmung und den vermehrten Reproduktionserfolg ergeben sich vor allem in Seesaiblingseen anwachsende Hechtbestände, die in der Folge für potentielle Beutefische zu einer existenziellen Bedrohung werden (vgl. Lunzer See).

Ein wichtiges Bewirtschaftungsinstrument ist das Führen einer detaillierten Besatz- und Ausfangstatistik. Über die Jahre ergibt sich daraus ein sehr aufschlussreiches Instrument zur Beurteilung der Entwicklung eines Fischbestandes.

Abschließend wird prinzipiell darauf hingewiesen, dass an einem natürlichen Gewässer sämtliche Besatzmaßnahmen in Bezug auf Nutzen und Risiko (Einschleppung von Parasiten, Krankheiten, fremde Arten, fremder Genetik, etc.) sehr genau und sorgfältig abzuwägen sind. In erster Linie sollte die Bewirtschaftung am vorhandenen, autochthonen Fischbestand ausgerichtet und nicht der Fischbestand per Besatz an eine gewünschte Bewirtschaftung angepasst werden. Nur so kann nachhaltig geerntet werden, was in einem See seiner limnologischen Situation entsprechend (Größe, Nährstoffgehalt, Höhenlage, etc.) jährlich zuwächst. Wenn für den Vorderen Langbathsee eine mittlere Fischbiomasse entsprechend der Referenz für Seesaiblingseen von ca. 50 kg/ha angenommen wird, wäre bei einer nachhaltigen Entnahme von 10-15% theoretisch ein jährlicher Ertrag von 5 bis 7,5 kg/ha möglich. Bei einer Seefläche von 33 ha würde dies einer nachhaltigen Ernte von 165 – 248 kg Fische/Jahr entsprechen. Mit dieser theoretischen Abschätzung soll dem potentiell nachhaltigen Ertrag eine Dimension als Anhaltspunkt verliehen werden.

4.6.2 Capture-Mark-Recapture

4.6.2.1 Vergleich der gefangenen Fischarten mit unterschiedlichen Fangmethoden

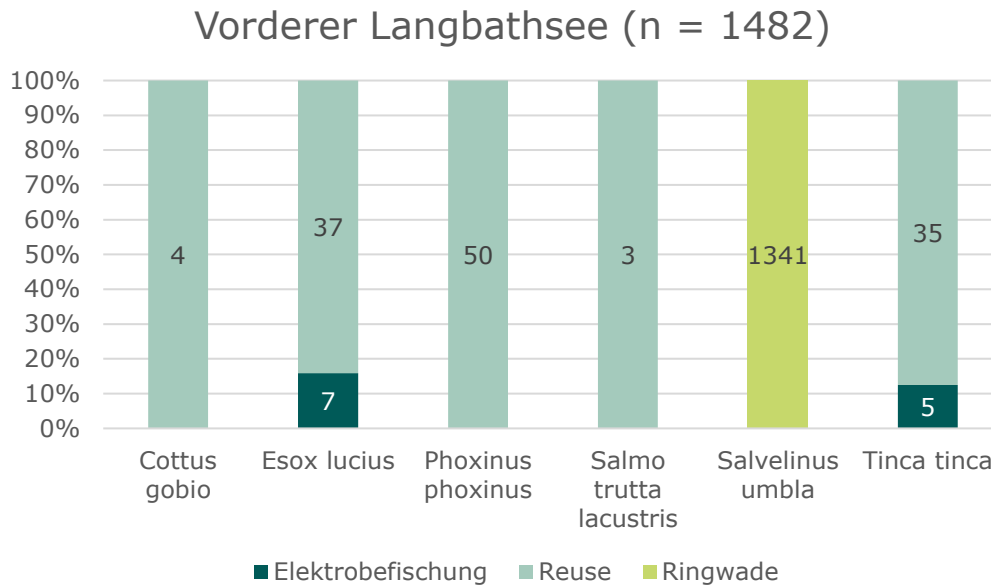


ABBILDUNG 186: DARSTELLUNG DES FANGERFOLGS DER EINZELNEN FANGMETHODEN ANHAND DER ANZAHL GEFANGENER FISCHARTEN IM VORDEREN LANGBATHSEE.

Im Vorderen Langbathsee wurden unter Anwendung von drei unterschiedlichen Fangmethoden insgesamt sechs Fischarten nachgewiesen und 1.482 Individuen erfasst (Abbildung 187). Die höchste Artenzahl (n = 5) wurde mittels Reusenfang erzielt. Durch Elektrobefischung konnten drei der insgesamt sechs Arten nachgewiesen werden. Die Elritze (*Phoxinus phoxinus*) wurde ebenfalls mit E-Befischung erfasst, um sie aber nicht unnötigem Stress auszusetzen weder entnommen noch genauer quantifiziert.

Der Seesaibling (*Salvelinus umbla*) wurde ausschließlich mit der Ringwade nachgewiesen und stellte zugleich die einzige mit dieser Methode gefangene Art dar.

4.6.2.2 Längenfrequenzdiagramme der gefangenen Fischarten und unterschiedlichen Fangmethoden im Frühjahr und Herbst

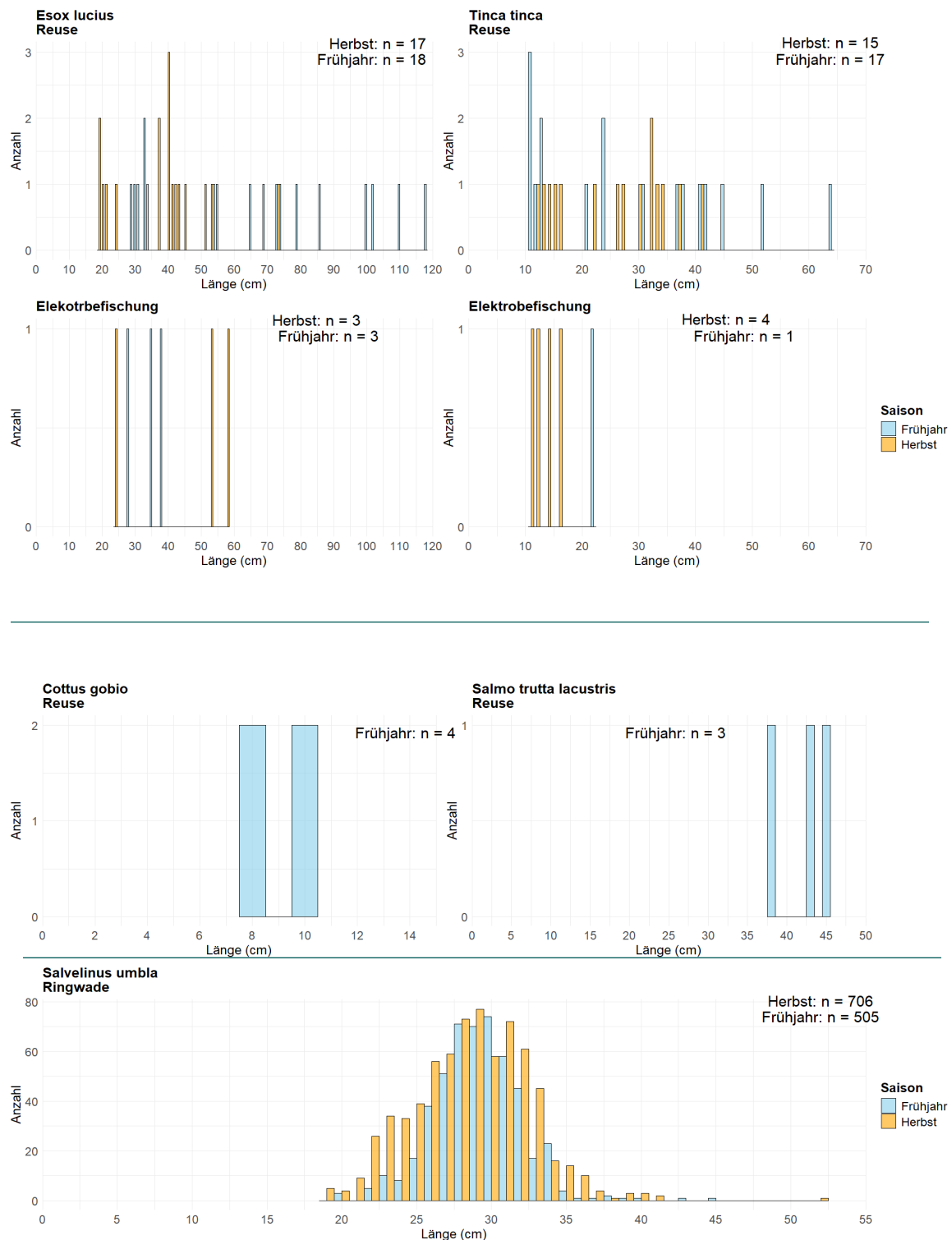


ABBILDUNG 187: LÄNGENFREQUENZDIAGRAMME DER MIT UNTERSCHIEDLICHER FANGMETHODEN GEFANGENER FISCHARTEN IM FRÜHJAHR UND HERBST IM VORDEREN LANGBATHSEE (EXKLUSIVE WIEDERFÄNGE UND NICHT VERMESSENE INDIVIDUEN).

Im Vorderen Langbathsee wurden die Reusen in der Laichzeit des Hechts (*Esox lucius*) ausgelegt und so mehrere adulte Individuen nachgewiesen. Durch zusätzliche Fänge im Herbst ließ sich zudem ein Einblick in die Längensklassenverteilung der Hechtpopulation gewinnen. Insgesamt zeigt sich beim Hecht als auch bei der Schleie (*Tinca tinca*), dass die Reusenbefischung ausreicht, um einen aussagekräftigen Überblick über die Population zu erhalten. Die Ergebnisse belegen sowohl das Vorhandensein von Jungfischen als auch mehrerer großer adulter Individuen und weisen somit auf eine erfolgreiche Reproduktion hin.

Einzelne Individuen der Koppe (*Cottus gobio*) und Seeforelle (*Salmo trutta lacustris*) wurden ausschließlich mit den Reusen gefangen.

Das Längenfrequenzdiagramm des Seesaiblings (*Salvelinus umbla*) zeigt, dass mittels Ringwadenbefischung ein guter Überblick über den Populationsaufbau dieser Art gewonnen werden kann. Sowohl ein überdurchschnittlicher Bestand an adulten Seesaiblingen, als auch Jungfische konnten mit dieser Methode nachgewiesen werden. Durch die Informationen der Bewirtschafter und der Dokumentation der mittels Besatz eingebrachten Fische, kann aus den Ergebnissen auf eine natürliche Reproduktion geschlossen werden.

4.6.2.3 Längenstatistik gefangener Fischarten nach Fangmethode

TABELLE 79: VERGLEICH DER LÄNGENSTATISTIK GEFANGENER FISCHARTEN ZWISCHEN VERSCHIEDENEN FANGMETHODEN IM VORDEREN LANGBATHSEE (EXKLUSIVE NICHT VERMESSENE INDIVIDUEN).

Fischart	Fangmethode	Minimum (cm)	Maximum (cm)	Mittelwert (cm)	Stabw. (cm)	n
Cottus gobio	Reuse	8	10	9,1	1,0	4
Esox lucius	Elektrobefischung	24	58	39,6	13,5	6
	Reuse	18,5	118	52,1	27,0	35
Phoxinus phoxinus	Elektrobefischung	-	-	-	-	-
	Reuse	6,9	10	8,1	0,8	27
Salmo trutta lacustris	Reuse	37,5	45	41,8	3,9	3
Salvelinus umbla	Ringwade	19	52	29,1	3,6	1207
Tinca tinca	Elektrobefischung	11	22	15,1	4,4	5
	Reuse	10,5	63,8	27,5	13,7	32

Sowohl beim Hecht als auch bei der Schleie zeigt die Standardabweichung (Stabw.), dass mit Reusen ein breites Spektrum an Längenklassen erfasst wurde. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass den Auswertungen unterschiedlich große Stichprobenumfänge zugrunde liegen. Ein direkter Vergleich der beiden Fangmethoden ist daher nur eingeschränkt möglich und entsprechend vorsichtig zu interpretieren.

Elritzen konnten neben den Reusen mit der Elektrobefischung nachgewiesen werden, wurden wie bereits erwähnt zur Schonung weder entnommen noch quantifiziert. Der so gewonnene Eindruck über den Elritzenbestand im Langbathsee lässt auf einen gesunden und reproduzierende Population schließen. Es kann daher festgehalten werden, dass sich im Langbathsee die E-Befischung vom Boot aus für derartige qualitative Aussagen eignet.

4.6.2.4 Vergleich Fangerfolg einzelner Fischarten im Frühjahr und Herbst

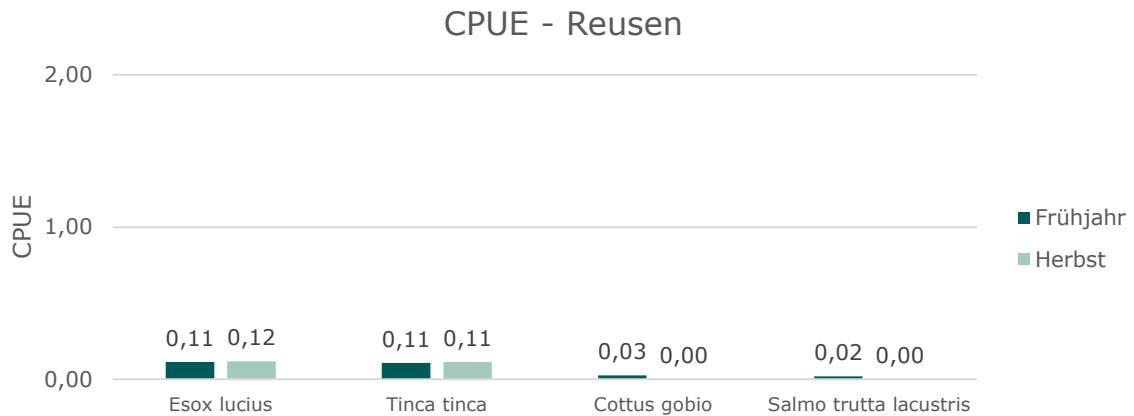


ABBILDUNG 188: VERGLEICH DES FANGERFOLGS DER REUSEN (CPUE = FANG PRO REUSE PRO TAG) UNTERSCHIEDLICHER FISCHARTEN IM FRÜHJAHR UND HERBST IM VORDEREN LANGBATHSEE.

Der Fangerfolg aller mit Reusen gefangenen Arten war im Vorderen Langbathsee im Frühjahr und Herbst etwa gleich hoch (Abbildung 189).

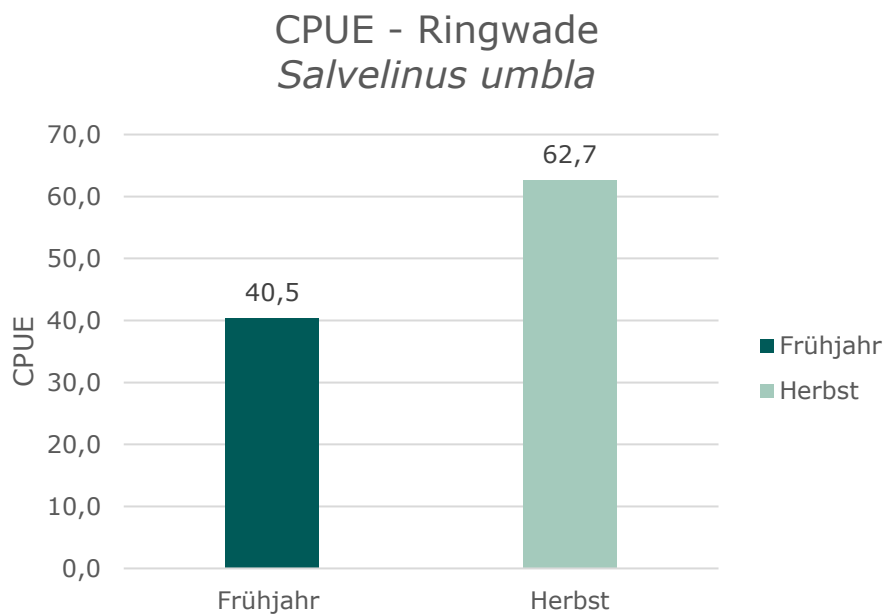


ABBILDUNG 189: VERGLEICH DES FANGERFOLGS VON DER RINGWADE (CPUE = FANG PRO ZUG) UNTERSCHIEDLICHER FISCHARTEN IM FRÜHJAHR UND HERBST IM VORDEREN LANGBATHSEE.

Der CPUE (Fang pro Ringwadenzug) in Abbildung 190 war beim Seesaibling im Herbst um 50 % höher.

4.6.2.5 Auswertung Capture-Mark-Recapture

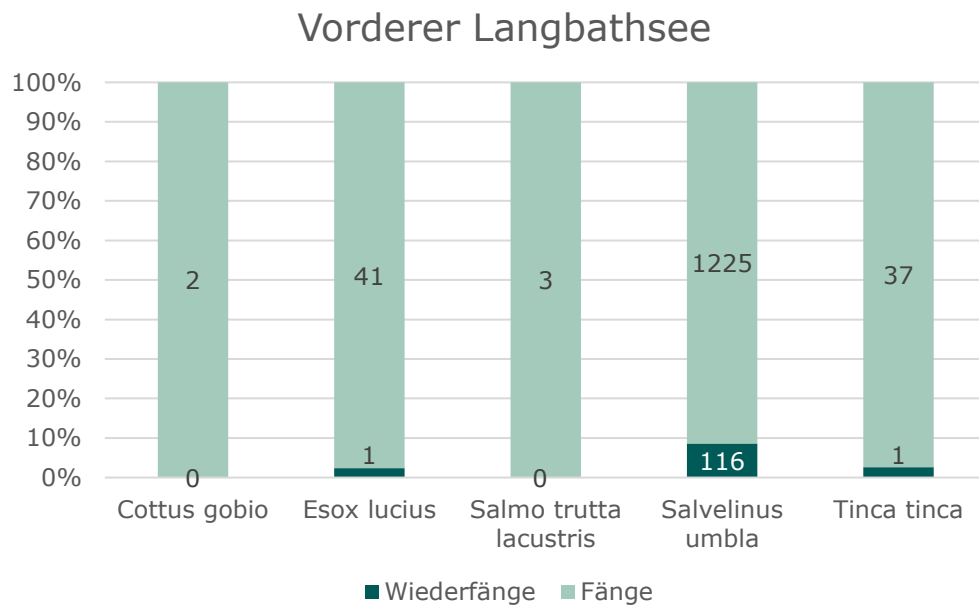


ABBILDUNG 190: FANG-WIEDERFANG-VERHÄLTNIS EINZELNER FISCHARTEN IM VORDEREN LANGBATHSEE (EXKLUSIVE DOPPELTER WIEDERFÄNGE EINZELNER INDIVIDUEN).

Im Vorderen Langbathsee (Abbildung 191) erreichte keine Fischart die Wiederfangrate von 10 %, um die CMR-Methode (Capture-Mark-Recapture) erfolgreich anzuwenden.

4.6.2.6 Diskussion der Capture-Mark-Recapture-Ergebnisse im Vorderen Langbathsee

Im Jahr 2025 wurden im Vorderen Langbathsee unter Verwendung der Fangmethoden Reusen-, Elektro- und Ringwadenbefischung insgesamt 1.482 Individuen aus sechs Fischarten gefangen.

Die höchste Artenzahl wurde mit Reusen dokumentiert, wohingegen mit der Ringwade der Seesaibling als einzige und ausschließlich pelagische Art nachgewiesen wurde.

Die Reusenbefischung erwies sich speziell beim Hecht und bei der Schleie als eine erfolgreiche Erhebungsmethode. Beim Hecht wurden die Reusen noch während der Laichzeit ausgelegt. Dies ermöglichte den Fang adulter laichreifer Individuen. In Kombination mit der Herbstbefischung konnte man einen guten Einblick in die Populationsstruktur des Hechts gewinnen. Die mittlere Körperlänge gefangener Hecht betrug im Frühjahr 65,4 cm und im Herbst 38,7 cm, was die Annahme eines saisonalbedingten Habitatwechsels laichreifer Weibchen bestätigt (Miller 1948, Diana et al. 1977).

Die Ringwadenbefischung erwies sich als geeignete Fangmethode zur Untersuchung für den Seesaibling. Unter Verwendung dieser Methode konnten 1.341 Individuen gefangen werden. Dies ermöglichte einen guten Einblick in den Populationsaufbau dieser Art. Zudem konnten einzelne Individuen von Seesaiblingen unter 20 cm nachgewiesen werden. Die Bestimmung der Laichreife war ohne Entnahme dieser Individuen nicht möglich.

Die Fischartengemeinschaft im Vorderen Langbathsee (Seesaibling, Koppe, Elritze, Seeforelle, Seesaibling, Schleie, Hecht) entspricht weitgehend der typischen Zusammensetzung eines Seesaiblingsees.

Ein gesunder Elritzenbestand konnte über Sichtkartierungen bestätigt werden, obwohl keine Hochrechnung der Abundanz mithilfe Schnabel-Census-Modell durchgeführt wurde. Die Koppe wurde ebenfalls nachgewiesen, jedoch ist diese Art mit allen drei Fangmethoden schwer erfassbar, weshalb der tatsächliche Bestand nur eingeschränkt beurteilbar ist.

Einzelne Individuen der Seeforellen wurden mit Reusen gefangen. Die geringe Fangzahl deutet auf einen kleinen, eventuell besatzbasierten Bestand hin.

Für Hecht und Schleie zeigen die Ausfangzahlen sowie die Längenfrequenzdiagramme eine stabile und reproduzierende Populationen (ABBILDUNG 188).

Auch der Bestand des Seesaiblings ist als gesund zu beurteilen: Es wurden über tausend Individuen nachgewiesen, darunter auch unter 20 cm, welche auch als Jungfische interpretiert werden können. Der See wird jährlich mit 500–600 kg Seesaiblingen (> 30 cm) besetzt. Zwischen der Frühjahrs- und Herbstbefischung erfolgte ein weiterer Besatz, wobei die Fische vor dem Einbringen in den See individuell markiert wurden.

Anhand der Markierungen sowie Körperform konnten gefangene Individuen den Besatzfischen zugeordnet werden. Im Herbst wurden jedoch lediglich zwei Individuen aus dem Besatz (300 kg) wiedergefangen. Der Großteil der gefangenen Fische konnte aufgrund ihrer Körperform und in

Übereinstimmung mit dem Bewirtschafter einem natürlichen Aufkommen zugeordnet werden. Dies lässt auf eine geringe Überlebensrate der Besatzfische schließen.

Eine Hochrechnung der Populationsgröße mittels Fang-Wiederfang-Methode konnte aufgrund der zu niedrigen Wiederfangrate nicht durchgeführt werden. Beim Seesaibling wurde die erforderliche Mindestwiederfangrate von 10 % nur knapp verfehlt. Um diese Schwelle zu erreichen, wären möglicherweise zusätzliche Befischungsdurchgänge erforderlich gewesen. Dabei ist jedoch der erhöhte zeitliche und organisatorische Aufwand gegenüber dem potentiellen Erkenntnisgewinn abzuwägen.

4.6.3 Erhebung der Edelkrebsbestände

Tabelle 80 zeigt eine Übersicht der angewandten Kartierungsmethoden inklusive den Absolut-Zahlen hinsichtlich Abundanz.

TABELLE 80: ÜBERSICHT DER ANGEWANDTEN ERHEBUNGSMETHODEN INKL. INDIVIDUENZAHLEN.

Edelkrebs (n)			
Gewässer	Datum	Erhebungsmethode	Individuen
			Gesamt
V. Langbathsee	29.-30.8.2025	Reusen	18
V. Langbathsee	5.8.2025	Uferkartierung Tag	88
V. Langbathsee	29.8.2025	Uferkartierung Nacht	45

Im Vorderen Langbathsee wurde ein Reusenmonitoring, eine Uferkartierung bei Nacht sowie eine Uferkartierung bei Tag durchgeführt. Alle fünf Probestrecken wurden in den augenscheinlichen besten Habitaten entlang des Nordufers festgelegt. Insgesamt zwölf Reusen wurden gleichverteilt an geeignete Stellen gelegt (Appendix, S. 418).

Beim Reusenmonitoring konnten insgesamt 18 Edelkrebs nachgewiesen werden. Dies entspricht einer Fangquote von 1,5 Krebse / Reuse. Erwartungsgemäß ergab das Ergebnis einen signifikanten Überhang adulter (83,3 %) zu subadulter (16,7 %) Individuen. Juvenile Tiere konnten nicht nachgewiesen werden. Überraschend war der Weibchen-Überhang bei der Geschlechterverteilung (44,4 % M, 55,6 % W). Dies könnte auf den Effekt des weiblichen Aktivitätspeak im Sommer nach der Schlüpfperiode der Jungen zurückzuführen sein (Maguire et al., 2002).

Die Uferkartierung bei Nacht erbrachte in Abschnitt 1 (nord-östliches Ufer) 0 Juvenile / 0 Subadulte / 2 Adulte, in Abschnitt 2 0 J / 6 SA / 4 A, in Abschnitt 3 4 J / 5 SA / 5 A, in Abschnitt 4 5 J / 4 SA / 7 A und in Abschnitt 4 (nord-westliches Ufer) 2 J / 1 SA / 0 A Edelkrebs als Nachweis.

Die Uferkartierung bei Tag erbrachte in Abschnitt 1 (nord-östliches Ufer) 0 Juvenile / 0 Subadulte / 0 Adulte, in Abschnitt 2 12 J / 6 SA / 0 A, in Abschnitt 3 8 J / 12 SA / 6 A, in Abschnitt 4 9 J / 6 SA / 5 A und in Abschnitt 5 (nord-westliches Ufer) 11 J / 7 SA / 6 A Edelkrebs als Nachweis.

4.6.3.1 Erhaltungszustand

Die Datenaggregation und Auswertung der Flusskrebsbestände zur Ermittlung des Erhaltungszustands (Tabelle 81) erfolgte in Anlehnung an die Methode nach Auer et al. (2022) zur Bewertung von Flusskrebsbeständen in stehenden Gewässern.

Der Vorderer Langbathsee erreicht insgesamt einen sehr guten Erhaltungszustand von „A2“. Die Abundanzen befinden sich bei mindestens einer Kartierungsmethode in Abschnitt 2-5 im Bereich 10-50 Individuen pro 100 m. Der Indikator Bestandsdichte kann damit mit B bewertet werden. Aufgrund des Nachweises aller Altersklassen in den meisten Abschnitten kann die Bestandsstruktur mit „A“ bewertet werden. Die Bestandsentwicklung kann auf Basis vorhergehender Untersuchungen mit „A“ bewertet werden. Ebenso wurde die Lebensraumqualität mit A beurteilt. Der Gefährdungsstatus muss aufgrund des deutlich erhöhten Tourismusaufkommens am Vorderen Langbathsee mit 2 eingestuft werden. Zusammenfassend kann die Edelkrebspopulation im Vorderer Langbathsee als sehr gute, vitale und selbstreproduzierende Population mit hohem natur- und artenschutzfachlichem Wert bezeichnet werden.

TABELLE 81: BEWERTUNG DES ERHALTUNGSZUSTANDS DER FLUSSKREBSBESTÄNDE NACH AUER ET AL. 2022

Kriterium	Vorderer Langbathsee
Bestandsdichte	B
Bestandsstruktur	A
Bestandsentwicklung	A
Lebensraumqualität	A
Erhaltungszustand	A
Gefährdungsstatus	2

4.6.4 eDNA-Analysen

4.6.4.1 Diagnostischer Nachweis der Krebspest

In keiner der Proben wurde eDNA von *A. astaci* detektiert. Dies deutet darauf, dass zum Zeitpunkt der Beprobung keine Sporen der Krebspest in den beprobten Bereichen vorhanden waren.

4.6.4.2 Metabarcoding Fische und Krebstiere

Die Tabelle 82 liefert eine Übersicht über die analysierten Proben, die Tabelle 83 enthält die Detailergebnisse zu den Proben aus dem Vorderen Langbathsee, in denen im Metabarcoding verwertbare DNA-Sequenzen aus den Zielgruppen amplifiziert wurden. Dargestellt werden die %ID Übereinstimmungen der generierten DNA-Sequenzen mit jenen in der Referenzdatenbank Genbank. Da in einer Probe eine Art i.d.R. durch mehrere Sequenzgruppen mit z.T. unterschiedlicher Übereinstimmung repräsentiert wird, ist dieser Wert als gewichtetes Mittel dargestellt. Für die Beurteilung sicherer Artnachweise wird die beste Übereinstimmung herangezogen.

Als sicherer Nachweis für die DNA einer Art gelten Detektionen von DNA-Sequenzen, welche zu 99% mit jenen dieser Art in den Datenbanken übereinstimmen und darüber hinaus mindestens 1% der generierten DNA-Sequenzen in der jeweiligen Probe ausmachen. DNA-Sequenzen mit einer Übereinstimmung unter 99% und/oder einer geringen Anzahl (<1% pro Probenstelle und Zielgruppe) gelten als „wahrscheinliche“ Nachweise.

DNA-Moleküle repräsentiert die Anzahl der detektierten DNA-Sequenzen in der Probe und die Angabe %Moleküle beschreibt den jeweiligen Prozentsatz pro Probe.

TABELLE 82: ÜBERSICHT DER ANALYSIERTEN PROBEN IM VORDEREN LANGBATHSEE.

QR-Code	Datum	Uhrzeit	Probennahme	Volumen
ID0002921	26.05.2025	16:00	Vorderer Langbathsee, Ausrinn	5 L
ID0002922	26.05.2025	14:30	Vorderer Langbathsee, Südufer	5 - 6 L
ID0002923	26.05.2025	13:30	Vorderer Langbathsee, Nordufer	5 L
ID0002924	26.05.2025	11:00	Vorderer Langbathsee, Freiwasser	5 L

TABELLE 83: DETAILERGEBNISSE ZU DEN PROBEN AUS DEM VORDEREN LANGBATHSEE.

QR-Code	Familie	Spezies	Artname Deutsch	%_ID	DNA-Moleküle	%Moleküle
ID0002921	Astacidae	Astacus astacus	Edelkrebs	100	399	100
ID0002921	Leuciscidae	Phoxinus sp.	Elritze	99,42	29061	51,36
ID0002921	Leuciscidae	Phoxinus phoxinus	Elritze	99,44	13876	24,53
ID0002921	Esocidae	Esox lucius	Europäischer Hecht	99,29	5431	9,6
ID0002921	Cottidae	Cottus sp.	Koppe	99,29	3759	6,64
ID0002921	Salmonidae	Salmo trutta	Forelle	99,29	1767	3,12
ID0002921	Cyprinidae	Cyprinus carpio	Karpfen	99,09	1215	2,15
ID0002921	Salmonidae	Salvelinus sp.	Saibling	99,17	1209	2,14
ID0002921	Tincidae	Tinca tinca	Schleie	99,49	196	0,35
ID0002921	Cottidae	Cottidae	Koppen	99,41	19	0,03
ID0002921	Esocidae	Esox flaviae	Hecht	100	18	0,03
ID0002921	Cyprinidae	Cyprinidae	Karpfenfische	94,86	17	0,03
ID0002921	Salmonidae	Salmo sp.	Forelle	91,86	11	0,02
ID0002922	Leuciscidae	Phoxinus sp.	Elritze	99,41	39144	43,29
ID0002922	Leuciscidae	Phoxinus phoxinus	Elritze	99,43	20248	22,39
ID0002922	Esocidae	Esox lucius	Europäischer Hecht	99,18	19315	21,36
ID0002922	Salmonidae	Salvelinus	Saibling	99,15	4503	4,98
ID0002922	Cottidae	Cottus sp.	Koppe	99,34	3182	3,52
ID0002922	Salmonidae	Salmo trutta	Forelle	99,11	1785	1,97
ID0002922	Tincidae	Tinca tinca	Schleie	98,67	1476	1,63
ID0002922	Leuciscidae	Scardinius erythrophthalmus	Rotfeder	98,48	258	0,29
ID0002922	Salmonidae	Coregonus	Maräne, Reinanke	98,87	216	0,24
ID0002922	Salmonidae	Salmo	Forelle	98,88	199	0,22
ID0002922	Esocidae	Esox flaviae	Hecht	98,97	66	0,07
ID0002922	Cottidae	Cottidae	Koppen	99,62	14	0,02
ID0002922	Leuciscidae	Leuciscidae	Weißfische	95,9	12	0,01
ID0002923	Leuciscidae	Phoxinus sp.	Elritze	99,28	34058	43,79
ID0002923	Leuciscidae	Phoxinus phoxinus	Elritze	99,42	17150	22,05
ID0002923	Tincidae	Tinca tinca	Schleie	98,94	12185	15,67
ID0002923	Esocidae	Esox lucius	Europäischer Hecht	99,21	5800	7,46
ID0002923	Salmonidae	Salvelinus sp.	Saibling	99,17	4519	5,81
ID0002923	Cottidae	Cottus sp.	Koppe	99,34	2309	2,97
ID0002923	Salmonidae	Salmo trutta	Forelle	99,3	1367	1,76
ID0002923	Salmonidae	Salmo	Forelle	98,68	139	0,18
ID0002923	Anguillidae	Anguilla anguilla	Europäischer Aal	100	123	0,16
ID0002923	Salmonidae	Coregonus sp.	Maräne, Reinanke	99,7	59	0,08
ID0002923	Leuciscidae	Rhynchocypris percunurus	Sumpfelritze	94,32	33	0,04
ID0002923	Esocidae	Esox flaviae	Hecht	99,13	21	0,03
ID0002923	Leuciscidae	Leuciscidae	Weißfische	96	11	0,01
ID0002924	Salmonidae	Salvelinus sp.	Saibling	99,3	28096	35,02
ID0002924	Leuciscidae	Phoxinus sp.	Elritze	99,39	16367	20,4
ID0002924	Leuciscidae	Phoxinus phoxinus	Elritze	99,43	15849	19,76

ID0002924	Esocidae	Esox flaviae	Hecht	99,97	10206	12,72
ID0002924	Esocidae	Esox lucius	Europäischer Hecht	99,1	3951	4,93
ID0002924	Percidae	Perca fluviatilis	Flussbarsch	99,38	2364	2,95
ID0002924	Anguillidae	Anguilla anguilla	Europäischer Aal	99,42	2177	2,71
ID0002924	Leuciscidae	Scardinius erythrophthalmus	Rotfeder	98,94	1107	1,38
ID0002924	Salmonidae	Salvelinus namaycush	Saiblinge	99,41	66	0,08
ID0002924	Salmonidae	Salvelinus namaycush	Amerikanischer Saibling	100	21	0,03
ID0002924	Leuciscidae	Leuciscidae	Weißfische	92,09	13	0,02

Von den vier Proben aus dem Vorderer Langbathsee wurde in allen eDNA von Fischen detektiert und in jener beim Seeausrinn (ID0002921) fand sich ein Nachweis für den Europäischen Edelkrebs (*Astacus astacus*). Am meisten Taxa fanden sich in Probe ID0002923 am Nordufer des Sees und in ID0002922 am Südufer (je 13 Taxa). In drei Proben konnte die eDNA sieben Spezies zugeordnet werden, in jener vom Südufer von nur sechs. Gesamt für den See betrachtet wurden elf Fischarten identifiziert, wobei Elritze, Hecht und Saibling in allen vier Proben detektiert worden sind (Tabelle 84).

TABELLE 84: ÜBERBLICK ÜBER DIE FISCHARTEN IM VORDEREN LANGBATHSEE. DIE PROBENZAHLEN GIBT AN, IN WIEVIELEN FILTERPROBEN EDNA DER JEWEILIGEN SPEZIES NACHGEWIESEN WORDEN SIND.

	Fischart	Probenzahl
Vorderer Langbathsee	<i>Phoxinus phoxinus</i>	4
	<i>Esox lucius</i>	4
	<i>Salvelinus</i> sp.	4
	<i>Tinca tinca</i>	3
	<i>Cottus</i> sp.	3
	<i>Salmo trutta</i>	3
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	2
	<i>Coregonus</i> sp.	2
	<i>Anguilla anguilla</i>	2
	<i>Cyprinus carpio</i>	1
	<i>Perca fluviatilis</i>	1

Bei der Interpretation des Nachweises von eDNA von *Phoxinus* sp. ist zu berücksichtigen, dass es sich um Detektionen der Elritze aus dem Artenkomplex *P. phoxinus* handelt, von denen 13 als gültige Arten gelten (Vgl. Elritzenprojekt des NHM Wien <https://elritzen.at/projekt>). Genetische Untersuchungen haben gezeigt, dass außer *P. phoxinus* noch mindestens drei weitere Arten in österreichischen Gewässern leben, nämlich *P. csikii*, *P. lumaireul* und *P. marsilii*. Erste Ergebnisse einer Untersuchung vom Team rund um ABOL (Austrian Barcode of Life) legen nahe, dass *P. csikii*, *P. marsilii* und zwei Unterlinien von *P. lumaireul* natürlich vorkommen, während *P. phoxinus* und eine weitere Unterlinie von *P. lumaireul* eingeschleppt worden sind.

(<https://www.abol.ac.at/project/phoxinus>). Jene Nachweise, welche der Gruppe der *Leuciscidae* zugewiesen worden sind, sind wohl auch auf schlechter erhaltene eDNA der Elritze zurückzuführen, welche ebenfalls zur Familie der Leuciscidae gehört und die aufgrund ihres Qualitätsmangels (bedingt durch natürliche Abbauprozesse der freien DNA in der Wassersäule) nur mehr bis zur Familienebene zuordenbar waren.

Bei den Nachweisen, welche der Gattung *Cottus* zugeordnet werden konnten, dürfte es sich aller Wahrscheinlichkeit nach um DNA-Sequenzen handeln, welche von der heimischen Koppe (*Cottus gobio*) stammen, für welche bislang jedoch noch keine Einträge für den 12S-Genabschnitt in der Referenzdatenbank vertreten sind.

In allen vier Proben finden sich zahlreiche DNA-Sequenzen, welche eindeutig als Europäischer Hecht (*Esox lucius*) identifiziert wurden. Daneben gibt es eine Art „Nachrauschen“ von Sequenzen, die aufgrund ihrer minderen Qualität einer weiteren Hechtart (*E. flaviae*) zugeordnet worden sind, welche die Hechtpopulationen des nördlichen und mittleren Italiens umfasst und die damit von den nordeuropäischen Hechten abgetrennt worden ist. Es ist jedoch davon auszugehen, dass in dem Gewässer ausschließlich der heimische *E. lucius* zu finden ist. Neben den gut erhaltenen und damit auch gut lesbaren DNA-Sequenzen finden sich immer auch Bruchstücke oder durch natürliche Abbauprozesse beschädigte Moleküle, welche eine eindeutige Zuordnung auf eine Art nicht mehr erlauben. Ein ähnliches Phänomen ist beim Saibling zu beobachten: neben den DNA-Sequenzen, welche der Gattung zuzuordnen waren, fanden sich auch welche, die als dem Amerikanischen Saibling zugehörig identifiziert worden sind. Viel wahrscheinlich ist jedoch, dass es sich bei diesen Nachweisen so wie bei jenen für die eDNA aus der Gattung *Salvelinus* um eine heimische Sabilingsart handelt. Leider kann man die beiden Arten *S. umbla* und *S. fontinalis* molekular auf dem gewählten Genabschnitt 12S nicht voneinander unterscheiden.

4.6.4.3 Interpretation der Ergebnisse

Grundsätzlich ist die Zuordnung auf Artebene mittels Metabarcoding immer auch hinsichtlich der Plausibilität kritisch zu hinterfragen. Für einzelne heimische Arten kann es vorkommen, dass zum Zeitpunkt des Abgleichs (noch) keine DNA-Sequenzen für den untersuchten Genabschnitt in den öffentlich zugänglichen Datenbanken verfügbar sind (wie beispielsweise für die Koppe der Fall). Beim Einsatz des Algorithmus, welcher die Übereinstimmung der DNA-Sequenzen in den Proben mit jenen in der Sequenzdatenbank vergleicht, werden in solchen Fällen die nächst verwandten Arten aus derselben Gattung angezeigt (welche mitunter nur außerhalb der untersuchten Region vorkommen können) – allerdings mit einer vergleichsweise geringeren Übereinstimmung (%ID $\leq 98\%$). Dies gilt es, bei der Interpretation der Daten zu beachten. Diese vermeintlichen „Nachweise“ nicht heimischer Arten sind in der Praxis dahingehend zu interpretieren, dass es sich hierbei mit hoher Wahrscheinlichkeit um Nachweise der verwandten heimischen Arten handelt.

Während ein eDNA-Nachweis eindeutig für das Vorkommen einer bestimmten Art spricht, bedeutet ein Nichtnachweis nicht zwingend, dass das Vorkommen dieser Art völlig auszuschließen ist. Es kann vorkommen, dass an einer Probenstelle keine Nachweise detektiert werden, weil z.B. nur sehr wenige Individuen im Gewässer sind oder sich diese über einen längeren Zeitraum nur in tieferen Lagen aufgehalten haben. Ebenso können solche Falsch-Negative darin begründet sein, dass die Dominanz einzelner Arten dazu führt, dass vergleichsweise niederstete Arten „übersehen“ werden, weil die wenigen DNA-Moleküle einzelner Individuen keinen Platz in der Analyse erhalten. Zur Erklärung: beim Metabarcoding gibt es eine definierte Anzahl an Analyseplätzen pro Durchlauf für die Sequenzierung. Die DNA-Moleküle, welche einen Platz auf der Platte erhalten, werden vervielfältigt und auch gelesen (sequenziert). Wenn hier eine ausgeprägte Dominanz der eDNA von einzelnen Arten vorherrscht und von anderen vergleichsweise nur geringe DNA-Spuren vorhanden sind, dann kann es dazu kommen, dass der überwiegende Teil der Plätze an die dominanten Arten geht und die wenigen DNA-Moleküle von Spezies, welche sich eher außerhalb der beprobten Bereiche aufhalten, nicht erfasst und damit auch nicht detektiert werden.

Zu bedenken ist auch, dass eine solche Fischbestandsanalyse anhand von eDNA immer nur eine Momentaufnahme ist und wir hiermit einen rein qualitativen Nachweis erhalten (nachgewiesen/nicht nachgewiesen). Auch wenn die Anzahl an Sequenzen innerhalb einer Probe einen möglichen Aufschluss über die Menge an eDNA liefern kann, so ist zu berücksichtigen, dass diese Menge nur unter sehr bestimmten Voraussetzungen auch mit der Individuenzahl korrelieren kann (Thalinger *et al.* 2019). Die Menge an eDNA im Freiwasser wird neben der Zahl an Individuen von zahlreichen Faktoren beeinflusst, sowohl bei der Abgabe – wie z.B. durch die Biologie, die Größe, das Alter aber auch die Aktivität und die Fitness der Tiere – als auch durch physikalische Parameter wie die Entfernung zur „DNA-Quelle“, die Fließgeschwindigkeit, Turbulenzen oder Trübstoffführung sowie natürliche Abbauprozesse im Gewässer.

Für fundierte Ergebnisse empfehlen sich wiederholte Probennahmen übers Jahr verteilt und ggf. eine gezielte Nachsuche mittels diagnostischer Nachweise nach bestimmten Arten, von denen man weiß, dass sie sich eher in tiefen Schichten aufhalten bzw. nur wenige Individuen vertreten sind. Eine diagnostische PCR ist deutlich sensitiver als ein Metabarcoding, da damit gezielt nach der eDNA einer bestimmten Art gesucht werden kann.

4.7 Afritzer See

Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der
Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen (MFKK)

EMFAF 2021-2027



Hecht, adult, © ÖBf Archiv/Ratschan 2016

Edelkrebs © Pia Teufel, 2024

Mit Unterstützung von Bund, Ländern und Europäischer Union

Bundesministerium
Land- und Forstwirtschaft,
Klima- und Umweltschutz,
Regionen und Wasserwirtschaft



 **Bundesamt
für Wasserwirtschaft**
Institut für Gewässerökologie
und Fischereiwirtschaft



**ÖSTERREICHISCHE
BUNDESFORSTE**

Endbericht – EMFAF-Projekt: Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen

Autoren: Luisa Wallner MSc¹, DI Andreas Haas¹, Philipp Schubert-Zsilavecz BSc¹,
DI Stefan Auer², Samuel Auer MSc², Mag. Dr. Martin Luger³,
Mag. Dr. Barbara Pamminer-Lahnsteiner³,
Mag. Barbara Kammerlander PhD³, Dr. Corinna Wallinger⁴

Institut: ¹ Österreichische Bundesforste AG, ² Blattfisch e.U.,
³ Bundesamt für Wasserwirtschaft, ⁴ Sinsoma GmbH

Berichtszeitraum: 01.04.2023 bis 31.03.2026

Datum: 31.03.2026

Kontakt: Luisa Wallner MSc
Österreichische Bundesforste AG
Pummergasse 10-12
3002 Purkersdorf
Austria

T: +43 664 819 73 82

Luisa.wallner@bundesforste.at
www.bundesforste.at

4.7.1 Standardmethodik Fischbestandserhebung

4.7.1.1 Einleitung

Im Rahmen des Projekts „Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen“ (MFKK) wurde vom Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie und Fischereiwirtschaft (BAW-IGF Scharfling, Mondsee), am Afritzer See im Zeitraum vom 15. bis 17.09.2025 eine standardisierte Erhebung des Fischbestandes durchgeführt.

Die Untersuchung erfolgte gemäß den Vorgaben des Leitfadens des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft (BMLRT, B1 Leitfaden Seen, Qualitätselement Fische): https://www.bmluk.gv.at/dam/jcr:2c4f5182-b311-49ce-aa43-b0be61a98266/B1_SE_FIS.pdf.

Zur Datenerhebung kamen Kiemennetze sowie eine Uferelektrobefischung zum Einsatz.

Kiemennetzbefischung

Die Felderhebung, Probenahme, Probenaufarbeitung und Ergebnisermittlung folgten dem in der Einführung genannten Leitfaden. Dazu wurden für die Durchführung der standardisierten Fischbestandserhebung (ÖNORM EN 14757) pelagische (= Freiwasser, Schwebnetze) und benthische (= Grundnetze) Multimaschenkiemennetze Typ Nordic verwendet (Tabelle 85). Die von der genannten Norm vorgegebenen Kiemennetze wurden nach einem vorbereiteten Plan im See exponiert (Abbildung 192). Die Grundnetze wurden entlang des Ufers in den definierten Tiefenstufen ausgebracht, die Freiwassernetze zur Befischung der Wassersäule, über der tiefsten Stelle des Sees. Um die Fangdauer von mindestens 12 Stunden laut Norm einhalten zu können, wurden die Netze am Abend (zwischen 16:00 – 20:00 Uhr) gesetzt und am Morgen (zwischen 06:00 – 08:00 Uhr) gehoben.

TABELLE 85: MAßE UND MASCHENWEITEN DER VERWENDETEN KIEMENNETZE.

Netzart	Länge	Höhe	Maschenweiten (mm)
Pelagisch = Freiwasser Multi-Maschen	27,5 m	6 m	6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43; 55
Benthisch = Grund Multi-Maschen	30 m	1,5 m	5; 6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43; 55

Sofort nach dem Heben der Netze wurden diese mitsamt den gefangenen Fischen in eine mit Wasser gefüllte Wanne gegeben und die Fische mit einem elektrischen Fischtöter getötet. Danach wurden sie bis zur Aufarbeitung an Land in einer Wanne gelagert und zur Kühlung mit Eis bedeckt. Jedes Netz wurde in der Folge für sich bearbeitet, alle Fische wurden Netzblatt für Netzblatt entnommen, nach Maschenweiten sortiert und in beschrifteten Schüsseln (Maschenweite, Stelle, Netznummer, Netztiefe, Datum, Uhrzeit) zur weiteren Bearbeitung bereitgestellt.

Alle gefangenen Fische wurden auf Artniveau bestimmt und mit einer Nummer versehen. Mit dieser Nummer konnte später jeder Fisch einem Netz, einer Fangtiefe und einer Maschenweite zugeordnet werden. Anschließend wurden die Fische einem Mess-, Zähl- und Präparationsprogramm unterzogen. Bei allen Fischen wurden Art, Totallänge und Vollgewicht erhoben. Mittels Sektion wurden Geschlecht und Reifegrad, adaptiert nach Nikolsky (1963), bestimmt (Tabelle 86). Die gewonnenen Daten wurden vor Ort per PC in einer Datenbank abgespeichert.

Die Entnahme der Schuppenproben für die Altersbestimmung erfolgte bei den Renken einheitlich zwischen der Rückenflosse und der Seitenlinie (Abbildung 193). Die Schuppen wurden in Papiersäckchen, die mit Seennamen, Untersuchungsjahr, Fischart und laufender Nummer beschriftet wurden, aufbewahrt. Die Präparate für die Altersanalyse wurden im Labor hergestellt. Jeweils sechs Schuppen wurden in Spülmittellösung gereinigt und in einen Glasdiarahmen platziert. Mit einem Diaprojektor wurden die Schuppen an die Wand projiziert und an den Bildern konnten die

dunkleren Winterringe an den Schuppen abgezählt werden (Abbildung 193). Das Lesen der Schuppen wurde mehrfach und unabhängig von zwei Personen durchgeführt. Die Kenntnis der Größe der Fische lag bei der Altersbestimmung nicht vor.

Bei barschartigen Fischen, im vorliegenden Fall dem Flussbarsch, wurde zur Altersbestimmung der Kiemendeckel verwendet. Er weist, so wie die Schuppen, jährliche Zuwachsringe auf. Sofort nach der Datenaufnahme wurden die Kiemendeckel abpräpariert und in Papiersäckchen beschriftet mit dem Seennamen, Untersuchungsjahr, Fischart und laufender Nummer aufbewahrt. Zu einem späteren Zeitpunkt wurden die Kiemendeckel gereinigt und durch zumindest zwei Personen die Abzählung der Jahresringe durchgeführt. (Abbildung 193).

TABELLE 86: REIFEGRADSKALA ADAPTIERT NACH NIKOLSKY (1963)

Reifegrad	Definition der Geschlechtsreife	Reifegrad
1	Kein Laichansatz	Juvenil / unreif
2	Reifend, aber erst im folgenden Jahr laichend	Juvenil / unreif
3	Reifend und noch im selben Jahr laichend	Adult / reif
4	Reif und Abgabe von Laich (rinnend)	Adult /reif
5	Bereits abgelaicht	Adult /reif



ABBILDUNG 191: AFRITZER SEE; BEFISCHUNGSSTELLEN – BLAUE FÄHNCHEN: POSITION DER KIEMENNETZE ÜBER GRUND; ROTER PUNKT: FREIWASSERNETZSATZ; ROTE LINIEN: ELEKTROBEFISCHUNGSSTELLEN



ABBILDUNG 192: LINKS: ENTNAHME VON SCHUPPEN EINER RENKE FÜR DIE ALTERSBESTIMMUNG. RECHTS: SCHUPPENPRÄPARAT AN DIE WAND PROJIZIERT.



ABBILDUNG 193: KIEMENDECKEL (FLUSSBARSCH) ALTER 4+ JAHRE (FOTO: DANIELA ACHLEITNER).

Elektrobefischung

Die Uferelektrobefischung lieferte Daten zu Fischarten, die mit Kiemennetzen im Untersuchungszeitraum oder generell schwer bzw. gar nicht erfassbar sind (z. B.: Aal, Aalrutte, Hecht, Karpfen und Brachsen). Jedoch auch viele Jungfische halten sich in Schwärmen im Uferbereich auf, diese Lebensstadien konnten ebenfalls mittels Elektrobefischung nachgewiesen werden (Standaggregat: 13 KW).

Im Afritzer See erfolgte die Uferelektrobefischung am 19. September 2025. Entlang des Seeufers wurden vier Stellen mit unterschiedlichen Fischlebensräumen etwa 15 Minuten lang beprobt (Abbildung 192). Alle vier Beprobungsstellen wurden als naturnah eingestuft. Als Ufervegetation dominierte an zwei Stellen Schilf und zwei Stellen wiesen überhängendes Ufergehölz auf.

Ziel dieser Methodik war, den Nachweis möglichst vieler Arten in den diversen Habitaten zu erbringen. Für die Befischung wurde das Boot entlang des Ufers derart gesteuert, dass uferseitig der Bereich bis etwa 1,5 m Wassertiefe für den Polführer und die beiden Kescherführer gut einsehbar und erreichbar war. Die gefangenen Fische wurden in das mit Wasser befüllte Fischfass samt Sauerstoffversorgung gekeschert. Sobald eine Stelle fertig befischt war, wurden die Fische sediert, die Totallänge gemessen, gezählt und nach ihrer Artzugehörigkeit determiniert. Nach der Datenerhebung wurden alle Fische schonend wieder freigelassen. Die gewonnenen Daten wurden per Hand notiert und danach in die Datenbank eingepflegt.

4.7.1.2 Ergebnisse

Kiemennetzbefischung

Im Rahmen der Kiemennetzbefischung konnten vom 15. bis 17. September 2025 im Afritzer See die zehn Fischarten Aitel, Flussbarsch, Güster, Hecht, Renke, Rotaugen, Rotfeder, Sonnenbarsch, Schleie und Wels nachgewiesen werden (Tabelle 87). Insgesamt betrug der Fang mit den Kiemennetzen 648 Fische mit einem Gesamtgewicht von 52,1 kg.

Gewichtsmäßig waren Renke (20,7 kg; 40%) und Rotaugen (19,1 kg; 37%) mit den größten Anteilen im Fang vertreten. Darüber hinaus kam der Flussbarsch mit 8,4 kg (16%) als weitere Fischart nennenswert im Kiemennetzfang vor (Abbildung 195). In Bezug auf die Individuenanzahl wurden Rotaugen ($n = 252$; 39%) und Flussbarsch ($n = 243$; 38%) nahezu gleich häufig gefangen. Die Renke kam mit 131 Individuen (20%) im Fang vor (Abbildung 196). Alle anderen Fischarten fanden sich mit ≤ 10 Individuen in den Kiemennetzen.

Von den insgesamt mit den Kiemennetzen gefangenen Fischen entfielen 53,2% ($n = 345$) auf die Grundnetze und 46,8% ($n = 303$) auf die Freiwassernetze. In den Grundnetzen dominierte der Flussbarsch ($n = 238$; 69%) den Fang (Abbildung 197). Die Freiwassernetze enthielten vor allem Rotaugen ($n = 166$; 55%) und Renken ($n = 130$; 43%) (Abbildung 198).

Für die Vergleichbarkeit der Daten zwischen den acht im Rahmen des EMFAF Projektes untersuchten Seen, wurden bei der Auswertung der Tiefenverteilung der Fische Einheitsfänge CPUE (catch per unit effort) ermittelt. Berechnet wurden dazu die Abundanz (Häufigkeit) und die Biomasse pro 100 m² Netzfläche pro 12 Stunden Expansionszeit. Für den Afritzer See ergab sich ein CPUE von 35,3 Fische/100m²/12h (Freiwasser $n = 6,6$; Grund $n = 28,7$) und eine Biomasse von 2,6 kg/100m²/12h (Freiwasser 0,6 kg; Grund 2,0 kg), Abbildung 199 und Abbildung 201.

In den Grundnetzen wurden die meisten Fische (46,7%) in der Tiefe von 0 m bis 3 m gefangen. In diesem Tiefenbereich war das Rotaugen die häufigste Art (Abbildung 200). In den Freiwassernetzen waren die meisten Fische (59,8%) im Tiefenbereich von 6 – 12 m Tiefe, hier war die häufigste Fischart die Renke (Abbildung 202)

TABELLE 87: FISCHARTENZUSAMMENSETZUNG DES AFRITZER SEES ERMITTELT IM RAHMEN DER
STANDARDISIERTEN FISCHBESTANDSERHEBUNG 2025.

Fischart	ursprünglich	aktuell	Nachweismethode
Aal	nein	ja	Elektrobefischung
Aitel	ja	ja	Kiemennetz
Brachse	ja	ja	mündl. Mitteilung Bewirtschafter
Flussbarsch	ja	ja	Kiemennetz/Elektrobefischung
Güster	nein	ja	Kiemennetz
Hecht	ja	ja	Kiemennetz/Elektrobefischung
Karpfen	nein	ja	mündl. Mitteilung Bewirtschafter
Laube	ja	ja	mündl. Mitteilung Bewirtschafter
Renke	nein	ja	Kiemennetz
Rotaugen	ja	ja	Kiemennetz
Rotfeder	ja	ja	Kiemennetz
Schleie	ja	ja	Kiemennetz/Elektrobefischung
Seesaibling	nein	ja	mündl. Mitteilung Bewirtschafter
Sonnenbarsch	nein	ja	Kiemennetz/Elektrobefischung
Wels	ja	ja	Kiemennetz/Elektrobefischung

TABELLE 88: KIEMENNETZBEFISCHUNG VOM 15.09. - 17.09.2025. FISCHARTENZUSAMMENSETZUNG, ANZAHL UND TOTALGEWICHT.

Fischart	Anzahl	Totalgewicht (kg)
Aitel (<i>Squalius cephalus</i>)	1	0,49
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	243	8,38
Güster (<i>Blicca bjoerana</i>)	1	0,33
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	1	0,34
Renke (<i>Coregonus sp.</i>)	131	20,68
Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)	252	19,09
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	6	1,27
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	2	0,86
Sonnenbarsch (<i>Lepomis gibbosus</i>)	10	0,11
Wels (<i>Silurus glanis</i>)	1	0,53
Summe	648	52,07

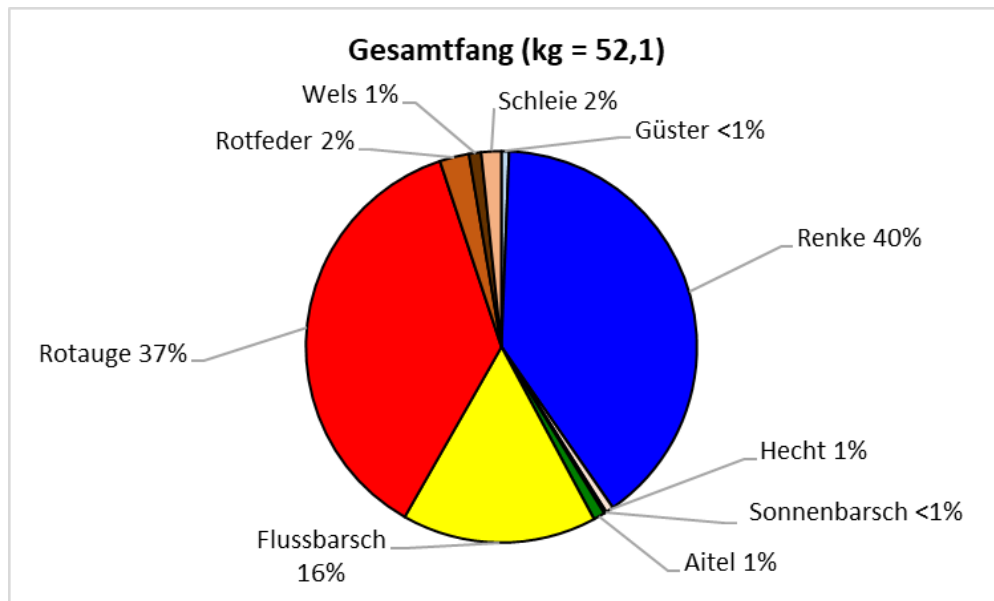


ABBILDUNG 194: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN AUS DEN KIEMENNETZEN NACH GEWICHT.

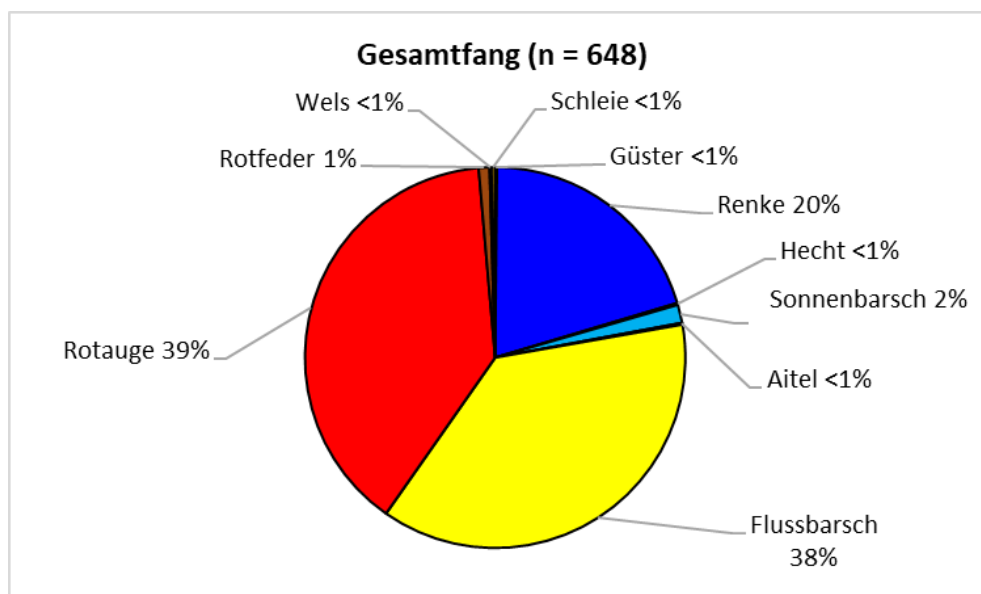


ABBILDUNG 195: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN AUS DEN KIEMENNETZEN NACH ANZAHL.

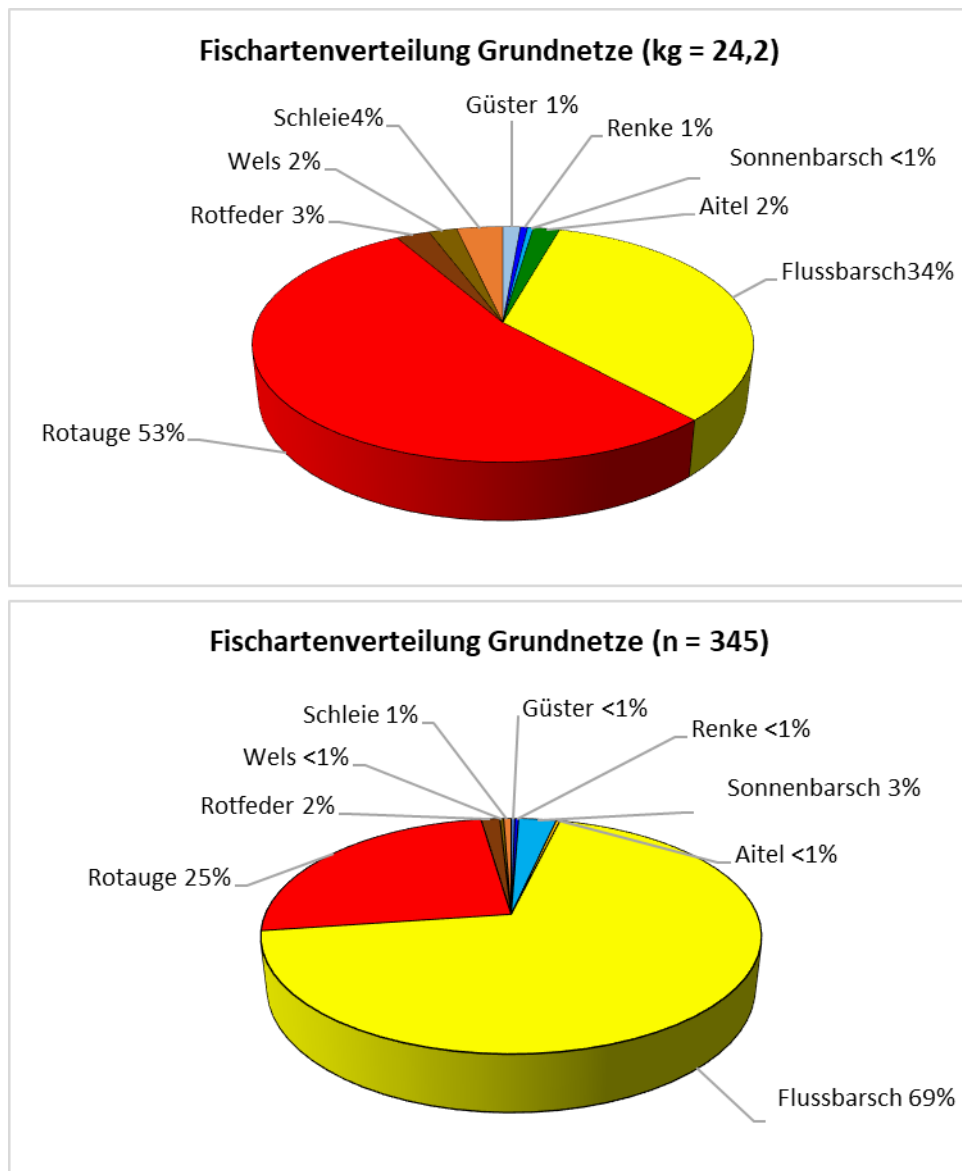


ABBILDUNG 196: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN NACH GEWICHT UND ANZAHL IN DEN GRUNDNETZEN.

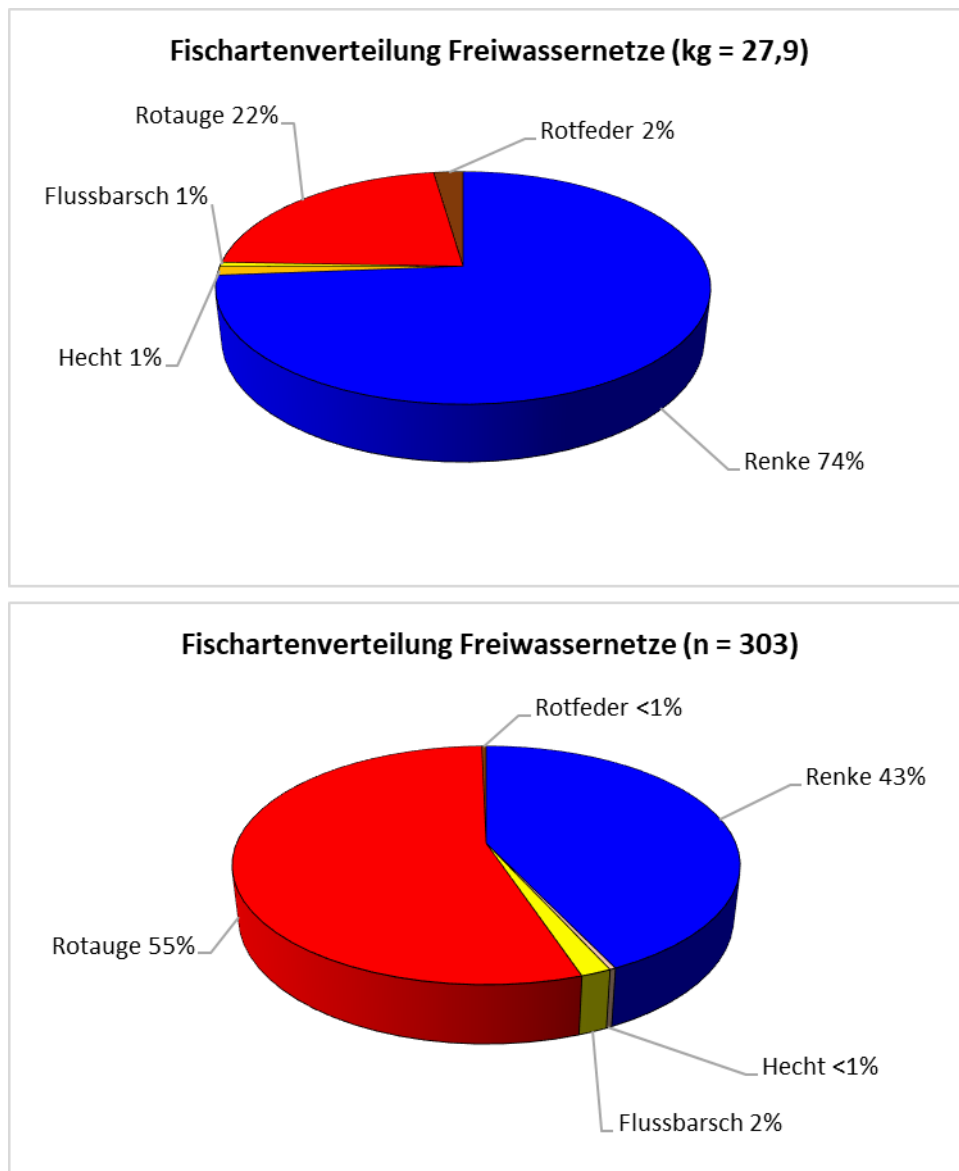


ABBILDUNG 197: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN NACH GEWICHT UND ANZAHL IN DEN FREIWASSERNETZEN.

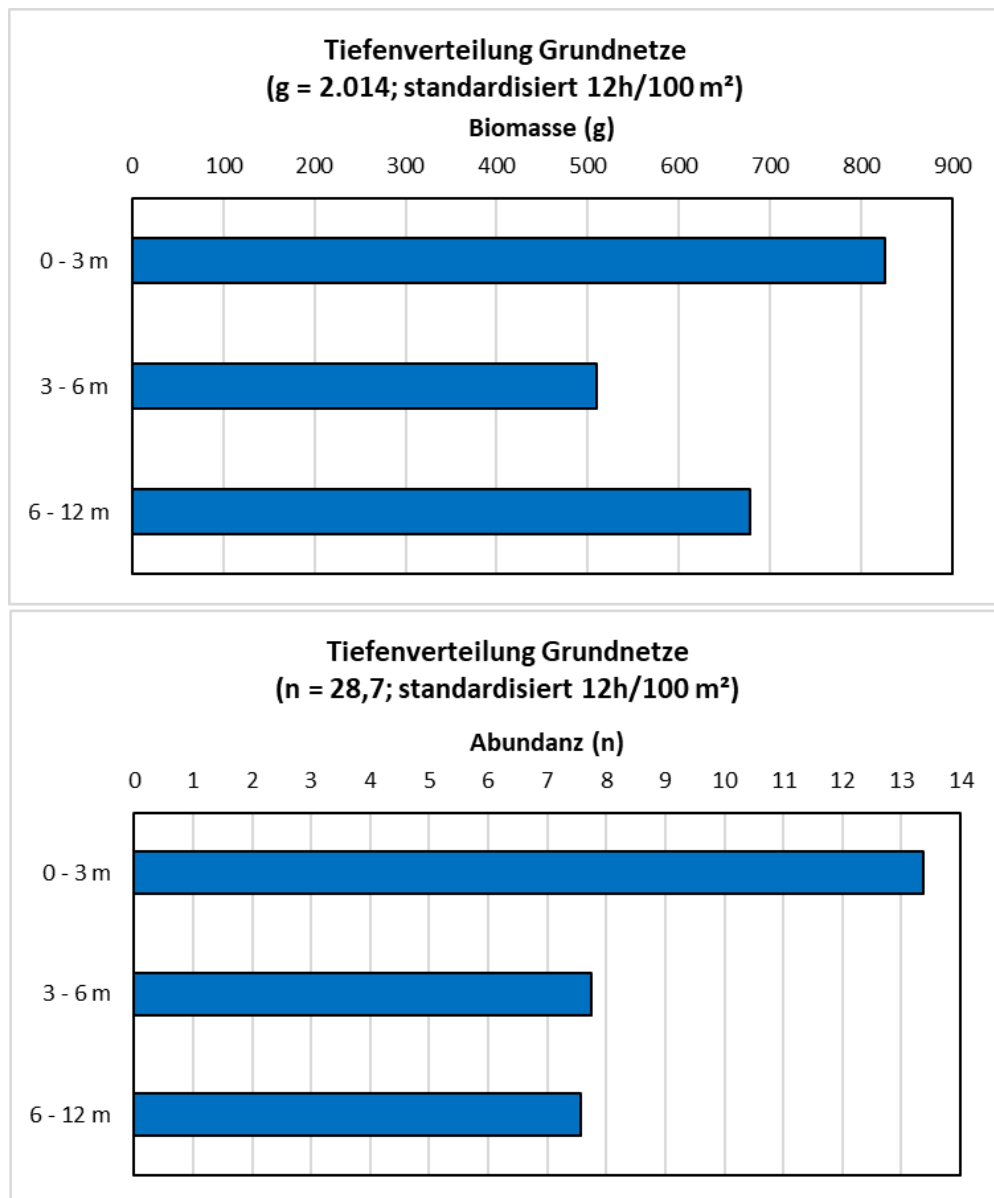


ABBILDUNG 198: TIEFENVERTEILUNG VON BIOMASSE UND ABUNDANZ IN DEN GRUNDNETZEN.

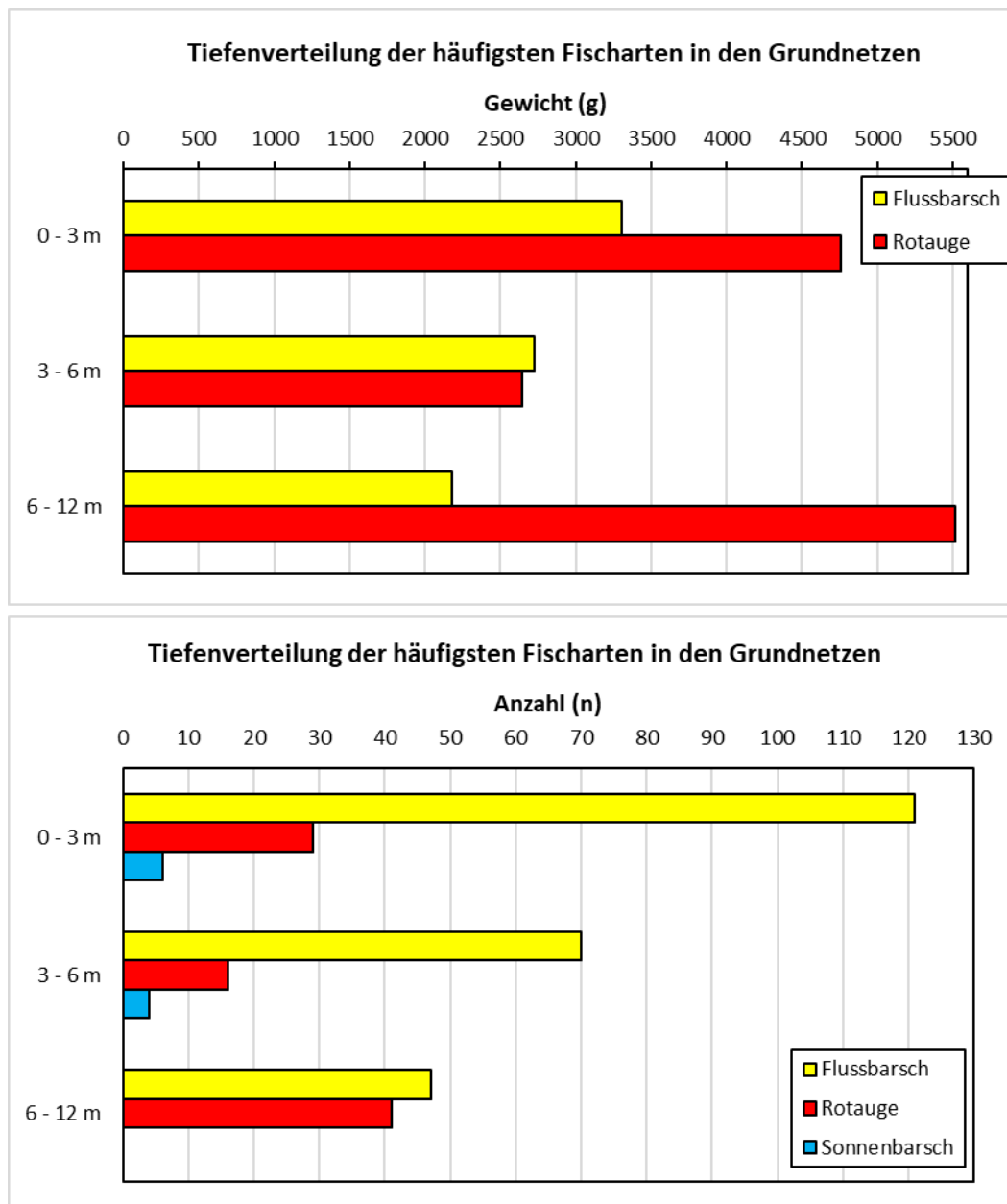


ABBILDUNG 199: TIEFENVERTEILUNG DER HÄUFIGSTEN FISCHARTEN (GEWICHT UND ANZAHL) IN DEN GRUNDNETZEN.

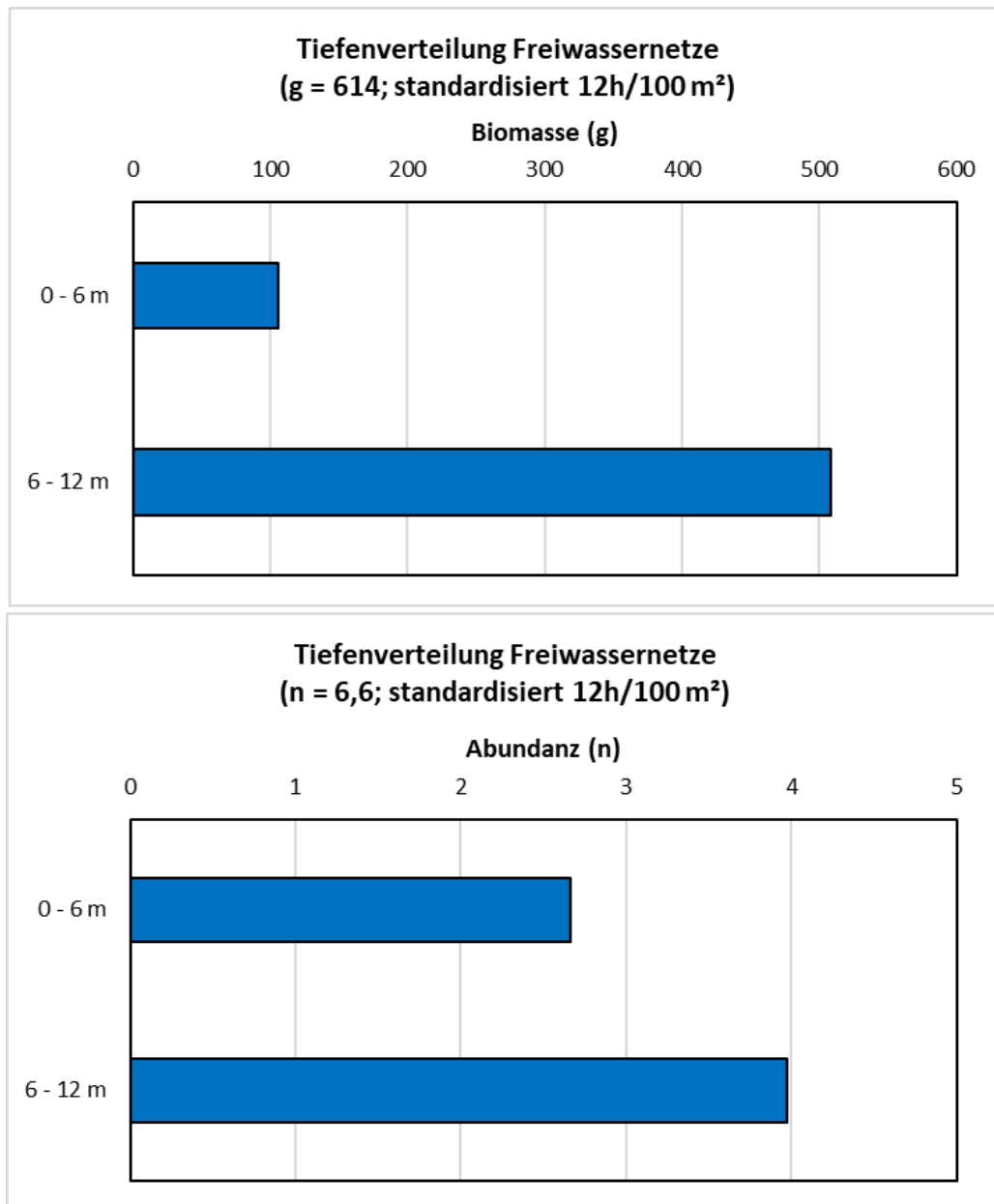


ABBILDUNG 200: TIEFENVERTEILUNG VON BIOMASSE UND ABUNDANZ IN DEN FREIWASSERNETZEN.

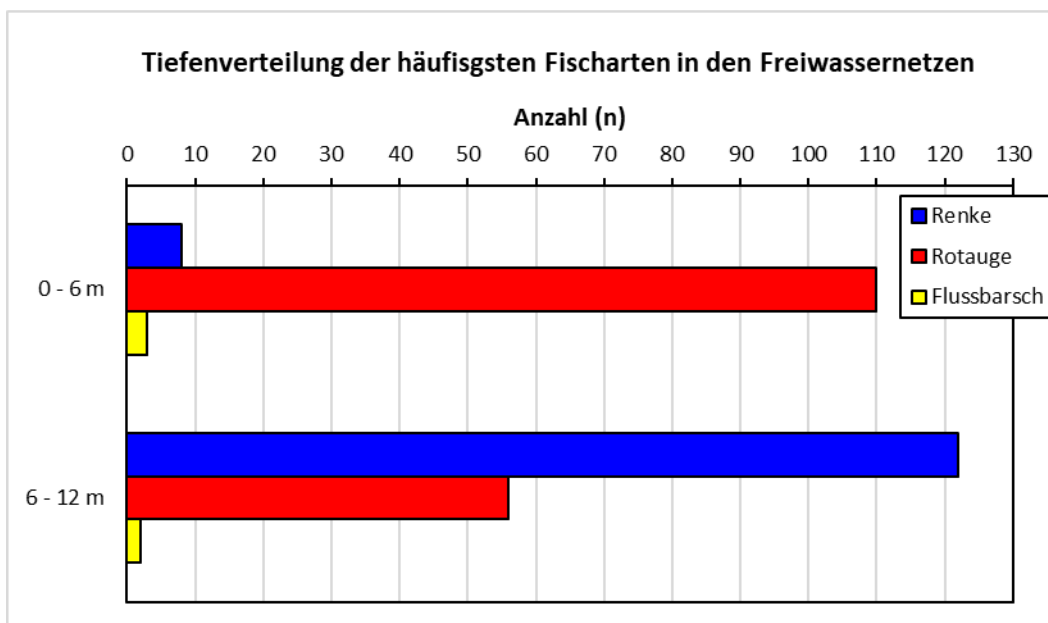
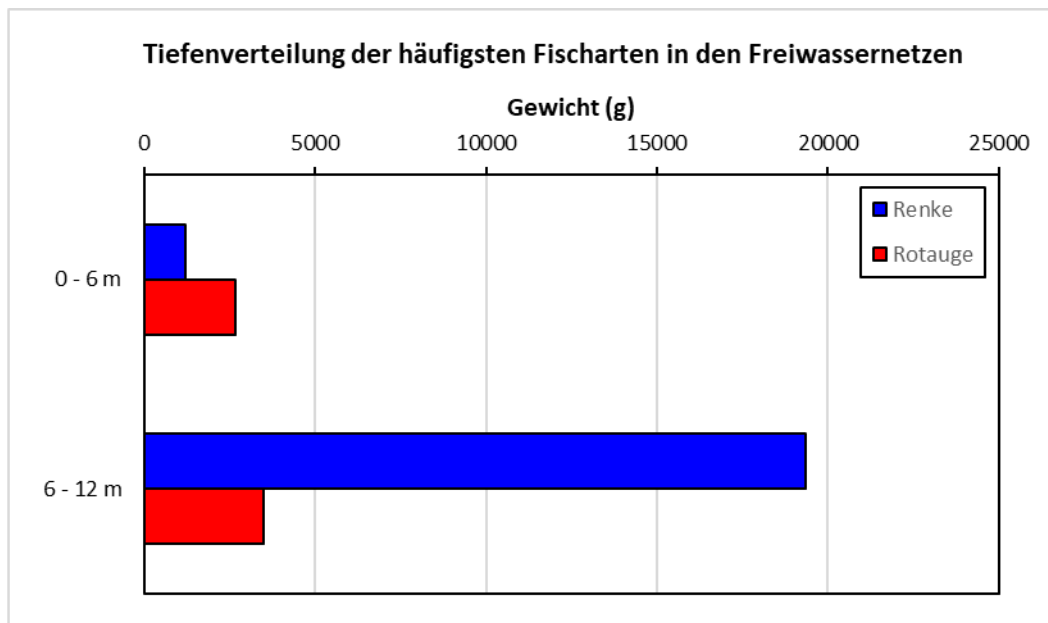


ABBILDUNG 201: TIEFENVERTEILUNG DER HÄUFIGSTEN FISCHARTEN (GEWICHT UND ANZAHL) IN DEN FREIWASSERNETZEN.

Längenfrequenz

Die Darstellung der Längenfrequenz liefert einen aussagekräftigen Parameter für die Beschreibung eines Fischbestandes und somit auch ein anschauliches Bild über die Längensklassen der bei der Befischung gefangenen Fischarten. Werden Individuen beginnend bei geringer, durchgehend bis hin zu großer Größe detektiert kann man, sofern kein Besatz erfolgte, auf eine gut funktionierende natürliche Reproduktion der jeweiligen Fischart schließen. In den Abbildung 203 und Abbildung 204 sind die Längenfrequenzen von Flussbarsch und Rotaugen im Afritzer See grafisch dargestellt.

Die Renke als bedeutende wirtschaftlich genutzte Fischart, wird in einem eigenen Abschnitt - „Populationsbiologische Parameter Renke“ (Seite 318) behandelt.

Vom Flussbarsch konnten Individuen der Längensklassen von 3 cm bis 35 cm angelandet werden (Abbildung 204). Vor allem die Größenklassen <12 cm waren stark im Fang vertreten, am häufigsten kamen die Größenklassen 10 cm (n = 55) und 11 cm (n = 37) vor. Flussbarsche >15 cm wurden nur vereinzelt (≤ 5 Individuen) gefangen.

Die Größenklassen des Rotauges reichten von 4 bis 39 cm, wobei die Größenklassen 7 cm (n = 40) am stärksten vertreten war (Abbildung 205). Die Größenklassen 13 cm (n = 37) und 14 cm (n = 39) trugen ebenfalls erheblich zum Fang bei. Von den Größenklassen > 20 cm kamen Individuen mit 22 cm (n = 24) am häufigsten vor.

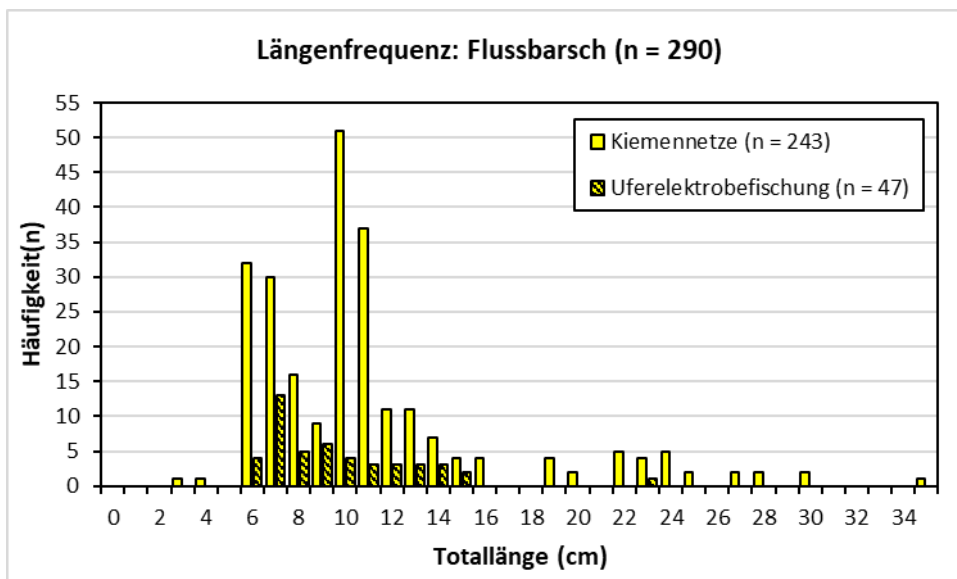


ABBILDUNG 202: LÄNGENFREQUENZ FLUSSBARSCH.

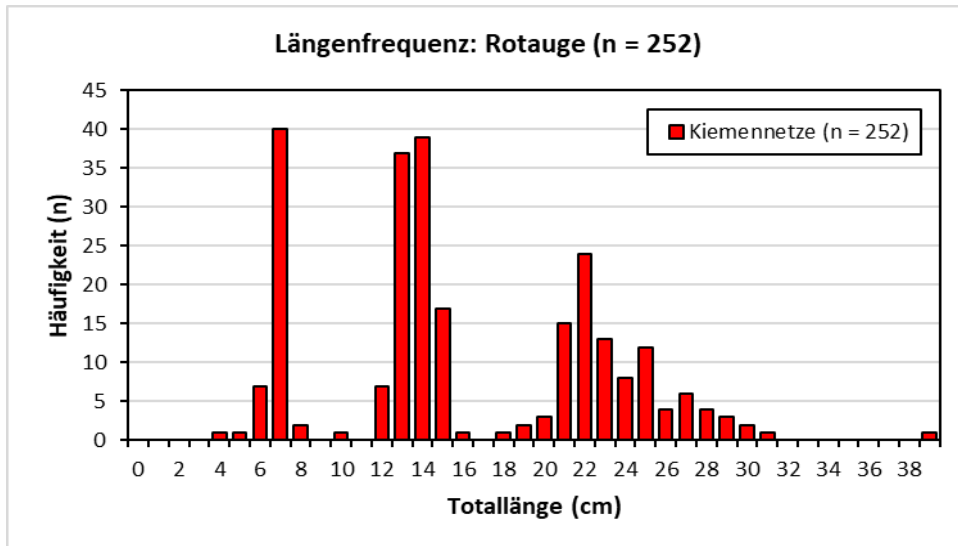


ABBILDUNG 203: LÄNGENFREQUENZ ROTAUGE.

Längen und Gewichte

Der Zusammenhang zwischen der Totallänge und dem Gesamtgewicht für Flussbarsch und Rotaugen wurde in den Abbildung 205 und Abbildung 206 grafisch dargestellt. Für jedes Individuum kann die Totallänge mit dem zugehörigen Gesamtgewicht abgelesen werden. Die Grafik der Längen-Gewichts-Relation für die Renke folgt im gesonderten Abschnitt.

Aus der Beziehung zwischen Gesamtgewicht und Totallänge lässt sich der sogenannte Konditionsfaktor nach Fulton (Korpulenzfaktor) ermitteln (Tabelle 89). Basierend auf diesem Faktor kann man auf den Ernährungszustand der Fische schließen, Werte >1 weisen auf einen sehr guten Ernährungszustand hin. Mit dem durchschnittlichen Konditionsfaktor von $0,77 (\pm 0,07 \text{ Stabw.})$ ist die Renke im Vergleich mit bisher untersuchten österreichischen Seen (min: $0,65$; max: $0,92$) im mittleren Bereich einzustufen.

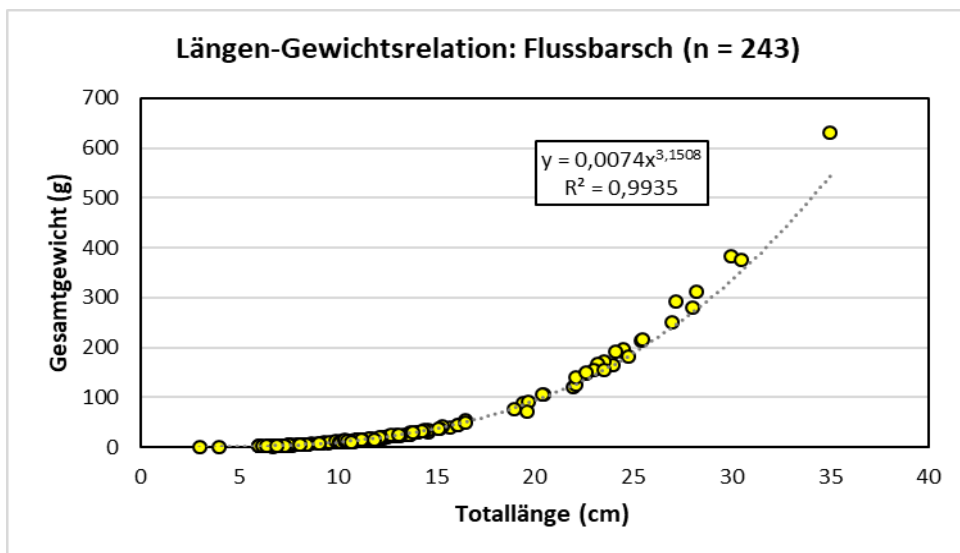


ABBILDUNG 204: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE UND GESAMTGEWICHT FLUSSBARSCH.

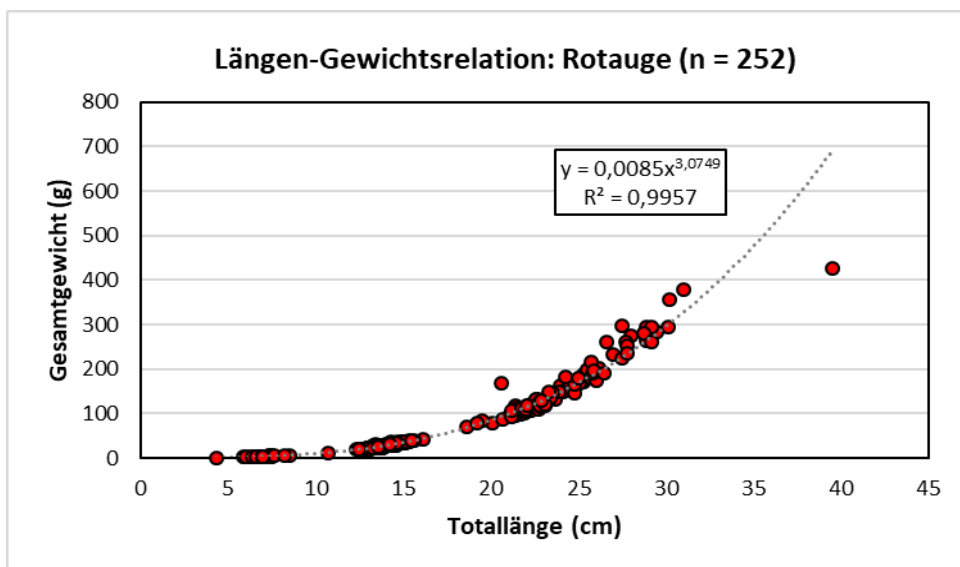


ABBILDUNG 205: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE UND GESAMTGEWICHT ROTAUGE.

TABELLE 89: DURCHSCHNITTLICHER KONDITIONSFAKTOR (KF) NACH FULTON UND MINIMALE UND MAXIMALE TOTALLÄNGEN DER HÄUFIGSTEN FISCHARTEN IN DEN KIEMENNETZEN.

Fischart	Min. Länge	Max. Länge	Mittl. KF	Stabw.	(n)
Renke (<i>Coregonus</i> sp.)	10,5 cm	51,8 cm	0,77	±0,07	131
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	3,0 cm	35,0 cm	1,07	±0,13	243
Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)	4,3 cm	39,5 cm	1,05	±0,11	252

Altersbestimmung und Wachstum

Für eine Auswahl an Individuen ($n = 88$) wurde für den Flussbarsch anhand der Zuwachsringe der Kiemendeckel eine Altersbestimmung (± 1 Jahr) durchgeführt. Die Auswertung ergab Altersklassen zwischen 0+ (1-sömmrig) und 9+ (10-sömmrig). Die Altersklassen 1+ mit 20 Individuen (22,7%) und 2+ mit 19 Individuen (21,6%) waren am stärksten in der Auswahl vertreten. Mit 16 Individuen (18,2%) folgte die Altersklasse 4+ und mit 15 Individuen (17,1%) die Altersklasse 0+ (Abbildung 207).

Die häufigste Altersklasse 1+ wies eine mittlere Totallänge von 10,0 cm ($\pm 0,9$ cm Stabw.). Abbildung 208 zeigt die Relation zwischen Alter und Totallänge. Der älteste Flussbarsch (9+) hatte eine Totallänge von 35 cm.

Das mittlere Gesamtgewicht bzw. die mittlere Totallänge der einzelnen Altersklassen der untersuchten Flussbarsche sind in den Tabelle 90 und Tabelle 91 angeführt.

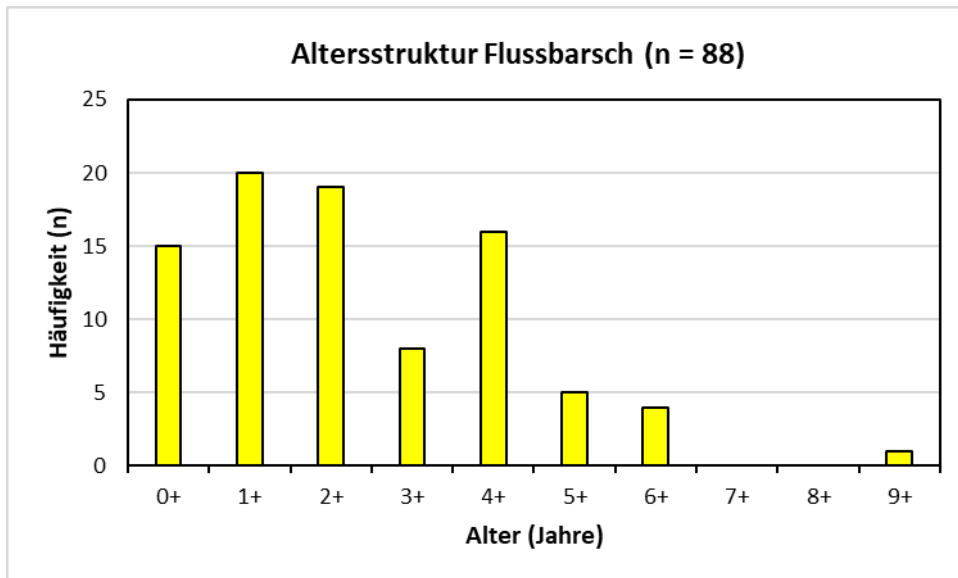


ABBILDUNG 206: FLUSSBARSCH - ALTERSSTRUKTUR IM AFRITZER SEE.

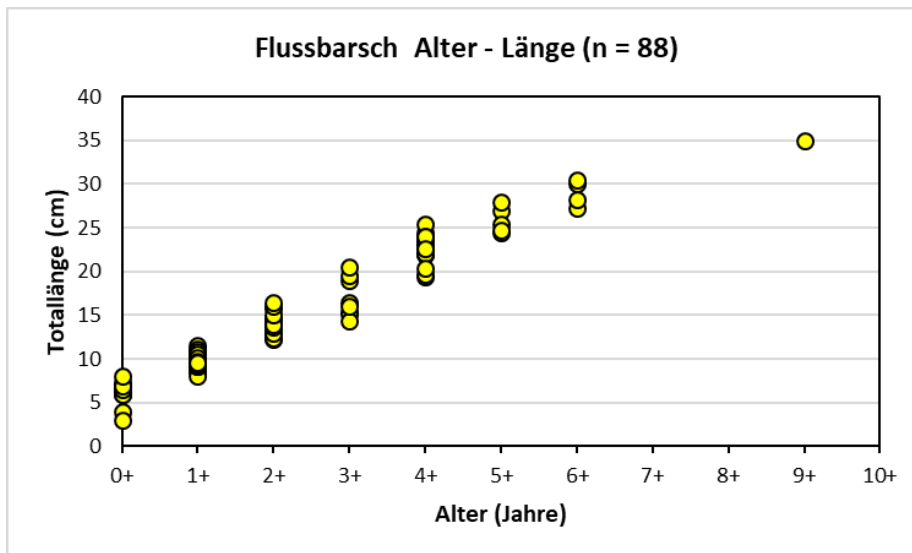


ABBILDUNG 207: VERHÄLTNIS VON ALTER ZU TOTALLÄNGE FLUSSBARSCH.

TABELLE 90: MITTLERES GESAMT-, MINIMAL- UND MAXIMALGEWICHT ALLER ALTERSKLASSEN, MIT STANDARDABWEICHUNG (STD. ABW.) UND ANZAHL DER FLUSSBARSCH (N).

Alter	mittl Gewicht (g)	Stabw.	min Gewicht	max Gewicht	Anzahl (n)
0+	2,6	1,2	0,5	5,7	15
1+	10,4	2,7	5,8	14,5	20
2+	29,5	8,9	17,3	50	19
3+	58,5	24,3	35,2	105,2	8
4+	148,9	36,1	88,3	215	16
5+	224,9	39,7	181,9	279,3	5
6+	341,1	45,4	293	383,8	4
7+	---	---	---	---	---
8+	---	---	---	---	---
9+	631,7	---	---	---	1

TABELLE 91: MITTLERE TOTAL-, MINIMAL- UND MAXIMALLÄNGE ALLER ALTERSKLASSEN, MIT STANDARDABWEICHUNG (STD. ABW.) UND ANZAHL DER FLUSSBARSCHEN (N).

Alter	mittl Länge (cm)	Stabw.	min Länge	max Länge	Anzahl (n)
0+	6,3	1,3	3	8,1	15
1+	10,0	0,9	8,1	11,5	20
2+	13,9	1,3	12,3	16,5	19
3+	17,1	2,3	14,4	20,5	8
4+	22,6	1,7	19,4	25,4	16
5+	26,0	1,5	24,5	28	5
6+	29,0	1,5	27,2	30,5	4
7+	---	---	---	---	---
8+	---	---	---	---	---
9+	35,0	---	---	---	1

Populationsbiologische Parameter Renke

Im Zuge der standardisierten Kiemennetzbefischung wurden im Afritzer See von der wirtschaftlich bedeutenden Renke 131 Individuen gefangen. In Abbildung 209 werden die Längenfrequenzen grafisch dargestellt. Größenklassen von 10,5 bis 51,8 cm Totallänge waren im Fang vertreten. Am häufigsten fanden sich Renken der Klassen 13 cm (n = 16) und 14 cm (n = 19) im Fang. Die größeren Längenklassen waren weniger zahlreich, 26 cm (n = 10) und 29 cm (n = 8), die verbleibenden Längenklassen ≤ 7 Individuen.

Durch die Ermittlung des Zusammenhanges von Totallänge und Gesamtgewicht kann aus der Grafik für jedes Individuum die Totallänge mit dem zugehörigen Gesamtgewicht abgelesen werden (Abbildung 210). Das mittlere Gewicht der Renken mit der Größenklasse 35 cm (Brittelmaß, Schonmaß) betrug 364,0 g ($\pm 28,6$).

Für alle Renken (n= 131) konnte anhand der Zuwachsringe an den Schuppen eine einwandfreie Altersbestimmung (± 1 Jahr) durchgeführt werden. Die Ermittlung der Altersstruktur ergab nahezu lückenlos Altersklassen von 0+ bis 8+ Jahre (Abbildung 211). Die Altersstruktur spiegelte das Bild der Längenklassen wider, da die Altersklasse 0+ (einsömmrig) mit 52 Individuen (39,7%) am häufigsten vertreten war. Das Verhältnis von Alter zu Totallänge ist in Abbildung 21 grafisch dargestellt.

Fische wachsen ihr Leben lang, allerdings verlangsamt sich der Längenzuwachs im Laufe der Jahre. Das bedeutet, dass in einem natürlichen Fischbestand der Längenzuwachs von Fischen in den ersten Lebensjahren sehr schnell erfolgt, die Kurve steigt steil an, danach wird sie flacher. Für die 131 Renken aus der Befischung wurde eine Wachstumsberechnung nach Bertalanffy

durchgeführt (Abbildung 212). Auffallend ist an der berechneten Wachstumskurve, dass die Renken im Afritzer See bis 1+ Jahre (zweisömmrig) sehr rasch wachsen, ab dem Alter von 2+Jahren die Kurve abzuflachen beginnt. Das kann plausibel in der früh einsetzenden Laichzeit begründet sein, siehe Absatz unten. Die errechnete max. Totallänge betrug 56,4 cm. Dieses Maß wurde im Fang nicht erreicht, die größte gefangene Renke hatte eine Totallänge von 51,8 cm.

Das mittlere Gesamtgewicht bzw. die mittlere Totallänge der einzelnen Altersklassen der untersuchten Renken sind in den Tabelle 92 und Tabelle 93 angeführt.

Bei der Bewirtschaftung von Seen ist grundsätzlich zu beachten, dass die Entnahme der Fische derart geregelt ist, dass das entnommene Individuum seine Geschlechtsreife bereits erreicht und einmal abgelacht hat. Der Zusammenhang von Totallänge, Alter und Geschlechtsreife der Fische ist daher sowohl aus populationsökologischer, als auch aus angelfischereiwirtschaftlicher Sicht von großer Bedeutung. Darüber hinaus liefert er ein aussagekräftiges Bild über die „Laicherpopulation“ in einem See. Im Afritzer See konnten bereits zwei 1+ Jahre alte Rogner (28,6%) mit einer Totallänge von 25 cm als laichreif detektiert werden (Abbildung 213). Milchner traten mit einer Totallänge von 28 cm in die Laichreife ein. Ab einer Totallänge von 31 cm waren nahezu 70% der Individuen laichreif. Lediglich ein Milchner war mit 39,3 cm (5+ Jahre) unreif und länger als das Brittelmaß (Schonmaß) von 35 cm. Somit sind unreife Individuen durch das Brittelmaß ausreichend geschützt. In der Abbildung 213 stellen die weißen Kreise die unreifen Fische dar, die schwarzen Punkte die laichreifen. Die rote Linie markiert das Brittelmaß bei 35 cm.

Der Fang setzte sich aus 53 Juvenilen und jeweils 39 Rognern und Milchnern zusammen. Von den Rognern wurden 23 Individuen als laichreif diagnostiziert, von den Milchnern waren es 10. Das durchschnittliche Gewicht der laichreifen Rogner betrug 351,2 g ($\pm 253,7$ g Stabw.), jenes der laichreifen Milchner 391,9 g ($\pm 193,8$ g Stabw.).

Wie bereits oben angeführt wurde aus der Beziehung zwischen Gesamtgewicht und Totallänge der sogenannte Konditionsfaktor (Korpulenzfaktor) ermittelt. Für die Renke im Afritzer See wurde in Tabelle 94 für jede Altersklasse der mittlere Konditionsfaktor angegeben. Zwischen den Altersklassen variierten die Werte unwesentlich.

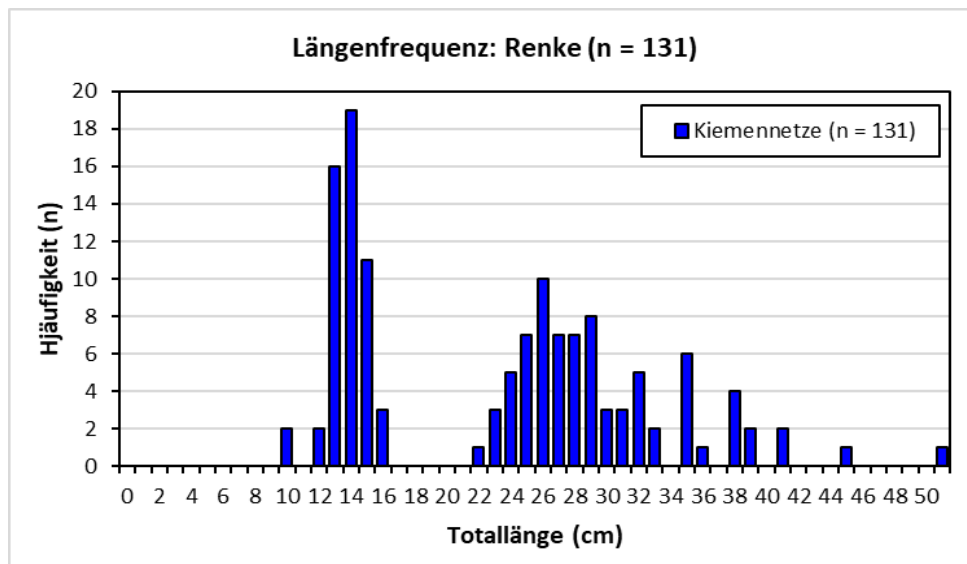


ABBILDUNG 208: LÄNGENFREQUENZ RENKE.

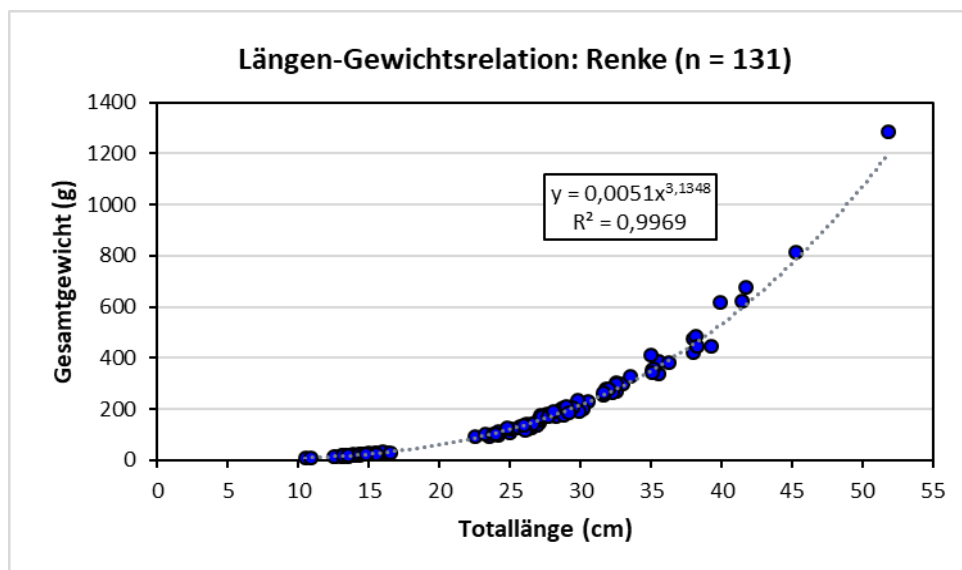


ABBILDUNG 209: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE UND GESAMTGEWICHT
RENKE.

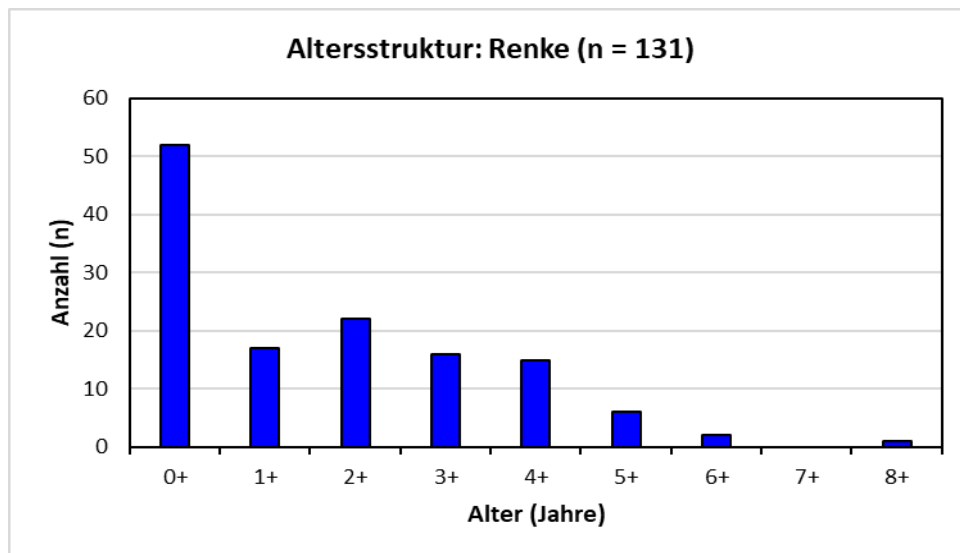


ABBILDUNG 210: ALTERSTRUKTUR DER RENKE.

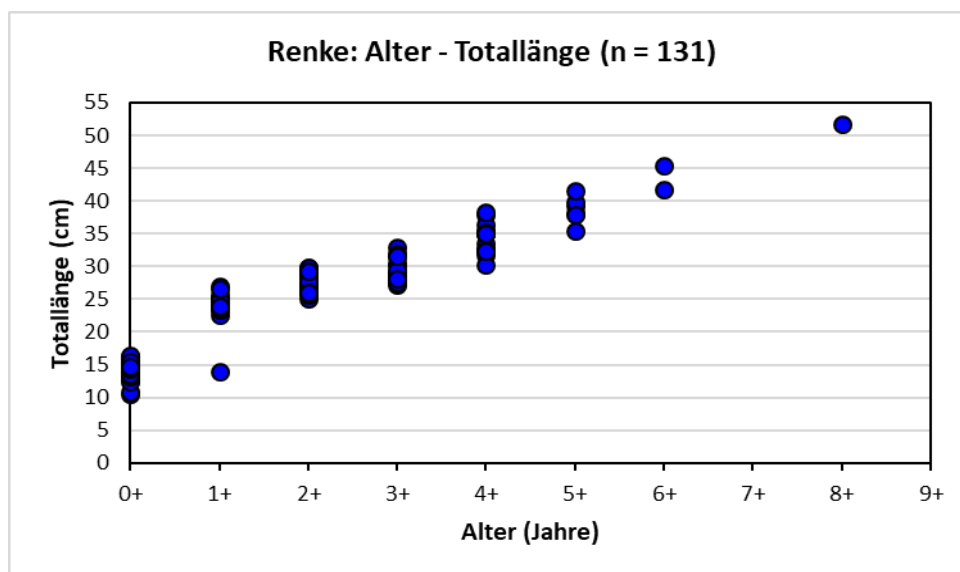


ABBILDUNG 211: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN ALTER UND TOTALLÄNGE RENKE.

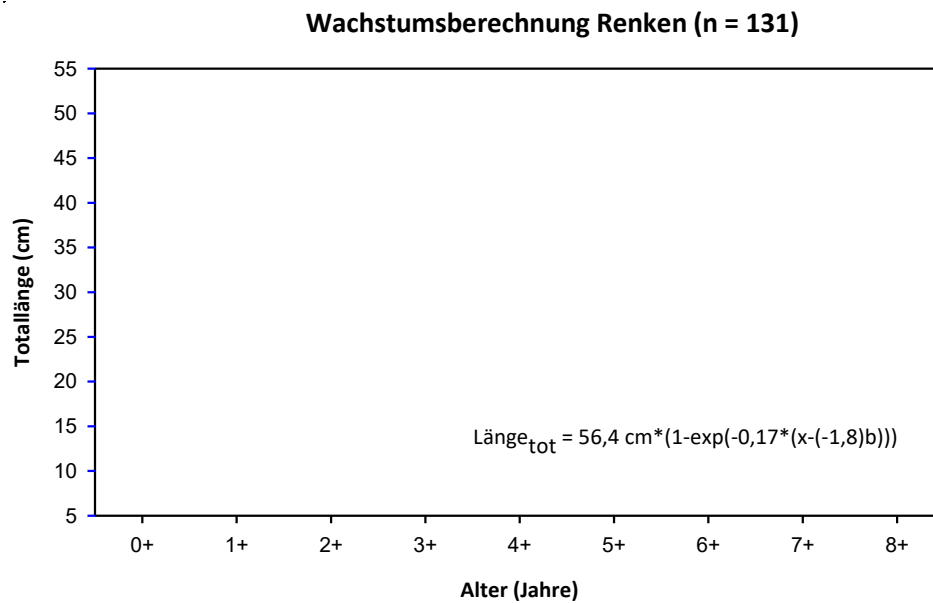


ABBILDUNG 212: WACHSTUMSBERECHNUNG NACH VON BERTALANFFY.

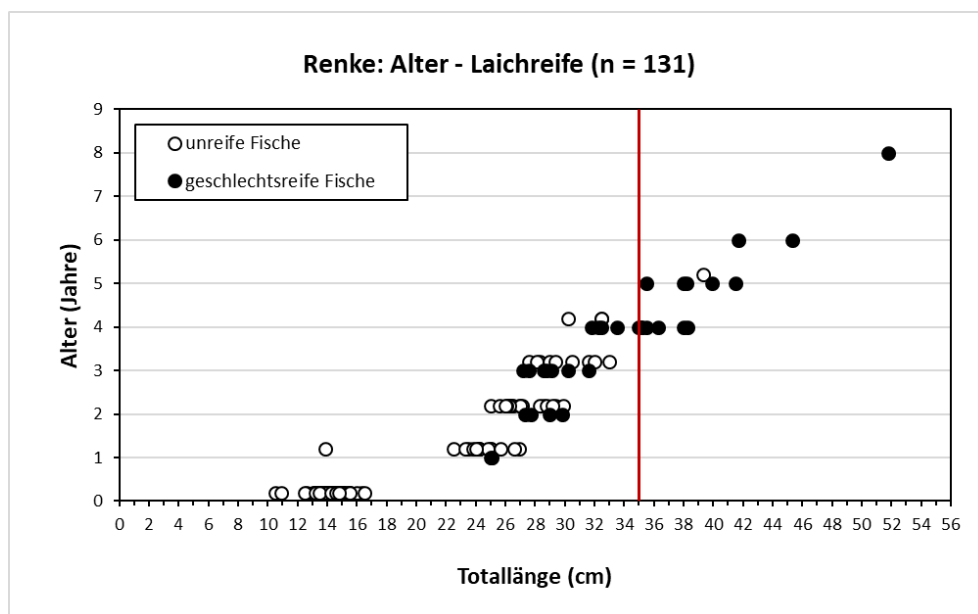


ABBILDUNG 213: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE, ALTER UND LAICHREIFE.
DIE ROTE LINIE MARKIERT DAS MINDESTMAß (35 CM) FÜR DIE ANGELFISCHEREI.

TABELLE 92: MITTLERES GESAMT-, MINIMAL- UND MAXIMALGEWICHT ALLER ALTERSKLASSEN, MIT
STANDARDABWEICHUNG (STABW.) UND ANZAHL DER FISCHE (N).

Alter	mittl Gewicht (g)	Stabw.(±)	min Gewicht	max Gewicht	(n)
0+	21,3	4,9	7,6	31,3	52
1+	108,7	27,5	19,3	140,7	17
2+	158,8	34,1	108,2	236,3	22
3+	215,0	39,2	173,6	297,6	16
4+	339,2	73,7	202,2	475,2	15
5+	487,8	112,5	336,7	620,6	6
6+	743,4	97,1	674,7	812	2
8+	1.286,4	---	---	---	1

TABELLE 93: MITTLERE GESAMT-, MINIMAL- UND MAXIMALLÄNGEN ALLER ALTERSKLASSEN, MIT STANDARDABWEICHUNG (STABW.) UND ANZAHL DER FISCHE (N).

Alter	mittl. Länge (cm)	Stabw. (±)	min Länge	max. Länge	(n)
0+	14,2	1,1	10,5	16,5	52
1+	24,0	2,8	13,9	26,9	17
2+	27,4	1,5	25	29,9	22
3+	29,5	1,8	27,2	33	16
4+	34,3	2,3	30,2	38,3	15
5+	38,7	2,0	35,5	41,5	6
6+	43,5	2,5	41,7	45,3	2
8+	51,8	---	---	-.--	1

TABELLE 94: DURCHSCHNITTLICHER KONDITIONSFAKTOR FÜR DIE EINZELNEN ALTERSKLASSEN DER RENKEN.

Alter	Mittl. Konditionsfaktor	Stabw.	Anzahl (n)
0+	0,73	±0,05	52
1+	0,76	±0,04	17
2+	0,76	±0,06	22
3+	0,83	±0,03	16
4+	0,83	±0,06	15
5+	0,83	±0,09	6
6+	0,90	±0,04	2
7+	---	---	---
8+	0,93	---	1

Elektrofischung

Im Afritzer See wurden im Rahmen der Uferelektrofischung 92 Individuen auf Artniveau bestimmt und ihre Totallängen vermessen. Die sechs Fischarten Aal, Flussbarsch, Hecht, Schleie, Sonnenbarsch und Wels konnten nachgewiesen werden (Abbildung 215). Eine zusätzliche Fischart zu den Kiemennetzen stellte der Aal ($n = 5$) dar.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die Uferelektrofischung eines Sees keine absolut quantitative Methode darstellt. Sie ermöglicht es Fischarten und deren relative Häufigkeiten zu erfassen, die mit den Kiemennetzen schwer bzw. nicht zu fangen waren.

Der Flussbarsch war mit 47 Individuen im Uferbereich am häufigsten vertreten. Mit 27 Individuen wurde auch der Sonnenbarsch in nennenswerter Anzahl gefangen. Die Anzahl der verbleibenden Arten war < 10 Individuen.

In Tabelle 95 sind die Anzahl, die minimalen und die maximalen Fanglängen der untersuchten Fischarten zusammengestellt. Wie eingangs beschrieben halten sich junge Lebensstadien vermehrt im Uferbereich auf. Für den Flussbarsch ist das an den Totallängen sehr gut erkennbar.

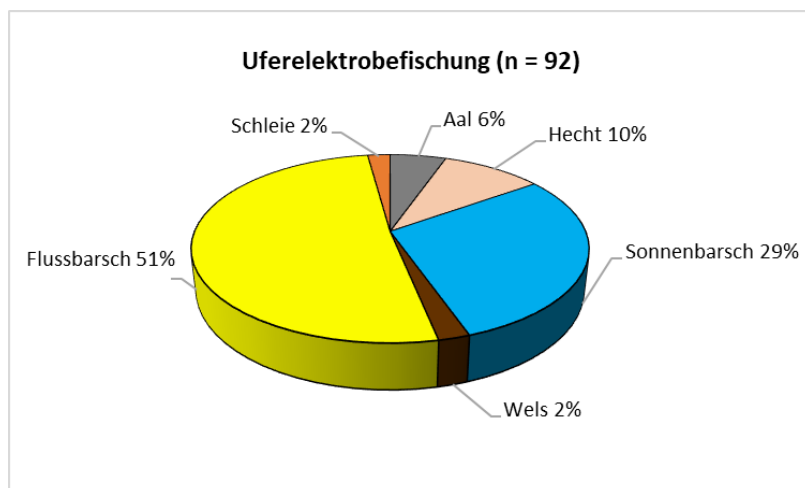


ABBILDUNG 214: UFERELEKTROBEFISCHUNG - ARTENZUSAMMENSETZUNG (PROZENTANTEILE).

TABELLE 95: ELEKTROBEFISCHUNG – ARTEN, ANZAHL BZW. MINIMALE UND MAXIMALE FANGLÄNGEN.

Fischart	Anzahl (n)	Totallänge (min)	Totallänge (max)
Aal	5	46,6 cm	70,9 cm
Flussbarsch	47	6,2 cm	23,1 cm
Hecht	9	16,4 cm	44,0 cm
Schleie	2	24,1 cm	29,3 cm
Sonnenbarsch	27	3,6 cm	12,7 cm
Wels	2	24,8 cm	47,8 cm
Summe	92		

Gesamtfang Kiemennetzbefischung und Uferelektrobefischung

Insgesamt wurden im Zuge der standardisierten Fischbestandserhebung im Afritzer See mit den Kiemennetzen und der Uferelektrobefischung 740 Fische gefangen. In Abbildung 216 werden die Fangfolge grafisch dargestellt. Mit beiden Befischungsmethoden konnten Hecht, Flussbarsch, Schleie, Sonnenbarsch und Wels nachgewiesen werden. Ausschließlich in den Kiemennetzen befanden sich Aitel, Güster, Renke, Rotaugen und Rotfeder. Die Uferelektrobefischung erbrachte den Nachweis des Aals als weitere Fischart im Afritzer See.

In den Kiemennetzen wurden nahezu gleich viele Rotaugen ($n = 252$) wie Flussbarsche ($n = 243$) gefangen. Die Renke kam mit 131 Individuen in den Kiemennetzfängen vor. Im Uferbereich waren der Flussbarsch ($n = 47$) und der Sonnenbarsch ($n = 27$) die dominanten Arten.

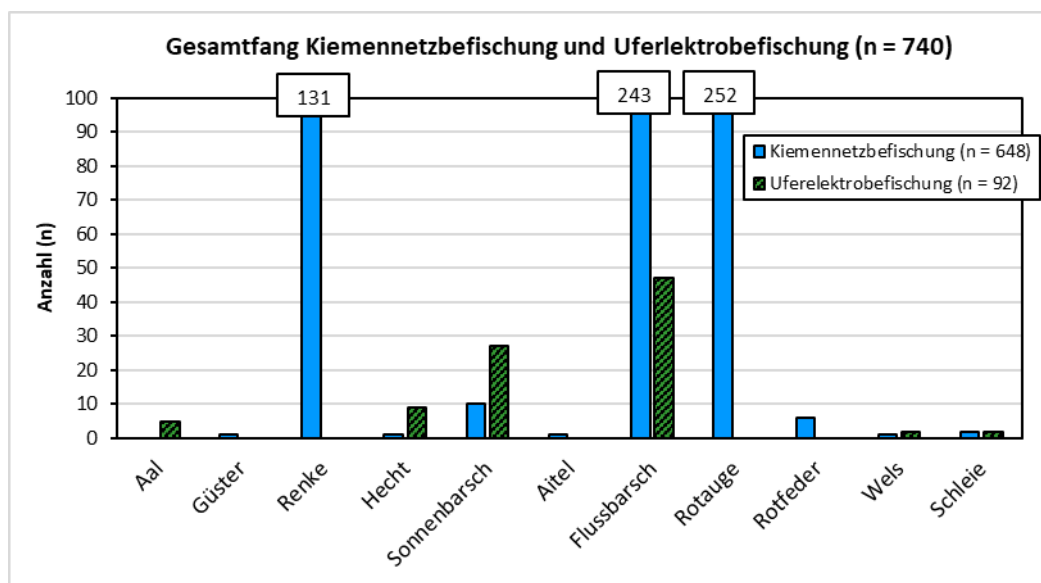


ABBILDUNG 215: GEGENÜBERSTELLUNG DER FÄNGE DER BEIDEN BEFISCHUNGSMETHODEN.

4.7.1.3 Bewertung des fischökologischen Zustandes nach ALFI

Die Bewertung des fischökologischen Zustandes wird angelehnt an das Bewertungsverfahren für Seen >50ha durchgeführt (Leitfaden BMLRT, 2018). In der Einteilung nach fischökologischen Seentypen entspricht der Afritzer See einem **Laubensee** (Leitfischart Laube). Die typspezifischen Fischarten dieses Seentyps sind Aitel, Brachse, Flussbarsch, Hecht, Rotaugen, Rotfeder, Schleie und Wels. Im Afritzer See sind diese 9 Arten alle historisch belegt. Aktuell kommen 16 Arten vor, wobei zu den 9 ursprünglichen Arten (siehe oben) 7 neue Spezies (Aal, Güster, Karpfen, Renke, Seesaibling, Sonnenbarsch und Zander) hinzugekommen sind. Diese Veränderung zeigt konsequenterweise der Metrik „Fremdfischarten“ an. Die Leitfischart Laube konnte im Rahmen des standardisierten Befischungsprogramms nicht nachgewiesen werden, Angler geben an, vereinzelte Exemplare gesehen zu haben (Abundanzindex; AI=1; „vereinzelt“). Von den geforderten Längenklassen (14) konnte ohne Fang keine belegt werden und daher wird in der Metrik „Längenfrequenz Leitfischart“ die maximale Abweichung vom Referenzwert abgebildet (EQR-Wert=0,0). Von den typspezifischen Fischarten wurden im Rahmen der gegenständlichen Befischung die Brachse so wie die Laube nur „vereinzelt“ (AI=1), Aitel, Schleie und Wels „selten“ (AI=2), Hecht und Rotfeder „verbreitet“ (AI=3) und nur Flussbarsch und Rotaugen „häufig“ (AI=4) nachgewiesen. Als Folge ergab sich auch in der Metrik „typspezifische Fischarten“ eine maßgebliche Abweichung vom Leitbild (EQR-Wert=0,61). Die großen Abweichungen in den anderen Metriken (stenöke Arten und Fischbiomasse nicht berechenbar) indizieren ebenfalls deutliche Defizite in der aktuellen Fischgemeinschaft und sind teils auch vom Fehlen der Laube beeinflusst. Mit einem errechneten **Gesamt-EQR** von **0,38** wird der **fischökologische Zustand des Afritzer See** angelehnt an den Leitfaden (BMLRT, 2018) mit **„unbefriedigend“** bewertet.

Afritzer See		
Anzahl Arten Überblick	Anzahl urspr. Arten	9
	Anzahl aktuelle Arten	16
	Artenfehlbetrag	0
	Anzahl Fremdfischarten	7
	Metrik	EQR
Arteninventar	AI typspezifische Fischarten	0,61
	Anteil AI Fremdfischarten	0,50
	Abundanzindex Kleinfischarten	0,25
	Abundanzindex stenöke Arten	-
Gilden	Abundanzindex Laichwanderer	0,38
	Abundanzindex Laichgilden	0,54
LF	Längenfrequenz Leitfischart	0,00
BM	Fischbiomasse	-
	MEAN EQR	0,38

Ökologische Zustandsklasse	EQR
sehr gut	>0,8
gut	0,60-0,79
mäßig	0,40-0,59
unbefriedigend	0,20-0,39
schlecht	<0,20

4.7.1.4 Zusammenfassung und Diskussion

- Bei der standardisierten Fischbestandserhebung im Afritzer See wurden insgesamt 740 Fische gefangen (Kiemennetzbefischung $n = 648$, Uferelektrobefischung $n = 92$). Mit den Kiemennetzen konnte zehn Fischarten nachgewiesen werden: Güster, Renke, Hecht, Sonnenbarsch, Aitel, Flussbarsch, Rotaugen, Rotfeder und Wels. Darüber hinaus erbrachte die Uferelektrobefischung den Nachweis des Aals als weitere Fischart.
- Von den gesamten Kiemennetzfängen entfielen 53,2 % ($n = 345$) auf die Grundnetze und 46,8 % ($n = 303$) auf die Freiwassernetze. Über Grund betrug das Gesamtgewicht der Fische 24,2 kg und im Freiwasser 27,9 kg.
- Für die Vergleichbarkeit der Daten zwischen allen acht im Rahmen des EMFAF Projektes untersuchten Seen, wurden bei der Auswertung der Tiefenverteilung aller gefangenen Fische Einheitsfänge CPUE (gleicher Fangaufwand) ermittelt. Für den Afritzer See ergab sich ein CPUE von 35,3 Fische/100m²/12h (Grund $n = 28,7$; Freiwasser $n = 6,6$) und eine Biomasse von 2,62 kg/100m²/12h (Grund 2,01 kg Freiwasser 0,61 kg;).
- Die Auswertung der Längenfrequenzen wurde für die häufigsten Fischarten, Rotaugen, Flussbarsch und Renke durchgeführt. Für alle drei Fischarten ergab sich eine typische Verteilung mit vielen Individuen in den kleinen Längenklassen. Das Rotaugen war insgesamt mit Längenklassen von 4 cm bis 39 cm im Fang vertreten. Der gesamte Größenbereich der Flussbarsche erstreckte sich von 6 cm bis 35 cm. Von der Renke konnten die Längenklassen 10,5 cm bis 51,8 cm belegt werden.
- Für die beiden Fischarten Renke und Flussbarsch wurde das Alter (± 1 Jahr) bestimmt. Es erfolgte bei den Renken durch Ablesen der Zuwachsringe an den Schuppen und beim Flussbarsch an den Kiemendeckeln. Vor allem bei der Renke spiegelte sich die Längenfrequenz wider, mit einer Dominanz der 0+ Jahre alten Individuen. Die Altersstruktur der Renke erstreckte sich nahezu durchgängig von 0+ bis 8+ Jahre. Die Altersklasse 0+ war mit 52 Individuen die häufigste, 22 Renken umfasste die AK 2+. Mit nennenswerter Anzahl waren die AK 1+ ($n = 17$), 3+ ($n = 16$) und 4+ ($n = 15$) vertreten. Für eine Auswahl von 88 Flussbarschen wurde das Alter ermittelt. Die Altersklasse 0+ ($n = 15$), 1+ ($n = 20$) und 2+ ($n = 19$) waren die am häufigsten im Fang vertretenen. Die Altersklasse 4+ trug mit 16 Individuen ebenfalls nennenswert zum Fang bei.
- Für die Renke wurden weitere populationsbiologische Daten erhoben. Der Fang setzte sich aus 53 Juvenilen und jeweils 39 Rognern und Milchneun zusammen. Von den Rognern wurden 23 Individuen als laichreif diagnostiziert, von den Milchneun waren es zehn. Das mittlere Gewicht der Renken mit der Größenklasse 35 cm (Brittelmaß, Schonmaß) betrug 364,0 g ($\pm 28,6$). Ab dem Alter von 1+ Jahren (25 cm) konnten laichreife Renken, zwei Rogner, identifiziert werden. Durch das Brittelmaß (Schonmaß) von 35 cm sind am Afritzer See die unreifen Individuen ausreichend geschützt.
Der mittlere Konditionsfaktor nach Fulton betrug für die Renke im Afritzer See 0,77 ($\pm 0,07$ Stabw.). Dieser Wert ist im Vergleich mit bisher untersuchten österreichischen Seen (min: 0,65; max: 0,92) im mittleren Bereich einzustufen. Zwischen den Altersklassen variierten die Werte unwesentlich.

- Die Bewertung des fischökologischen Zustandes nach ALFI (BMLRT, 2018) ergab mit einem errechneten Gesamt-EQR von 0,38 für das biologische Qualitätselement „Fische“ die Zustandsklasse „unbefriedigend“. Die Abweichungen vom Leitbild sind insgesamt und so auch in den verschiedenen Metriken zum Teil groß. Der Leitfischart Laube kommt im Laubensee natürlich besondere Bedeutung zu und ihr aktuelles Fehlen wirkt sich in unterschiedlichem Ausmaß auf mehrere Metriken aus (Längenfrequenz Leitfischart, typspezifische Fischarten, Kleinfischarten und Laichwanderer). Eine Verbesserung bei der Leitfischart Laube würde sich dementsprechend deutlich auf die gesamte Bewertung auswirken. Angenommen es wären bei der standardisierten Befischung 10 Lauben gefangen worden ($AI=3$), die theoretisch 6 der in der Referenz verlangten 14 Längensklassen belegt hätten, würde die Gesamtbewertung nach ALFI mit einem EQR-Wert von 0,60 den gerade noch guten Zustand ergeben. Im Rahmen der gegenständlichen Untersuchung wurden aber nicht nur bei der Leitfischart, sondern auch bei den typspezifischen Fischarten ($AI \leq 2$) deutliche Defizite erhoben. Die Anzahl von 7 neuen Fischarten zu den ursprünglich heimischen 9 Arten bedeutet ebenfalls eine maßgebliche Veränderung, die sich ökologisch und auch auf die Bewertung auswirkt (Metrik Fremdfischarten).
- Im Rahmen der Elektrobefischung wurden unerwartet viele Aale gefangen. Der letzte Besatz sollte laut Angaben Jahrzehnte zurückliegen. Aufgrund fehlender Reproduktionsmöglichkeit für diese Art in unseren Gewässern sollte sie in einigen Jahren auch am Afritzer See nicht mehr vorkommen.

4.7.1.5 Empfehlungen

Die Bewertung des fischökologischen Zustandes nach ALFI (BMLRT, 2018) ergab für den Afritzer See deutliche Abweichungen vom Leitbild des Laubensees. Die Defizite sind zum Teil in den verschiedenen Metriken und dadurch auch insgesamt (arithmetisches Mittel) groß. Besondere Bedeutung und somit Gewicht in der Bewertung entfällt auf die Leitfischart Laube. Der fehlende Fangnachweis dieser Art in der standardisierten Befischung wirkt sich maßgeblich auf die Bewertung aus. Laut Auskunft des Bewirtschafters waren bis Anfang der 2000er Jahre viele Lauben im See vorhanden. Danach haben diese kontinuierlich an Bestandsgröße eingebüßt und aktuell leben, wenn überhaupt nur mehr Einzelexemplare im See. Die Ursachen des Verschwindens der Leitfischart sind unklar sollten aus unserer Sicht unbedingt erforscht werden. An anderen Seen in Österreich war oft eine maßgebliche Beeinträchtigung der Laichplätze der Lauben ausschlaggebend für deren Rückgang. Es sind aber auch andere Ursachen (Räuberdruck, Nahrungskonkurrenz, etc.) denkbar. Lauben sind eine vergleichsweise kurzlebige Fischart (wenige Jahre) und somit kommen auch vorübergehende Beeinträchtigungen für deren Rückgang in Frage, die möglicherweise aktuell nicht mehr gegeben sind. Ein Versuch zum Wiederaufbau einer Population durch einen Initialbesatz wäre auf alle Fälle zu überlegen.

Mit Barsch, Hecht und Wels sind 3 Raubfischarten mit reproduzierenden Populationen im See vorhanden. Für jede dieser Arten gibt es Hinweise, dass sie von den Veränderungen durch die Klimaerwärmung begünstigt sind bzw. sein werden. Sie sollten daher auf alle Fälle aktiv bewirtschaftet, entsprechend entnommen und so deren Bestände kontrolliert werden. In Hinblick auf diese bereits bestehende Raubfischgemeinschaft ist es sicherlich eine gute Entscheidung, den früher getätigten Zanderbesatz so wie in letzter Zeit weiterhin auszusetzen. Laut Bewirtschafter werden vereinzelt Zander gefangen. Möglicherweise findet auch von dieser Art bereits eine Reproduktion statt.

Die Renke als fischereiwirtschaftlich wichtige Art war im Afritzer See nicht ursprünglich beheimatet und wurde laut Hubmann (1996) und Mitteilung des Bewirtschafters Mitte der 1980er Jahre erstmals besetzt. Im Rahmen der gegenständlichen Befischung wurden 131 Individuen gefangen, die in Bezug auf Längenfrequenzverteilung und Altersstruktur einen guten Populationsaufbau zeigten. Es wurden auch zahlreiche einsömmrige (0+) Exemplare nachgewiesen. Da im Frühjahr 2025 laut Bewirtschafter ein Brütlingsbesatz stattgefunden hat, liefert dies aber keine gesicherte Diagnose zum Naturaufkommen. Die Eigenreproduktion wäre allerdings in einem Jahr ohne Brütlingsbesatz mit einer Testbefischung im Herbst mit Netzen mit kleinen Maschenweiten (12mm und 15mm) einfach zu diagnostizieren. Vergleichbar zu anderen Seen werden die Renken im Afritzer See aktuell bereits sehr früh laichreif (ab 1+ Jahre). Ab Erreichen der Geschlechtsreife flacht das Längenwachstum in der Regel ab, da ein maßgeblicher Anteil der aufgenommenen Energie dann in den Aufbau der Gonaden fließt. Vor dem Hintergrund dieser Entwicklung ist es am Afritzer sicherlich indiziert, dass geltende Schonmaß (35 cm) regelmäßig auf seine Wirksamkeit zu kontrollieren und gegebenenfalls anzupassen. Werden die Populationsanteile der Längensklassen knapp unterhalb des Brittelmaßes zu groß, kann es passieren, dass diese Fische aufgrund großer Nahrungskonkurrenz nur mehr langsam wachsen und möglicherweise Jahre brauchen, um das Entnahmemaß zu erreichen. In einem angelfischereilich bewirtschafteten See zeichnet sich eine derartige Entwicklung bei einem überdurchschnittlich häufigen Fang von Fischen nahe unterhalb

des Brittelmaßes ab. So entsteht auch die Gefahr eines zu hohen Anteils an Catch-and-Release bei den eher empfindlichen Renken. Im Rahmen einer Anpassung des Schonmaßes kann auch ein Entnahmefenster („Küchenfenster“ z.B. 33 cm – 38 cm) und die Schonung einer effizienten Laicherpopulation (z.B. 38 cm -43 cm) überlegt werden. Nähere Details müssten gesondert besprochen werden.

Ein wichtiges Bewirtschaftungsinstrument ist das Führen einer detaillierten Besatz- (Fischart, Menge, Größe und Herkunft) und Ausfangstatistik (Zeit, Stück, Fischart, Länge etc.; eventuell auch der Fang untermassiger Fische). Über die Jahre ergibt sich daraus ein sehr aufschlussreiches Instrument zur Beurteilung der Entwicklung eines Fischbestandes.

Abschließend wird prinzipiell darauf hingewiesen, dass an einem natürlichen Gewässer sämtliche Besatzmaßnahmen in Bezug auf Nutzen und Risiko (Einschleppung von Parasiten, Krankheiten, fremde Arten, fremder Genetik, etc.) sehr genau und sorgfältig abzuwägen sind. In erster Linie sollte die Bewirtschaftung am vorhandenen, autochthonen Fischbestand ausgerichtet und nicht der Fischbestand per Besatz an eine gewünschte Bewirtschaftung angepasst werden. Nur so kann nachhaltig geerntet werden, was in einem See seiner limnologischen Situation entsprechend (Größe, Nährstoffgehalt, Höhenlage, etc.) jährlich zuwächst. Wenn für den Afritzer See eine mittlere Fischbiomasse entsprechend der Referenz für Laubenseen von ca. 85 kg/ha angenommen wird, wäre bei einer nachhaltigen Entnahme von 10-15 % theoretisch ein jährlicher Ertrag von 8,5 bis 12,8 kg/ha möglich. Bei einer Seefläche von 48 ha würde dies einer nachhaltigen Ernte von 408 – 614 kg Fische/Jahr entsprechen. Mit dieser theoretischen Abschätzung soll dem potentiell nachhaltigen Ertrag eine Dimension als Anhaltspunkt verliehen werden.

4.7.2 Capture-Mark-Recapture

4.7.2.1 Vergleich der gefangenen Fischarten mit unterschiedlichen Fangmethoden

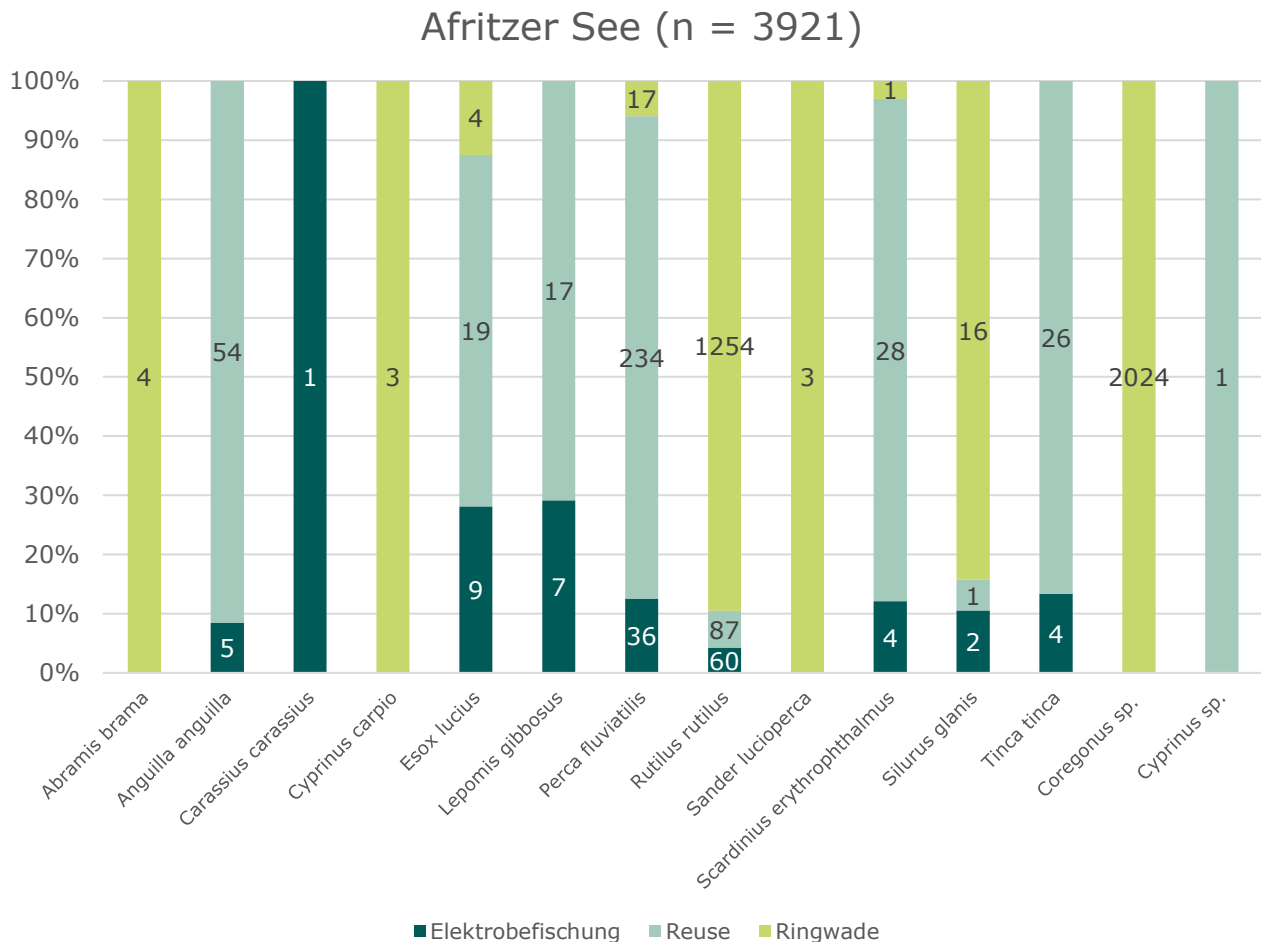


ABBILDUNG 216: DARSTELLUNG DES FANGERFOLGS DER EINZELNEN FANGMETHODEN ANHAND DER ANZAHL GEFANGENER FISCHARTEN.

Der Afritzer See erwies sich unter den untersuchten Seen als der artenreichste See. Insgesamt konnten mittels Reusenfang, Elektrobefischung und Ringwade in Summe 14 Fischarten nachgewiesen und 3.921 Individuen gefangen werden.

Jede der eingesetzten Fangmethoden erfasste neun Arten, allerdings wurde mit unterschiedlichen Methoden unterschiedliche Arten gefangen. So wurden Aal (*Anguilla anguilla*), Hecht (*Esox lucius*), Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) und Schleie (*Tinca tinca*) überwiegend mit Reusen nachgewiesen.

Demgegenüber wurden mit der Ringwade die Arten Brachse (*Abramis brama*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Rotaugen (*Rutilus rutilus*), Zander (*Sander lucioperca*), Europäischer Wels (*Silurus glanis*) sowie Reinanke (*Coregonus* sp.) nachgewiesen (Abbildung 217).

Die Ergebnisse deuten auf einen artspezifischen Fangerfolg der eingesetzten Fangmethoden hin und bestätigen, dass die Erfassungswahrscheinlichkeit einzelner Fischarten je nach angewandter Methode variiert.

In den folgenden Analysen wird der gefangene invasive Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) nicht weiter berücksichtigt, da diese Art nicht in die Fang-Wiederfang-Auswertung einbezogen wurde und die gefangenen Individuen nach dem Fang aus dem Gewässer entnommen wurden.

4.7.2.2 Längenfrequenzdiagramme der gefangenen Fischarten und unterschiedlichen Fangmethoden im Frühjahr und Herbst

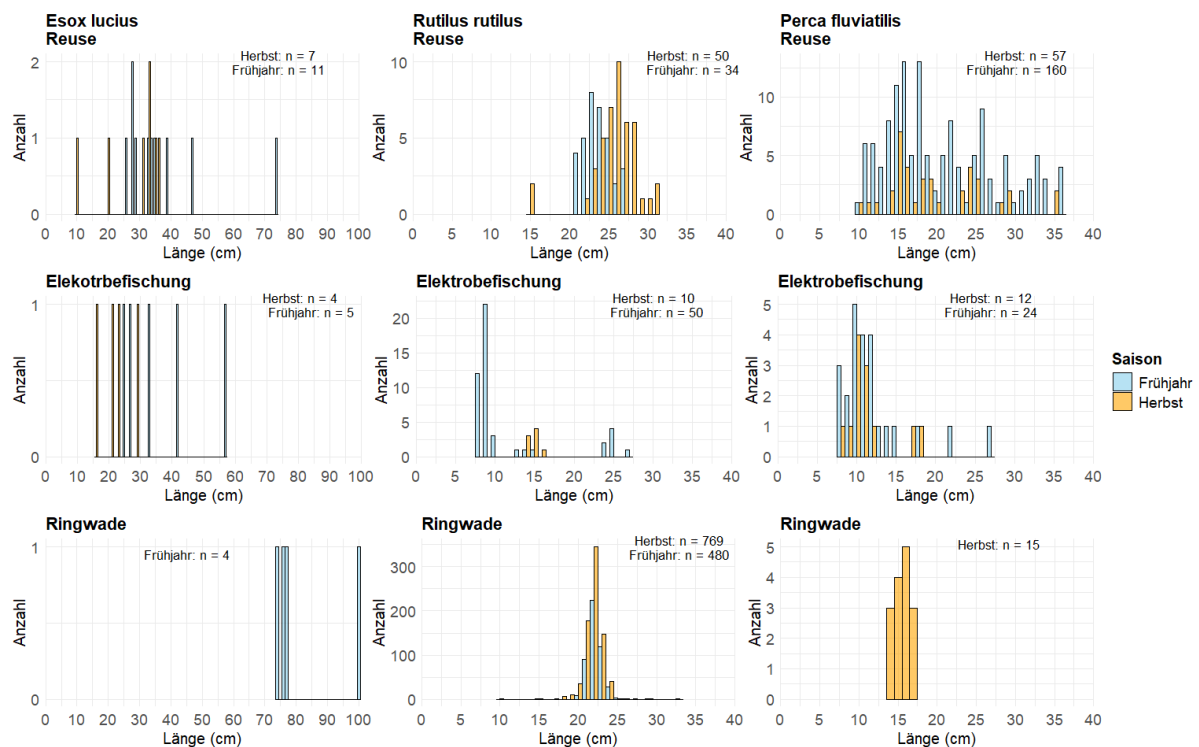


ABBILDUNG 217: LÄNGENFREQUENZDIAGRAMME DER IM AFRITZER SEE ERFASTEN FISCHARTEN NACH FANGMETHODEN IM FRÜHJAHR UND HERBST (EXKLUSIVE WIEDERFÄNGE UND NICHT VERMESSENE INDIVIDUEN).

Im Afritzer See wurden einzelne Individuen des Hechts (*Esox lucius*) gefangen. Dabei erfassten Reusen und Elektrofischerei Individuen über ein breiteres Größenspektrum, während mit der Ringwade lediglich wenige, größere Individuen nachgewiesen wurden.

Beim Rotaugen (*Rutilus rutilus*) konzentrierten sich die mit der Ringwade gefangenen Individuen überwiegend auf die Größenkategorie zwischen 21 cm und 24 cm, während Reusen und Elektrofischerei ein breiteres Größenspektrum von 7 cm bis 31 cm erfassten.

Zudem wurden bei der Elektrofischung vermehrt juvenile Individuen der Familie Leuciscidae nachgewiesen, bei denen es sich vermutlich um Rotaugen und Rotfedern handelte. Diese konnten mit den übrigen eingesetzten Fangmethoden entweder gar nicht oder nur in geringer Anzahl erfasst werden.

Flussbarsche (*Perca fluviatilis*) wurden mittels Elektrofischung überwiegend in juvenilen Längensklassen nachgewiesen, während im Rahmen der Reusenbefischungen ein weiteres Größenspektrum erfasst wurde.

Bedingt durch die Habitatpräferenz in bewachsenen Uferbereichen, war mittels der Ringwade kein Populationsaufbau erkennbar.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse artspezifische Unterschiede im Fangerfolg.

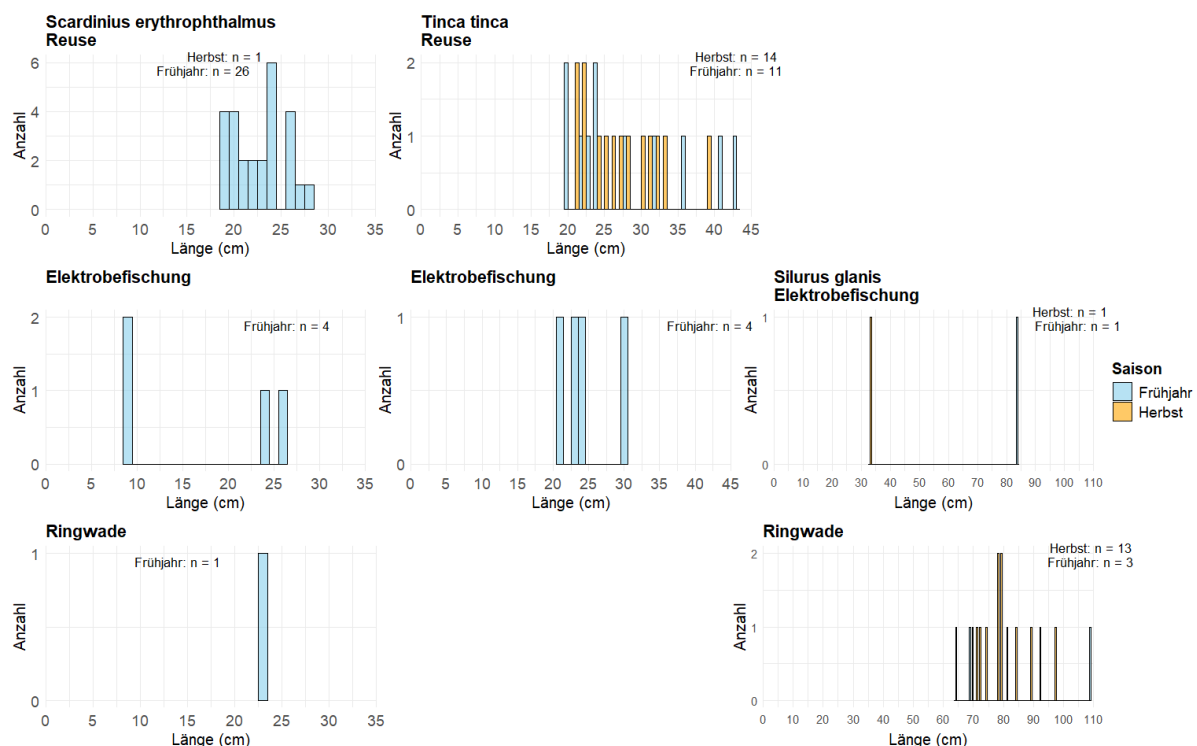


ABBILDUNG 218: LÄNGENFREQUENZDIAGRAMME DER MIT UNTERSCHIEDLICHER FANGMETHODEN GEFANGENER FISCHARTEN IM FRÜHJAHR UND HERBST IM AFRITZER SEE HERBST (EXKLUSIVE WIEDERFÄNGE UND NICHT VERMESSENE INDIVIDUEN).

Auffällig ist, dass die Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) im Afritzer See ausschließlich im Frühjahr und hier überwiegend mit Reusen gefangen wurde. Der Reproduktionsnachweis wurde hier anhand zweier Jungfische wurden mittels Elektrofischung erbracht.

Auch bei der Schleie (*Tinca tinca*) erwies sich die Reusenbefischung als geeignetste Methode zur Erfassung der Längensklassenverteilung, wobei sich der Fangerfolg zwischen Frühjahr und Herbst kaum unterschied.

Vom Europäischen Wels (*Silurus glanis*) wurde ein Individuum mit Reusen gefangen, jedoch ohne exakter Längenbestimmung da das Individuum für eine schonende Erfassung zu groß (über 1,2 m) war. Insgesamt zeigt der Methodenvergleich jedoch, dass Welse hauptsächlich mittels Ringwade nachgewiesen wurde.

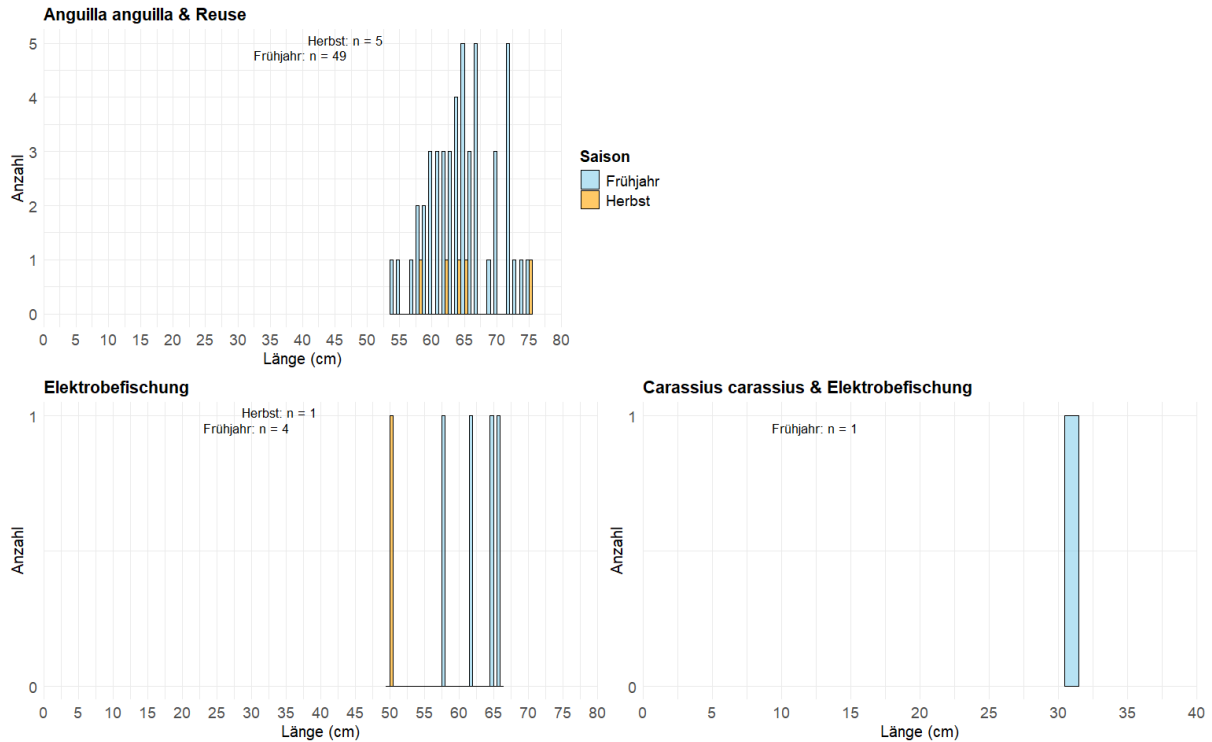


ABBILDUNG 219: LÄNGENFREQUENZDIAGRAMME DER MIT UNTERSCHIEDLICHER FANGMETHODEN GEFANGENER FISCHARTEN IM FRÜHJAHR UND HERBST IM AFRITZER SEE HERBST (EXKLUSIVE WIEDERFÄNGE UND NICHT VERMESSENE INDIVIDUEN).

Aufgrund der fehlenden Reproduktionsmöglichkeit der Aale wurden nur adulte Individuen zwischen 50 und 75 cm überwiegend mit den Reusen nachgewiesen.

Eine Karausche konnte mithilfe der Elektrofischung erfasst werden.

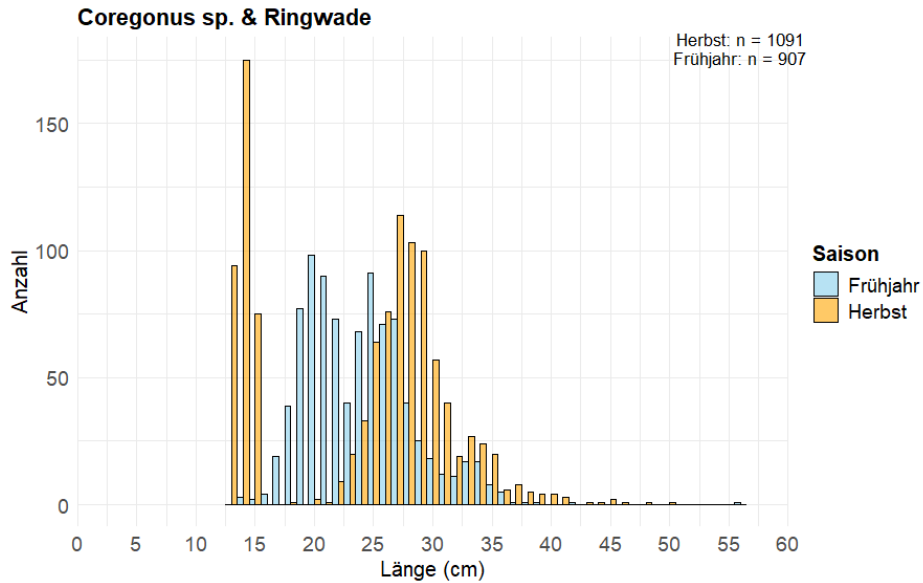


ABBILDUNG 220: LÄNGENFREQUENZDIAGRAMM DER MIT RINGWADE GEFANGENEN REINANKEN IM FRÜHJAHR UND HERBST IM AFRITZER SEE HERBST (EXKLUSIVE WIEDERFÄNGE UND NICHT VERMESSENE INDIVIDUEN).

Das Längenfrequenzdiagramms der Reinanke zeigt, dass durch den Einsatz der Ringwade das Größenspektrum dieser Art im See fast vollständig abgebildet werden konnte. Dies ermöglicht einen guten Einblick in den Populationsaufbau der Reinanke im Afritzer See. Herauszuheben ist hierbei der erfolgreiche Nachweis von Jungfischen im Rahmen der Herbstbefischungen.

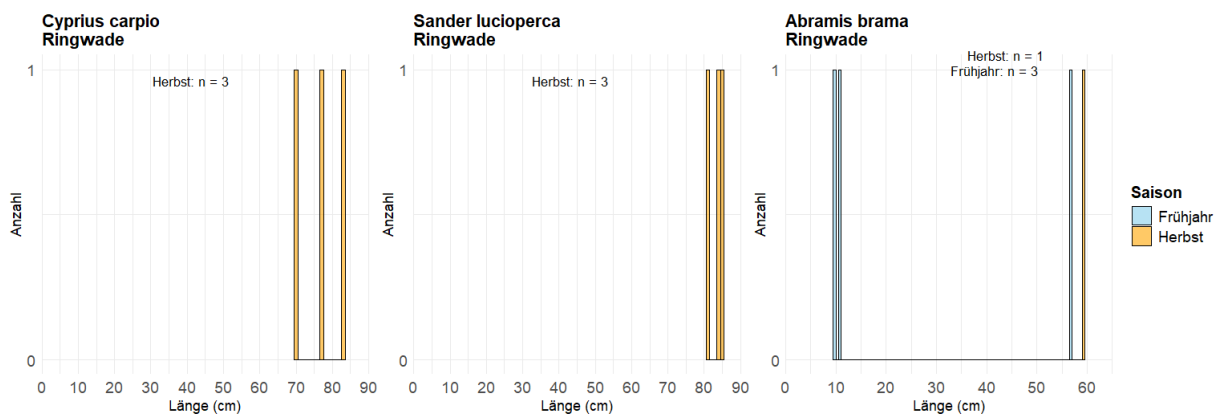


ABBILDUNG 221: LÄNGENFREQUENZDIAGRAMME DER MIT RINGWADE GEFANGENEN FISCHARTEN IM FRÜHJAHR UND HERBST IM AFRITZER SEE HERBST (EXKLUSIVE WIEDERFÄNGE UND NICHT VERMESSENE INDIVIDUEN).

Einzelne Individuen der Brachse, Karpfen und Zander konnten ausschließlich mit der Ringwade erfasst werden, wobei Karpfen und Zander nur im Herbst gefangen wurden.

4.7.2.3 Längenstatistik gefangener Fischarten nach Fangmethode

TABELLE 96: VERGLEICH DER LÄNGENSTATISTIK GEFANGENER FISCHARTEN ZWISCHEN VERSCHIEDENEN FANGMETHODEN HERBST (EXKLUSIVE NICHT VERMESSENE INDIVIDUEN).

Fischart	Fangmethode	Minimum (cm)	Maximum (cm)	Mittelwert (cm)	Stabw. (cm)	n
Abramis brama	Ringwade	9,5	59	34,1	27,6	4
Anguilla anguilla	Elektrobleifischung	50	66,5	60,3	6,6	5
	Reuse	54	75,5	65,0	5,2	53
Carassius carassius	Elektrobleifischung	31	31	31,0		1
Coregonus sp.	Ringwade	13	56	24,1	6,4	1997
Cyprinus sp.	Reuse	14	14	14,0		1
Cyprinus carpio	Ringwade	70	83	76,7	6,5	3
Esox lucius	Elektrobleifischung	16	57	30,5	12,4	9
	Reuse	10	74,5	33,8	13,1	17
	Ringwade	74	100	81,8	12,2	4
Perca fluviatilis	Elektrobleifischung	7,5	27	12,1	4,1	36
	Reuse	10	36,5	20,7	6,8	171
	Ringwade	13,5	17,5	15,6	1,2	15
Rutilus rutilus	Elektrobleifischung	7,5	27	12,1	5,6	55
	Reuse	14,5	31	24,9	2,8	78
	Ringwade	10	33	22,2	1,2	1247
Sander lucioperca	Ringwade	81	85	83,3	2,1	3
Scardinius erythrophthalmus	Elektrobleifischung	8,5	26,5	17,0	9,6	4
	Reuse	19	28,5	23,0	2,7	26
	Ringwade	23	23	23,0		1
Silurus glanis	Elektrobleifischung	33	84	58,5	36,1	2
	Ringwade	64	109	80,4	11,7	16
Tinca tinca	Elektrobleifischung	21	30	24,5	3,9	4
	Reuse	19,5	43	27,9	6,7	25
Rutilus rutilus/Scardinius erythrophthalmus	Elektrobleifischung	0	0	0,0	0,0	70

Tabelle 96 fasst die Ergebnisse der Längenfrequenzdiagramme zusammen und stellt diese in numerischer Form dar. Dabei ist zu berücksichtigen, dass für Fischarten mit einer Stichprobengröße von < 20 keine repräsentativen Aussagen über unterschiedliche Fangerfolge verschiedener Längensklassen in Abhängigkeit von den eingesetzten Fangmethoden getroffen werden können.

Die Ergebnisse zeigen deutliche methodenspezifische Unterschiede sowohl im Fangerfolg einzelner Arten als auch in der Erfassung verschiedener Längensklassen. Generell wurden mit der Elektrobleifischung vermehrt kleinere bzw. juvenile Individuen nachgewiesen, während passive Fanggeräte wie Reusen ein breiteres Spektrum an Längensklassen erfassten.

Für den Hecht (*Esox lucius*) erwies sich die Reusenbleifischung als besonders geeignet, da hier sowohl mehr Individuen als auch unterschiedliche Längensklassen erfasst wurden. Auch beim

Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) wurden die meisten Individuen mit Reusen gefangen und gleichzeitig ein breites Längenklassenspektrum abbildeten.

Beim Rotaugen (*Rutilus rutilus*) wurden die meisten Individuen mit der Ringwade gefangen, wobei sich der Großteil der Individuen auf Körperlängen zwischen 21 und 24 cm konzentrierte.

Insgesamt verdeutlichen die Ergebnisse, dass die Fangmethoden sowohl artspezifische Unterschiede im Fangerfolg als auch methodenspezifische Unterschiede in der Erfassung verschiedener Größen- bzw. Altersklassen aufweisen.

4.7.2.4 Vergleich Fangerfolg einzelner Fischarten im Frühjahr und Herbst

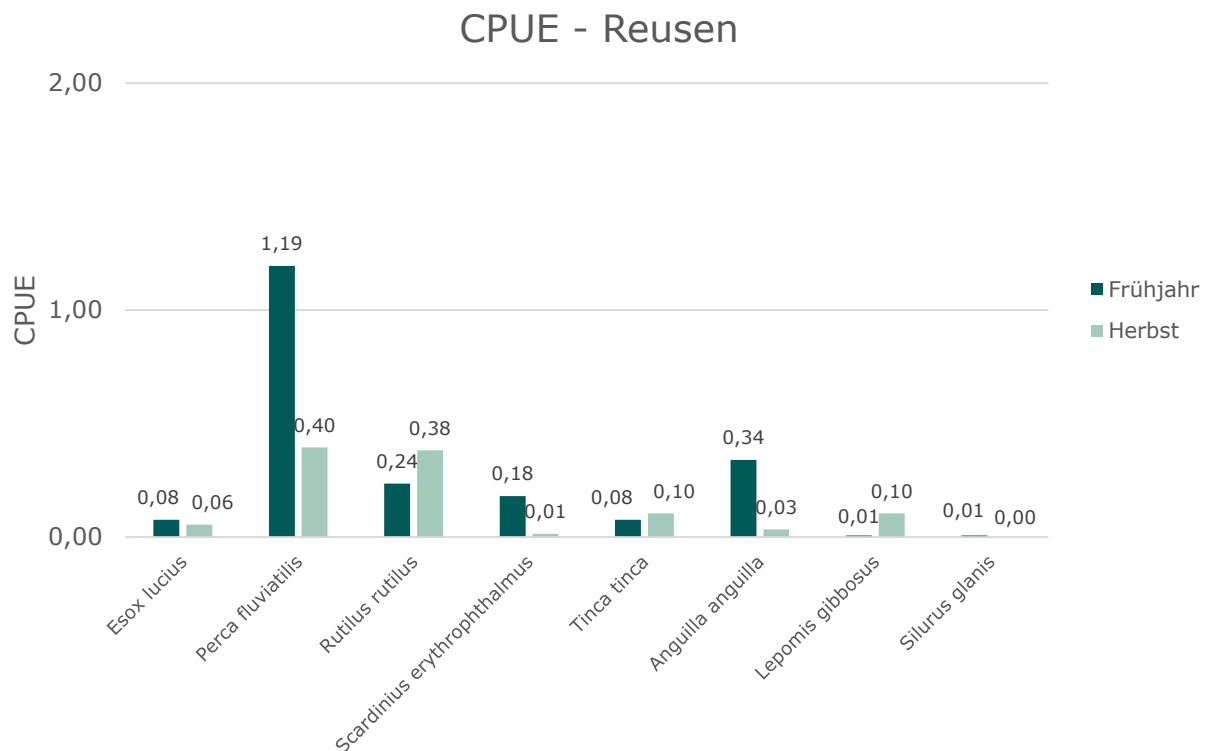


ABBILDUNG 222: VERGLEICH DES FANGERFOLGS DER REUSEN (CPUE = FANG PRO REUSE PRO TAG) UNTERSCHIEDLICHER FISCHARTEN IM FRÜHJAHR UND HERBST IM AFRITZER SEE.

Der Fang pro Reuse und Tag weist im Afritzer See insgesamt eine sehr geringe Fangrate auf. Dennoch wurden Flussbarsche, Rotfedern und Aale im Frühjahr mit leicht höheren Individuenzahlen erfasst. Ein im Herbst beobachteter erhöhter Fangerfolg einzelner Arten ist hingegen als gering und kaum aussagekräftig zu bewerten.

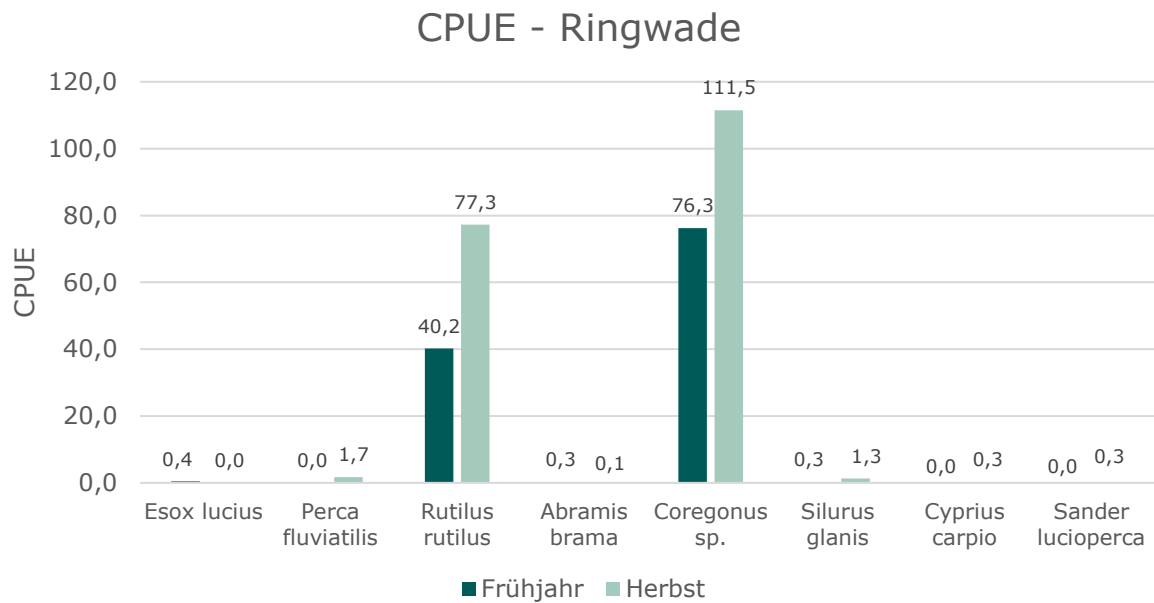


ABBILDUNG 223: VERGLEICH DES FANGERFOLGS DER RINGWADE (CPUE = FANG PRO ZUG)
UNTERSCHIEDLICHER FISCHARTEN IM FRÜHJAHR UND HERBST IM AFRITZER SEE.

Einen deutlich höheren Fangerfolg mit der Ringwade konnte bei Rotaugen und Reinanken im Herbst erzielt werden.

4.7.2.5 Auswertung Capture-Mark-Recapture

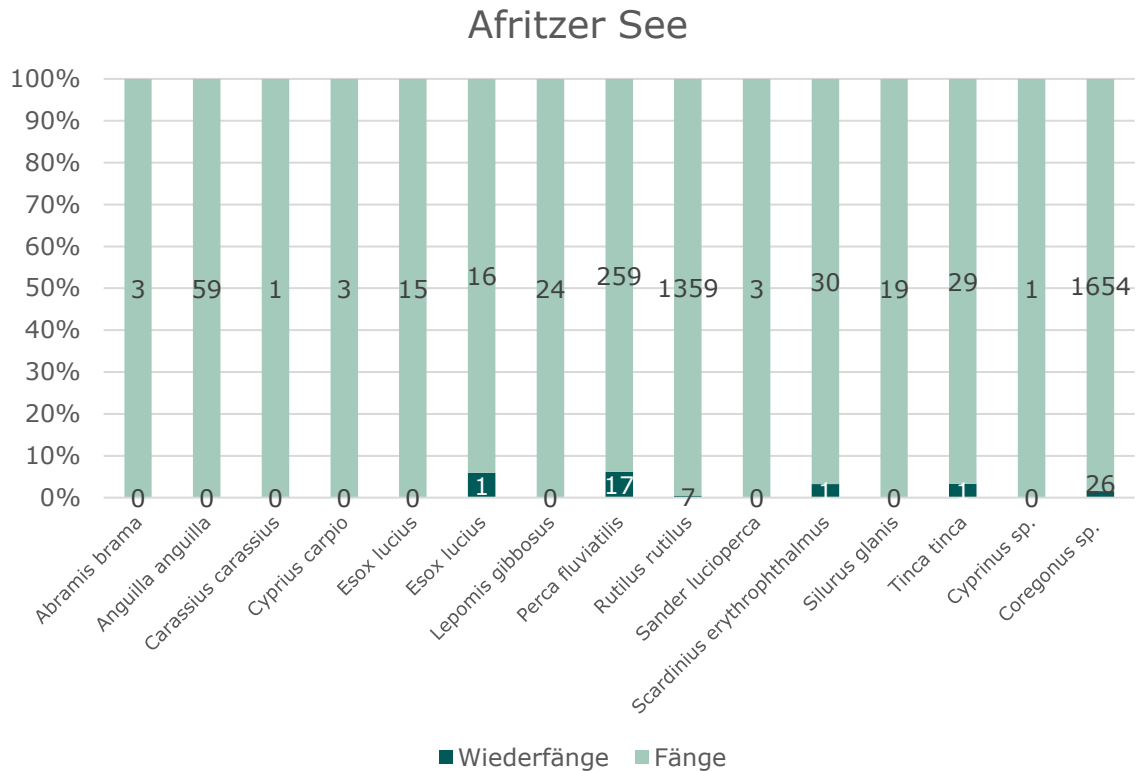


ABBILDUNG 224: FANG-WIEDERFANG-VERHÄLTNISS EINZELNER FISCHARTEN IM AFRITZER SEE (EXKLUSIVE DOPPELTER WIEDERFÄNGE EINZELNER INDIVIDUEN).

Im Afritzer See (Abbildung 224) erreichte keine Fischart die Wiederfangrate von mindestens 10 %, um die CMR-Methode (Capture-Mark-Recapture) erfolgreich anzuwenden.

4.7.2.6 Diskussion der Capture-Mark-Recapture-Ergebnisse im Afritzer See

Im Jahr 2025 wurden im Afritzer See mithilfe der Fangmethoden Reusen-, Elektro- und Ringwadenbefischung insgesamt 3.921 Individuen aus 14 Fischarten nachgewiesen. Damit stellte der Afritzer See das artenreichste Gewässer unter den untersuchten Seen dar.

Mit allen drei eingesetzten Fangmethoden konnte jeweils eine vergleichbare Anzahl an Arten erfasst werden, jedoch unterschieden sich die nachgewiesenen Arten je nach Methode. Abbildung 217 bis Abbildung 222 verdeutlichen die artspezifische Selektivität der einzelnen Fangmethoden, was unter anderem auf deren Einsatz in unterschiedlichen Habitaten zurückzuführen ist. Dieses Ergebnis unterstreicht den Vorteil der kombinierten Anwendung mehrerer Fangmethoden, um ein möglichst vollständiges Bild der vorhandenen Fischgemeinschaft sowie deren Populationsstruktur zu erhalten.

Auffällig war, dass Rotaugen im Herbst häufiger gefangen wurden als im Frühjahr. Zudem konnten im Herbst mit der Ringwade die meisten Rotaugen erfasst werden (Abbildung 224). Im Vergleich zu anderen Seen mit Rotaugenbeständen (Erlaufsee und Gleinkersee) wurden insgesamt nur geringe Individuenzahlen mit Reusen gefangen. Eine mögliche Ursache hierfür könnte im frühen Auslegezeitpunkt der Reusen, insbesondere vor der Laichzeit, liegen.

Insgesamt wurde mit der Ringwade die höchste Anzahl an Individuen und Artenzahl im Herbst nachgewiesen. Als Besonderheit sei erwähnt, dass es im Herbst in einem einzelnen Fangdurchgang mittels Ringwade gelang, sieben Arten nachzuweisen. Eine mögliche Erklärung hierfür könnte in der thermischen Schichtung des Sees und der damit verbundenen reduzierten Sauerstoffverfügbarkeit in tieferen Wasserschichten liegen. Dadurch konzentrieren sich Fische verstärkt in sauerstoffreicheren Bereichen zwischen 0 und 10 m Tiefe.

Dies stellt bei derartig geschichteten Seen eine potentielle Steigerung der Effizienz zur Fischbestandserhebung mittels Ringwade dar.

Die häufigsten nachgewiesenen Arten waren Reinanken (52 %) und Rotaugen (36 %), gefolgt vom Flussbarsch (7 %). Alle übrigen Arten gingen mit jeweils weniger als 1 % des Gesamtfangs in die Statistik ein.

Auf Auskunft des Bewirtschafters werden Reinanken jährlich im Juvenilstadium besetzt. Ob die hohe Individuendichte dieser Größenklasse bis 16 cm alleinig auf diesen Besatz zurückzuführen ist oder zumindest teilweise durch Eigenaufkommen gedeckt wird, ist anhand dieses Projektdesigns nicht feststellbar.

Es wird davon ausgegangen, dass der Afritzer See ursprünglich neun Fischarten beheimatet hat. Heute beherbergt er jedoch infolge von Besatzmaßnahmen mehrere nicht autochthone Fischarten (Gassner et al., 2005).

Der Aal wurde zumindest bis zum Jahr 1973 regelmäßig besetzt (Hubmann, 1996); spätere Besatzmaßnahmen sind nicht dokumentiert. Da Aale zu den katadromen Wanderfischen zählen, bei denen geschlechtsreife Individuen aus Süßwasserkörpern in die Sargassosee im Atlantik abwandern, um dort zu laichen, ist davon auszugehen, dass alle im Afritzer See nachgewiesenen Individuen auf frühere Besatzmaßnahmen zurückzuführen sind.

4.7.3 eDNA-Analyse

4.7.3.1 Diagnostischer Nachweis der Krebspest

In keiner der Proben wurde eDNA von *A. astaci* detektiert. Dies deutet darauf, dass zum Zeitpunkt der Beprobung keine Sporen der Krebspest in den beprobten Bereichen vorhanden waren.

4.7.3.2 Metabarcoding Fische und Krebstiere

Tabelle 97 liefert eine Übersicht über die analysierten Proben, die andere Tabelle 98 enthält die Detailergebnisse zu den Proben aus dem Afritzer See, in denen im Metabarcoding verwertbare DNA-Sequenzen aus den Zielgruppen amplifiziert wurden. Dargestellt werden die %ID Übereinstimmungen der generierten DNA-Sequenzen mit jenen in der Referenzdatenbank Genbank. Da in einer Probe eine Art i.d.R. durch mehrere Sequenzgruppen mit z.T. unterschiedlicher Übereinstimmung repräsentiert wird, ist dieser Wert als gewichtetes Mittel dargestellt. Für die Beurteilung sicherer Artnachweise wird die beste Übereinstimmung herangezogen.

Als sicherer Nachweis für die DNA einer Art gelten Detektionen von DNA-Sequenzen, welche zu 99% mit jenen dieser Art in den Datenbanken übereinstimmen und darüber hinaus mindestens 1% der generierten DNA-Sequenzen in der jeweiligen Probe ausmachen. DNA-Sequenzen mit einer Übereinstimmung unter 99% und/oder einer geringen Anzahl (<1% pro Probenstelle und Zielgruppe) gelten als „wahrscheinliche“ Nachweise.

DNA-Moleküle repräsentiert die Anzahl der detektierten DNA-Sequenzen in der Probe und die Angabe %Moleküle beschreibt den jeweiligen Prozentsatz pro Probe.

TABELLE 97:ÜBERSICHT DER ANALYSIERTEN PROBEN IM AFRITZER SEE.

QR-Code	Datum	Uhrzeit	Probennahme	Volumen
ID0002914	28.05.2025	15:20	Afritzer See, Ausrinn	5 L
ID0002915	28.05.2025	13:30	Afritzer See, Ostufer	5 L
ID0002916	28.05.2025	11:30	Afritzer See, Westufer	4,5 L
ID0002917	28.05.2025	09:30	Afritzer See, Freiwasser	5

TABELLE 98: DETAILERGEBNISSE ZU DEN PROBEN AUS DEM AFRITZER SEE.

QR-Code	Familie	Spezies	Artname Deutsch	%_ID	DNA-Moleküle	%Moleküle
ID0002914	Asellidae	Asselus aquaticus	Wasserassel	100	381	100
ID0002914	Leuciscidae	Rutilus rutilus	Rotaugen	99,29	32368	43,17
ID0002914	Cyprinidae	Cyprinus carpio	Karpfen	99,27	14163	18,89
ID0002914	Percidae	Perca fluviatilis	Flussbarsch	99,4	10338	13,79
ID0002914	Anguillidae	Anguilla anguilla	Europäischer Aal	99,41	4381	5,84
ID0002914	Leuciscidae	Scardinius erythrophthalmus	Rotfeder	99,13	3161	4,22
ID0002914	Salmonidae	Coregonus	Maräne, Reinanke	99,35	2727	3,64
ID0002914	Esocidae	Esox lucius	Europäischer Hecht	99,39	2427	3,24
ID0002914	Xenocyprididae	Ctenopharyngodon idella	Graskarpfen	99,11	1744	2,33
ID0002914	Tincidae	Tinca tinca	Schleie	99,16	1178	1,57
ID0002914	Leuciscidae	Abramis brama	Brachse	99,81	892	1,19
ID0002914	Leuciscidae	Leuciscidae	Weißfische	98,47	765	1,02
ID0002914	Leuciscidae	Squalius cephalus	Aitel/Döbel	99,43	400	0,53
ID0002914	Xenocyprididae	Hypophthalmichthys nobilis	Marmorkarpfen	99,81	166	0,22
ID0002914	Leuciscidae	Leuciscus leuciscus	Hasel	98,86	102	0,14
ID0002914	Centrarchidae	Lepomis gibbosus	Sonnenbarsch	100	78	0,1
ID0002914	Cyprinidae	Cyprinidae	Karpfenfische	96,29	52	0,07
ID0002914	Leuciscidae	Leuciscus	Weißfische	97,73	26	0,03
ID0002914	Esocidae	Esox flaviae	Hecht	98,8	14	0,02
ID0002915	Asellidae	Asselus aquaticus	Wasserassel	100	107	100
ID0002915	Leuciscidae	Rutilus rutilus	Rotaugen	99,38	37021	60,34
ID0002915	Percidae	Perca fluviatilis	Flussbarsch	99,35	14318	23,34
ID0002915	Anguillidae	Anguilla anguilla	Europäischer Aal	99,39	2702	4,4
ID0002915	Esocidae	Esox lucius	Europäischer Hecht	99,4	2627	4,28
ID0002915	Cyprinidae	Cyprinus carpio	Karpfen	99,08	1996	3,25
ID0002915	Salmonidae	Coregonus	Maräne, Reinanke	99,11	768	1,25
ID0002915	Leuciscidae	Scardinius erythrophthalmus	Rotfeder	99,29	553	0,9
ID0002915	Salmonidae	Salvelinus	Saibling	99,27	364	0,59
ID0002915	Leuciscidae	Abramis brama	Brachse	99,43	344	0,56
ID0002915	Centrarchidae	Lepomis gibbosus	Sonnenbarsch	99,99	289	0,47
ID0002915	Tincidae	Tinca tinca	Schleie	99,14	213	0,35
ID0002915	Leuciscidae	Leuciscidae	Weißfische	97,78	149	0,24
ID0002915	Leuciscidae	Leuciscus leuciscus	Hasel	97,73	10	0,02
ID0002915	Asellidae	Asselus aquaticus	Wasserassel	100	342	100
ID0002916	Leuciscidae	Rutilus rutilus	Rotaugen	99,3	18608	39,72
ID0002916	Percidae	Perca fluviatilis	Flussbarsch	99,39	10503	22,42
ID0002916	Cyprinidae	Cyprinus carpio	Karpfen	99,21	7906	16,88
ID0002916	Anguillidae	Anguilla anguilla	Europäischer Aal	99,4	2984	6,37
ID0002916	Esocidae	Esox lucius	Europäischer Hecht	99,96	2052	4,38
ID0002916	Leuciscidae	Scardinius erythrophthalmus	Rotfeder	99,29	1672	3,57
ID0002916	Tincidae	Tinca tinca	Schleie	98,98	1255	2,68

ID0002916	Leuciscidae	Abramis brama	Brachse	99,55	529	1,13
ID0002916	Xenocyprididae	Ctenopharyngodon idella	Graskarpfen	99,06	444	0,95
ID0002916	Leuciscidae	Leuciscidae	Weißfische	97,41	434	0,93
ID0002916	Salmonidae	Coregonus	Maräne, Reinanke	100	283	0,6
ID0002916	Centrarchidae	Lepomis gibbosus	Sonnenbarsch	99,43	112	0,24
ID0002916	Leuciscidae	Leuciscus	Weißfische	97,73	54	0,12
ID0002916	Leuciscidae	Squalius cephalus	Aitel/Döbel	100	14	0,03
ID0002917	Leuciscidae	Rutilus rutilus	Rotaue	99,42	55113	54,42
ID0002917	Anguillidae	Anguilla anguilla	Europäischer Aal	99,4	22546	22,26
ID0002917	Percidae	Perca fluviatilis	Flussbarsch	99,4	9568	9,45
ID0002917	Salmonidae	Coregonus	Maräne, Reinanke	99,39	8895	8,78
ID0002917	Leuciscidae	Abramis brama	Brachse	99,39	4604	4,55
ID0002917	Cyprinidae	Cyprinus carpio	Karpfen	99,96	440	0,43
ID0002917	Leuciscidae	Leuciscidae	Weißfische	97,74	89	0,09
ID0002917	Salmonidae	Coregonus lavaretus	Felchen	100	10	0,01

Im Afritzer See konnte eDNA von Crustaceae in drei der vier Proben nachgewiesen werden: ID0002914, ID0002915 und ID0002916. Dabei handelte es sich um eDNA der Wasserassel (*Asellus aquaticus*). In diesem See konnten keine Vertreter aus der Gruppe der Decapoda (Zehnfüßkrebse) nachgewiesen werden. Am meisten Taxa fanden sich in Probe ID0002914 am Ausrinn des Sees mit 18 Taxa und 14 Arten und in ID0002917 im Freiwasser am wenigsten (8 Arten und 6 Taxa). Gesamt für den See betrachtet wurden 16 Fischarten identifiziert, wobei Aal, Karpfen, Brachse und Rotaue in allen vier Proben detektiert worden sind (Tabelle 99).

TABELLE 99: ÜBERBLICK ÜBER DIE FISCHARTEN IM AFRITZER SEE. DIE PROBENZAHL GIBT AN, IN WIEVIELEN DER FILTERPROBEN EDNA DER JEWEILIGEN SPEZIES NACHGEWIESEN WORDEN IST.

	Fischart	Probenzahl
Afritzer See	<i>Anguilla anguilla</i>	4
	<i>Cyprinus carpio</i>	4
	<i>Abramis brama</i>	4
	<i>Rutilus rutilus</i>	4
	<i>Perca fluviatilis</i>	4
	<i>Coregonus</i>	4
	<i>sp.</i>	4
	<i>Lepomis gibbosus</i>	3
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	3
	<i>Tinca tinca</i>	3
	<i>Esox lucius</i>	3
	<i>Leuciscus leuciscus</i>	2
	<i>Squalius cephalus</i>	2
	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	2
	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	1
	<i>Salvelinus sp.</i>	1
	<i>Coregonus lavaretus</i>	1

Die Detektion für eDNA aus der Gattung *Salvelinus* lässt sich als Nachweis für das Vorkommen heimischer Saiblinge interpretieren. Leider kann man die beiden Arten *S. umbla* und *S. fontinalis* molekular auf dem gewählten Genabschnitt 12S nicht voneinander unterscheiden.

Jene Nachweise, welche der Gattung *Leuciscus* und auch der Art *L. leuciscus* zugewiesen worden sind, lassen auf ein Vorkommen der Hasel (*L. leuciscus*) deuten. Allerdings ist diese Art nahe verwandt mit dem Nerfling (*L. idus*). Die beiden Spezies der Gattung *Leuciscus* unterscheiden sich nur durch ein einziges Basenpaar auf dem Genabschnitt 12S. Bei einer %ID unter 100% kann daher zwischen den beiden Arten nicht eindeutig unterschieden werden.

In Probe ID0002914 sind zahlreiche Sequenzen, welche eindeutig als Hecht *Esox lucius* identifiziert wurden und ein „Nachrauschen“ von Sequenzen, welche aufgrund ihrer minderen Qualität nur *E. flaviae* zugeordnet werden. Neben den gut erhaltenen und damit auch gut lesbaren DNA-Sequenzen finden sich immer auch Bruchstücke oder durch natürliche Abbauprozesse beschädigte Moleküle in der freien Wassersäule, welche eine eindeutige Zuordnung auf eine Art nicht mehr erlauben.

Es fand sich auch eDNA des Sonnenbarsches, einer Art, die auf der Invasiven Liste der EU steht.

4.7.3.3 Interpretation der Ergebnisse

Grundsätzlich ist die Zuordnung auf Artebene mittels Metabarcoding immer auch hinsichtlich der Plausibilität kritisch zu hinterfragen. Für einzelne heimische Arten kann es vorkommen, dass zum Zeitpunkt des Abgleichs (noch) keine DNA-Sequenzen für den untersuchten Genabschnitt in den öffentlich zugänglichen Datenbanken verfügbar sind (wie beispielsweise für die Koppe der Fall). Beim Einsatz des Algorithmus, welcher die Übereinstimmung der DNA-Sequenzen in den Proben mit jenen in der Sequenzdatenbank vergleicht, werden in solchen Fällen die nächst verwandten Arten aus derselben Gattung angezeigt (welche mitunter nur außerhalb der untersuchten Region vorkommen können) – allerdings mit einer vergleichsweise geringeren Übereinstimmung (%ID $\leq$ 98%). Dies gilt es, bei der Interpretation der Daten zu beachten. Diese vermeintlichen „Nachweise“ nicht heimischer Arten sind in der Praxis dahingehend zu interpretieren, dass es sich hierbei mit hoher Wahrscheinlichkeit um Nachweise der verwandten heimischen Arten handelt. Während ein eDNA-Nachweis eindeutig für das Vorkommen einer bestimmten Art spricht, bedeutet ein Nichtnachweis nicht zwingend, dass das Vorkommen dieser Art völlig auszuschließen ist. Es kann vorkommen, dass an einer Probenstelle keine Nachweise detektiert werden, weil z.B. nur sehr wenige Individuen im Gewässer sind oder sich diese über einen längeren Zeitraum nur in tieferen Lagen aufgehalten haben. Ebenso können solche Falsch-Negative darin begründet sein, dass die Dominanz einzelner Arten dazu führt, dass vergleichsweise niederstete Arten „übersehen“ werden, weil die wenigen DNA-Moleküle einzelner Individuen keinen Platz in der Analyse erhalten. Zur Erklärung: beim Metabarcoding gibt es eine definierte Anzahl an Analyseplätzen pro Durchlauf für die Sequenzierung. Die DNA-Moleküle, welche einen Platz auf der Platte erhalten, werden vervielfältigt und auch gelesen (sequenziert). Wenn hier eine ausgeprägte Dominanz der eDNA von einzelnen Arten vorherrscht und von anderen vergleichsweise nur geringe DNA-Spuren vorhanden sind, dann kann es dazu kommen, dass der überwiegende Teil der Plätze an die dominanten Arten geht und die wenigen DNA-Moleküle von Spezies, welche sich eher außerhalb der beprobten Bereiche aufhalten, nicht erfasst und damit auch nicht detektiert werden.

Zu bedenken ist auch, dass eine solche Fischbestandsanalyse anhand von eDNA immer nur eine Momentaufnahme ist und wir hiermit einen rein qualitativen Nachweis erhalten (nachgewiesen/nicht nachgewiesen). Auch wenn die Anzahl an Sequenzen innerhalb einer Probe einen möglichen Aufschluss über die Menge an eDNA liefern kann, so ist zu berücksichtigen, dass diese Menge nur unter sehr bestimmten Voraussetzungen auch mit der Individuenzahl korrelieren kann (Thalinger *et al.* 2019). Die Menge an eDNA im Freiwasser wird neben der Zahl an Individuen von zahlreichen Faktoren beeinflusst, sowohl bei der Abgabe – wie z.B. durch die Biologie, die Größe, das Alter aber auch die Aktivität und die Fitness der Tiere – als auch durch physikalische Parameter wie die Entfernung zur „DNA-Quelle“, die Fließgeschwindigkeit, Turbulenzen oder Trübstoffführung sowie natürliche Abbauprozesse im Gewässer.

Für fundierte Ergebnisse empfehlen sich wiederholte Probennahmen übers Jahr verteilt und ggf. eine gezielte Nachsuche mittels diagnostischer Nachweise nach bestimmten Arten, von denen man weiß, dass sie sich eher in tiefen Schichten aufhalten bzw. nur wenige Individuen vertreten sind. Eine diagnostische PCR ist deutlich sensitiver als ein Metabarcoding, da damit gezielt nach der eDNA einer bestimmten Art gesucht werden kann.

4.8 Laudachsee

Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der
Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen (MFKK)

EMFAF 2021-2027



Hecht, adult, © ÖBf Archiv/Ratschan 2016

Edelkrebs © Pia Teufel, 2024

Mit Unterstützung von Bund, Ländern und Europäischer Union

Bundesministerium
Land- und Forstwirtschaft,
Klima- und Umweltschutz,
Regionen und Wasserwirtschaft



 **Bundesamt
für Wasserwirtschaft**
Institut für Gewässerökologie
und Fischereiwirtschaft



Endbericht – EMFAF-Projekt: Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen

Autoren: Luisa Wallner MSc¹, DI Andreas Haas¹, Philipp Schubert-Zsilavecz BSc¹,
DI Stefan Auer², Samuel Auer MSc², Mag. Dr. Martin Luger³,
Mag. Dr. Barbara Pammlinger-Lahnsteiner³,
Mag. Barbara Kammerlander PhD³, Dr. Corinna Wallinger⁴

Institut: ¹ Österreichische Bundesforste AG, ² Blattfisch e.U.,
³ Bundesamt für Wasserwirtschaft, ⁴ Sinsoma GmbH

Berichtszeitraum: 01.04.2023 bis 31.03.2026

Datum: 31.03.2026

Kontakt: Luisa Wallner MSc
Österreichische Bundesforste AG
Pummergasse 10-12
3002 Purkersdorf
Austria

T: +43 664 819 73 82

Luisa.wallner@bundesforste.at
www.bundesforste.at

4.8.1 Standardmethodik Fischbestandserhebung

4.8.1.1 Einleitung

Im Rahmen des Projekts „Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen“ (MFKK) wurde vom Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie und Fischereiwirtschaft (BAW-IGF Scharfling, Mondsee), am Laudachsee im Zeitraum vom 19. - 20. August 2025 eine standardisierte Erhebung des Fischbestandes durchgeführt.

Die Untersuchung erfolgte gemäß den Vorgaben des Leitfadens des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft (BMLRT, B1 Leitfaden Seen, Qualitätselement Fische):

https://www.bmluk.gv.at/dam/jcr:2c4f5182-b311-49ce-aa43-b0be61a98266/B1_SE_FIS.pdf.

Zur Datenerhebung kamen Kiemennetze sowie eine Uferelektrobefischung zum Einsatz.

Kiemennetzbefischung

Die Felderhebung, Probenahme, Probenaufarbeitung und Ergebnisermittlung folgten dem in der Einführung genannten Leitfaden. Dazu wurden für die Durchführung der standardisierten Fischbestandserhebung (ÖNORM EN 14757) pelagische (= Freiwasser, Schwebnetze) und benthische (= Grundnetze) Multimaschenkiemennetze Typ Nordic verwendet (Tabelle 100). Die von der genannten Norm vorgegebenen Kiemennetze wurden nach einem vorbereiteten Plan während einer Nacht, im See exponiert (Abbildung 226). Die Grundnetze wurden entlang des Ufers in den definierten Tiefenstufen ausgebracht. Im Freiwasser wurde zur Befischung der Wassersäule, über der tiefsten Stelle des Sees nur ein Netz verwendet, da im Laudachsee ab 8 m Tiefe ein Sauerstoffdefizit herrscht. Der See bietet somit ab dieser Tiefe keinen Lebensraum für Fische. Um die Fangdauer von mindestens 12 Stunden laut Norm einhalten zu können, wurden die Netze am Abend (zwischen 16:00 und 20:00 Uhr) gesetzt und am Morgen (zwischen 06:00 und 08:00 Uhr) gehoben.

TABELLE 100: MAßE UND MASCHENWEITEN DER VERWENDETEN KIEMENNETZE.

Netzart	Länge	Höhe	Maschenweiten (mm)
Pelagisch = Freiwasser Multi-Maschen	27,5 m	6 m	6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43; 55
Benthisch = Grund Multi-Maschen	30 m	1,5 m	5; 6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43; 55

Sofort nach dem Heben der Netze wurden diese mitsamt den gefangenen Fischen in eine mit Wasser gefüllte Wanne gegeben und die Fische mit einem elektrischen Fischtöter getötet. Danach wurden sie bis zur Aufarbeitung an Land in einer Wanne gelagert und zur Kühlung mit Eis bedeckt. Jedes Netz wurde in der Folge für sich bearbeitet, alle Fische wurden Netzblatt für Netzblatt entnommen, nach Maschenweiten sortiert und in beschrifteten Schüsseln (Maschenweite, Stelle, Netznummer, Netztiefe, Datum, Uhrzeit) zur weiteren Bearbeitung bereitgestellt.

Alle gefangenen Fische wurden auf Artniveau bestimmt und mit einer Nummer versehen. Mit dieser Nummer konnte später jeder Fisch einem Netz, einer Fangtiefe und einer Maschenweite zugeordnet werden. Anschließend wurden die Fische einem Mess-, Zähl- und Präparationsprogramm unterzogen. Bei allen Fischen wurden Art, Totallänge und Vollgewicht erhoben. Mittels Sektion wurden Geschlecht und Reifegrad, adaptiert nach Nikolsky (1963), bestimmt (Tabelle 101). Die gewonnenen Daten wurden vor Ort per PC in einer Datenbank abgespeichert.

Die Entnahme der Schuppenproben für die Altersbestimmung erfolgte bei den Rotaugen einheitlich zwischen der Rückenflosse und der Seitenlinie (Abbildung 227). Die Schuppen wurden in Papiersäckchen, die mit Seenamen, Untersuchungsjahr, Fischart und laufender Nummer beschriftet wurden, aufbewahrt. Die Präparate für die Altersanalyse wurden im Labor hergestellt. Jeweils sechs

Schuppen pro Individuum wurden in Spülmittellösung gereinigt und in einen Glasdiarahmen platziert. Mit einem Diaprojektor wurden die Schuppen an die Wand projiziert und an den Bildern konnten die dunkleren Winterringe der Schuppen abgezählt werden (Abbildung 227). Das Lesen der Schuppen wurde mehrfach und unabhängig von zwei Personen durchgeführt. Die Kenntnis der Größe der Fische lag bei der Altersbestimmung nicht vor.

Bei barschartigen Fischen, im vorliegenden Fall dem Flussbarsch, wurden zur Altersbestimmung Kiemendeckel verwendet. So wie die Schuppen, weisen sie jährliche Zuwachsringe auf. Sofort nach der Datenaufnahme wurden die Kiemendeckel abpräpariert und in einem mit Seenamen, Untersuchungsjahr, Fischart und laufender Nummer versehenen Papiersäckchen aufbewahrt. Zu einem späteren Zeitpunkt wurde der Kiemendeckel gereinigt und durch zumindest zwei Personen die Abzählung der Jahresringe durchgeführt. (Abbildung 228).

TABELLE 101: REIFEGRADSKALA ADAPTIERT NACH NIKOLSKY (1963).

Reifegrad	Definition der Geschlechtsreife	Reifegrad
1	Kein Laichansatz	Juvenil / unreif
2	Reifend, aber erst im folgenden Jahr laichend	Juvenil / unreif
3	Reifend und noch im selben Jahr laichend	Adult / reif
4	Reif und Abgabe von Laich (rinnend)	Adult /reif
5	Bereits abgelaicht	Adult /reif



ABBILDUNG 225: LAUDACHSEE BEFISCHUNGSSTELLEN – BLAUE FÄHNCHEN: POSITION DER KIEMENNETZE ÜBER GRUND; ROTER PUNKT: FREIWASSERNETZ; ROTE LINIEN: ELEKTROBEFISCHUNGSSTELLEN.



ABBILDUNG 226: LINKS: ENTNAHME VON SCHUPPEN EINER RENKE FÜR DIE ALTERSBESTIMMUNG. RECHTS: SCHUPPENPRÄPARAT AN DIE WAND PROJIZIERT.



ABBILDUNG 227: KIEMENDECKEL (FLUSSBARSCH) ALTER 4+ JAHRE
(FOTO: DANIELA ACHLEITNER).

Elektrobefischung

Die Uferelektrobefischung lieferte Daten zu Fischarten, die mit Kiemennetzen im Untersuchungszeitraum oder generell schwer, bzw. gar nicht erfassbar sind (z. B.: Aal, Aalrutte, Hecht, Karpfen und Brachsen). Darüber hinaus halten sich viele Jungfische in Schwärmen im Uferbereich auf, diese Lebensstadien konnten ebenfalls mittels Elektrobefischung nachgewiesen werden (Standaggregat: 13 KW).

Im Laudachsee erfolgte die Uferelektrobefischung am 19. August 2025. Entlang des Seeufers wurden drei Stellen mit verschiedenen Fischlebensräumen zehn Minuten lang beprobt (Abbildung 226). Aufgrund seiner Lage, eingebettet in die Berglandschaft, weist der Laudachsee noch weitgehend naturnahe Ufer auf. Alle drei Beprobungsstellen waren natürlich, ohne anthropogene Überformung. An einer Stelle dominierte Schilf, zwei Stellen wiesen überhängendes Ufergehölz mit Totholz am Seegrund auf.

Ziel dieser Methodik war, den Nachweis möglichst vieler Arten in den diversen Habitaten zu erbringen. Für die Befischung wurde das Boot entlang des Ufers derart gesteuert, dass uferseitig der Bereich bis etwa 1,5 m Wassertiefe für den Polführer und die beiden Kescherführer gut einsehbar und erreichbar war. Die gefangenen Fische wurden in das mit Wasser befüllte Fischfass samt Sauerstoffversorgung gekeschert. Sobald eine Stelle fertig befischt war, wurden die Fische sediert, die Totallänge gemessen, nach ihrer Artzugehörigkeit determiniert und gezählt. Nach der Datenerhebung wurden alle Fische schonend wieder freigelassen. Die gewonnenen Daten wurden per Hand notiert und danach in die Datenbank eingepflegt.

4.8.1.2 Ergebnisse

Kiemennetzbefischung

Im Rahmen der Kiemennetzbefischung konnten in der Nacht vom 19. auf den 20. August 2025 im Laudachsee die drei Fischarten Rotaugen, Flussbarsch und Hecht nachgewiesen werden (Tabelle 102). Insgesamt betrug der Fang mit den Kiemennetzen 251 Fische mit einem Gesamtgewicht von 14,1 kg.

Gewichtsmäßig waren Rotaugen (5,5 kg; 39%) und Flussbarsch (5,2 kg; 37%) zu nahezu gleichen Anteilen im Fang vertreten. Der einzelne Hecht wog 3,4 kg (24%) (Abbildung 229). Auch in Bezug auf die Individuenanzahl wurden Flussbarsch ($n = 128$) und Rotaugen ($n = 122$) ähnlich häufig gefangen (Abbildung 230).

Von den insgesamt mit den Kiemennetzen gefangenen Fischen entfielen 91,2% ($n = 229$) auf die Grundnetze und 8,8% ($n = 22$) auf die Freiwassernetze. In den Grundnetzen setzte sich der Fang zu beinahe gleichen Anteilen aus Rotaugen und Flussbarsch zusammen (Abbildung 231). Die Freiwassernetze enthielten bis auf einen Hecht ausschließlich Rotaugen (Abbildung 232).

Für die Vergleichbarkeit der Daten zwischen den acht im Rahmen des EMFAF Projektes untersuchten Seen, wurden bei der Auswertung der Tiefenverteilung der Fische Einheitsfänge CPUE (catch per unit effort) ermittelt. Berechnet wurden dazu die Abundanz (Häufigkeit) und die Biomasse pro 100 m² Netzfläche pro 12 Stunden Expansionszeit. Für den Laudachsee ergab sich ein CPUE von 39,78 Fische/100m²/12h (Freiwasser $n = 0,98$; Grund $n = 38,8$) und eine Biomasse von 1,9 kg/100m²/12h (Freiwasser 0,19 kg; Grund 1,68 kg), Abbildung 233 und Abbildung 235.

In den Grundnetzen wurden die meisten Fische (42,4%) in der Tiefe von 0 bis 3 m gefangen (Abbildung 233). In diesem Bereich war der Flussbarsch die am häufigsten vertretene Art (Abbildung 234). Im Freiwasser wurde ein pelagisches Multimaschennetz in 0 bis 6 m Tiefe gesetzt, mit dem Rotaugen als dominierende Fischart (Abbildung 235, Abbildung 236). Das Sauerstoffdefizit ab einer Tiefe von 8 m bietet keinen geeigneten Fischlebensraum mehr, somit wurde auch kein Freiwassernetz von 6 m bis 12 m Tiefe gesetzt.

TABELLE 102: FISCHARTENZUSAMMENSETZUNG DES LAUDACHSEES ERMITTELT IM RAHMEN DER
STANDARDISIERTEN FISCHBESTANDSERHEBUNG 2025.

Fischart	ursprünglich	aktuell	Nachweismethode
Aitel	Ja	Ja	Elektrobefischung
Flussbarsch	Nein	Ja	Kiemennetz/Elektrobefischung
Hecht	Nein	Ja	Kiemennetz
Karpfen	Nein	Ja	Mündl. Mitteilung Bewirtschafter
Rotaugen	Ja	Ja	Kiemennetz/Elektrobefischung
Zander	Nein	Ja	Mündl. Mitteilung Bewirtschafter

TABELLE 103: KIEMENNETZBEFISCHUNG VOM 19.08. - 20.08.2025. FISCHARTENZUSAMMENSETZUNG,
ANZAHL UND TOTALGEWICHT.

Fischart	Anzahl	Totalgewicht (kg)
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	1	3,38
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	128	5,23
Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)	122	5,48
Summe	251	14,09

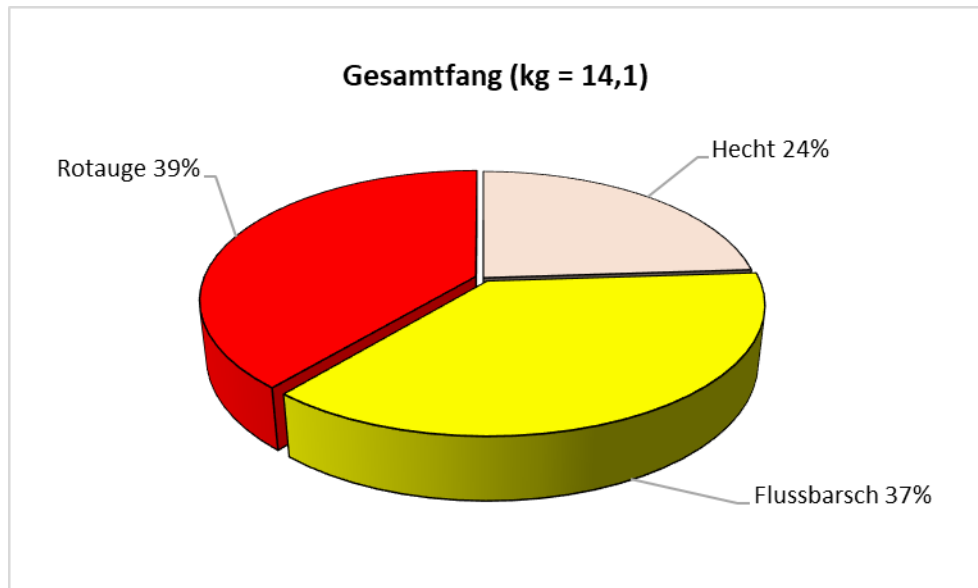


ABBILDUNG 228: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN AUS DEN KIEMENNETZEN NACH GEWICHT.

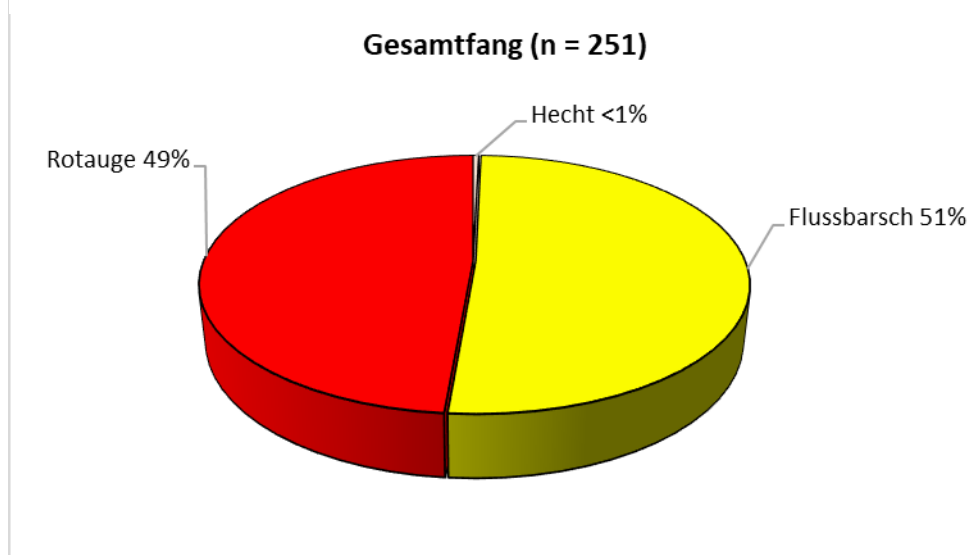


ABBILDUNG 229: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN AUS DEN KIEMENNETZEN NACH ANZAHL.

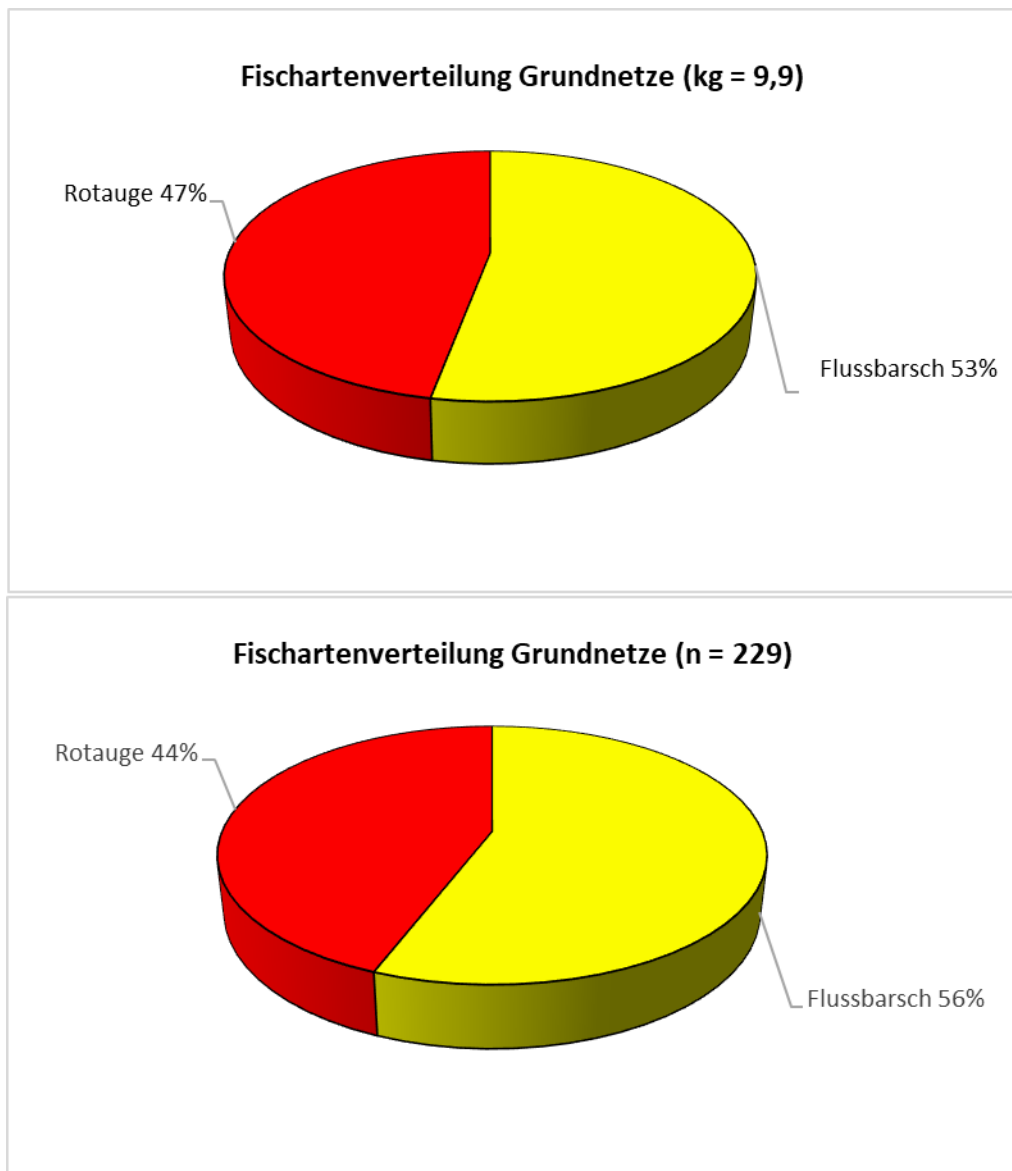


ABBILDUNG 230: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN NACH GEWICHT UND ANZAHL IN DEN GRUNDNETZEN.

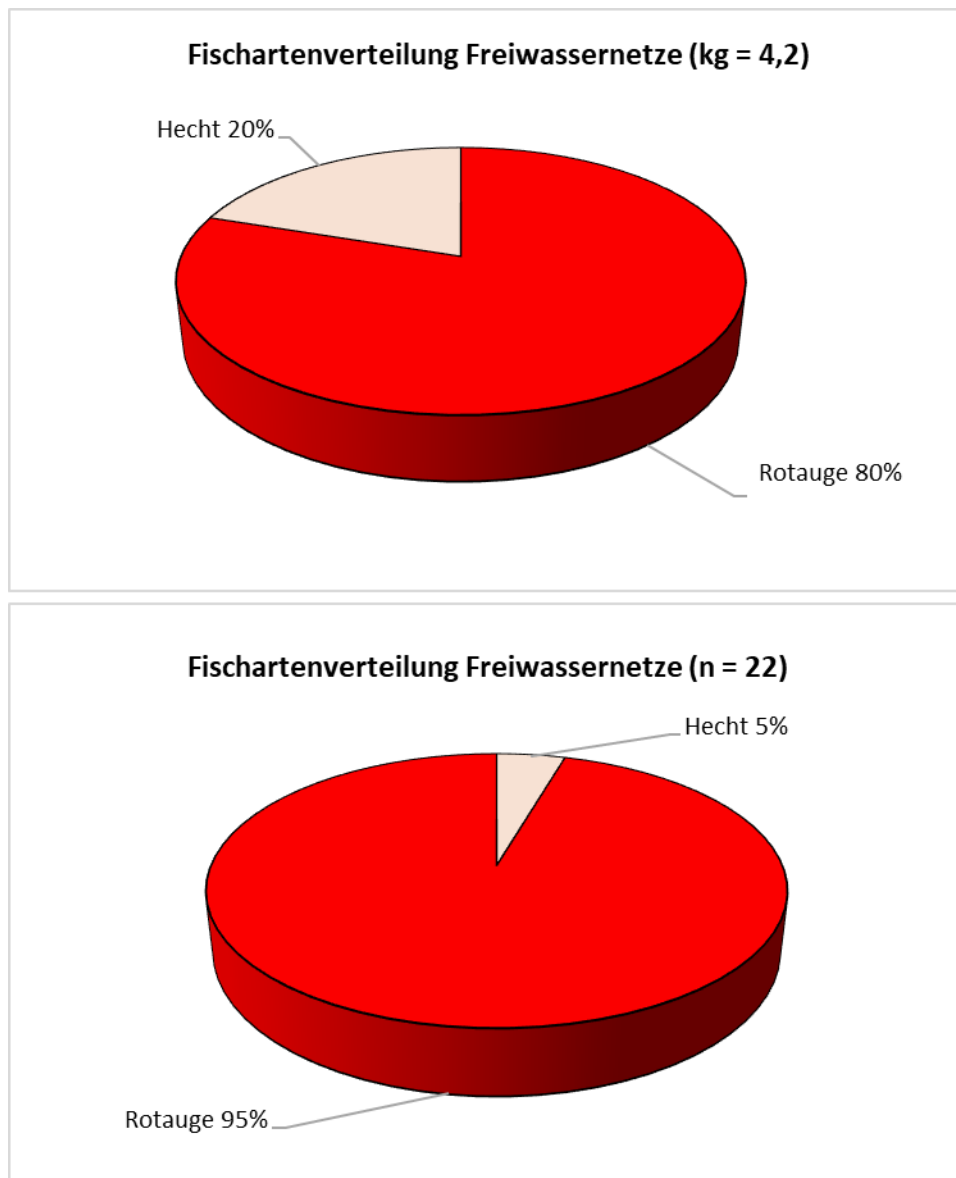


ABBILDUNG 231: AUFTEILUNG DER FISCHARTEN NACH GEWICHT UND ANZAHL FREIWASSERNETZEN.

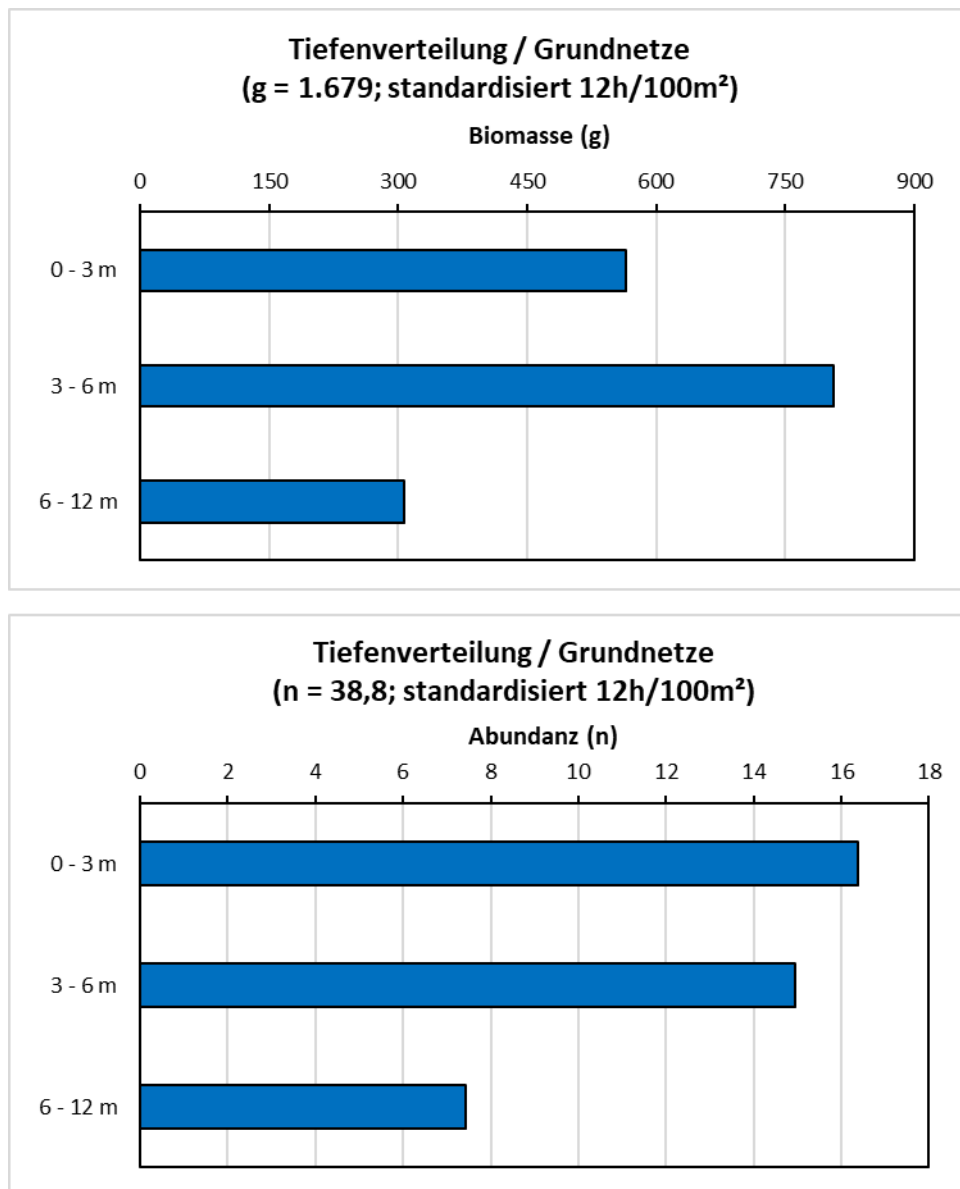


ABBILDUNG 232: TIEFENVERTEILUNG VON BIOMASSE UND ABUNDANZ IN DEN GRUNDNETZEN.

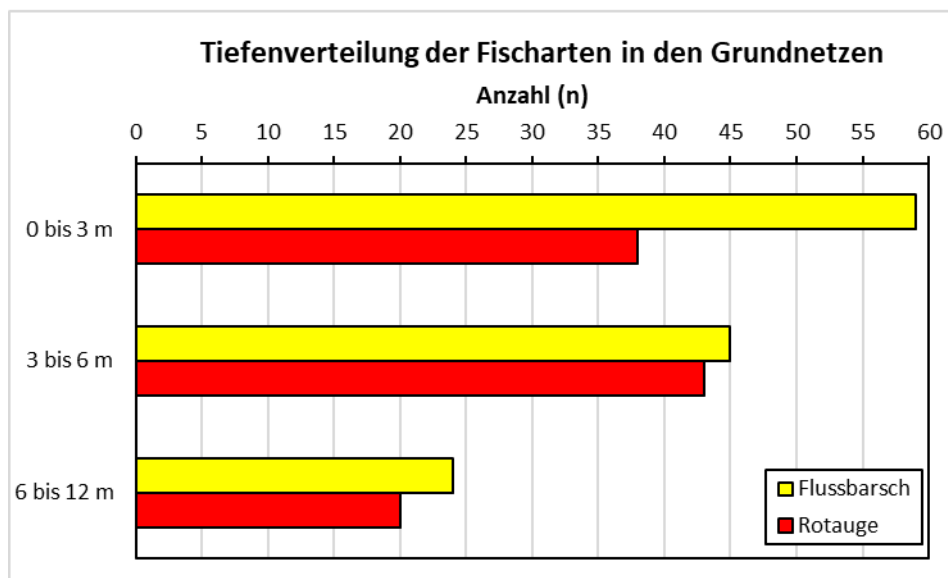
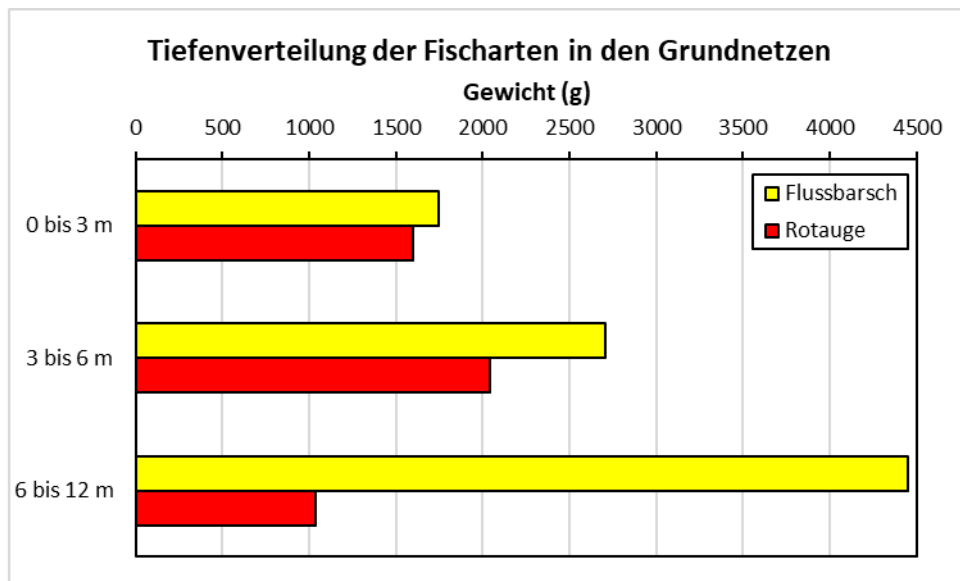


ABBILDUNG 233: TIEFENVERTEILUNG DER HÄUFIGSTEN FISCHARTEN (GEWICHT UND ANZAHL) IN DEN GRUNDNETZEN.

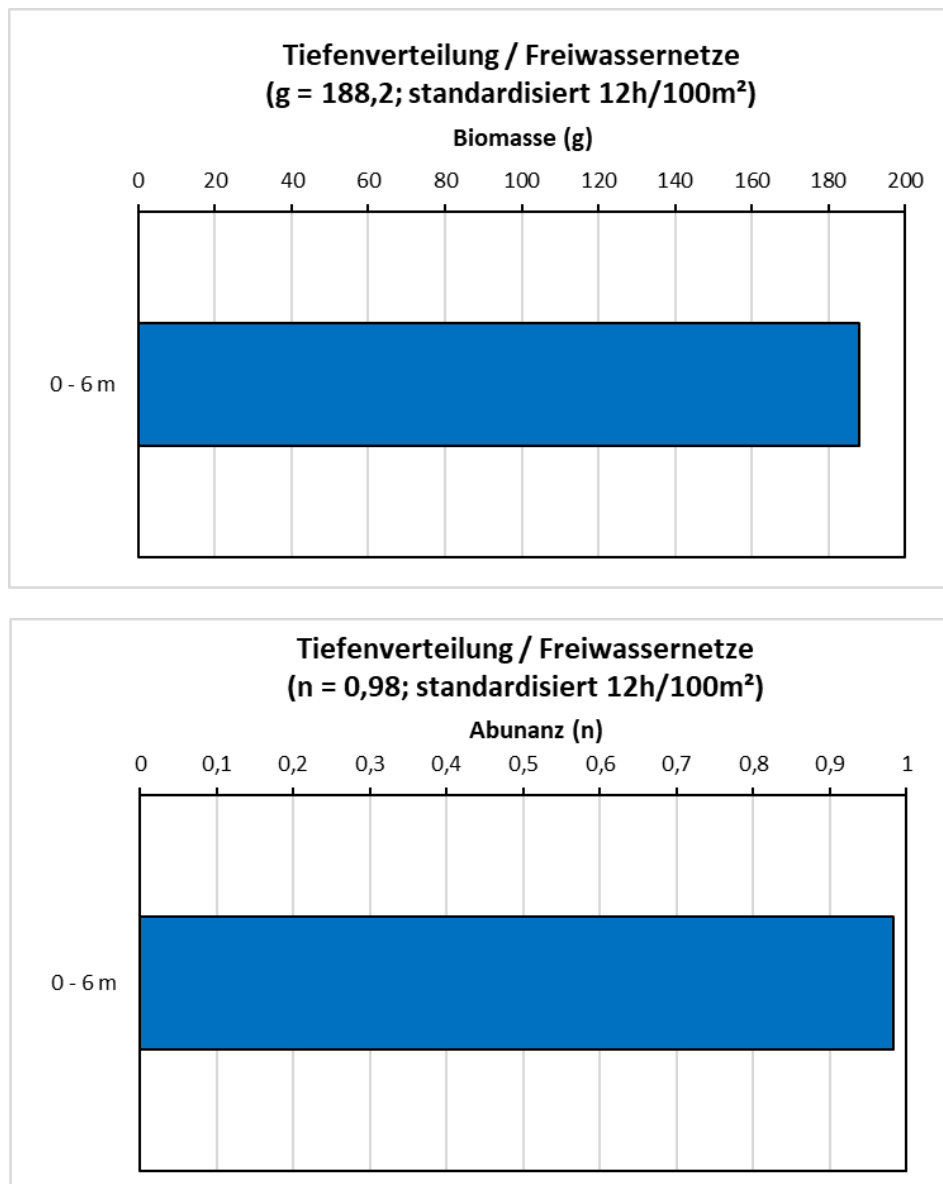


ABBILDUNG 234: TIEFENVERTEILUNG VON BIOMASSE UND ABUNDANZ IN DEN FREIWASSERNETZEN.

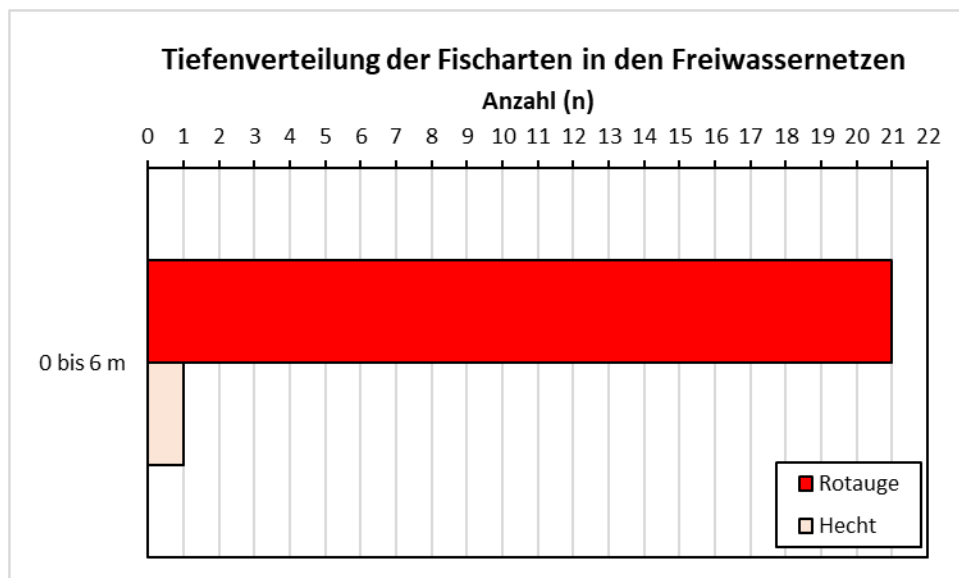
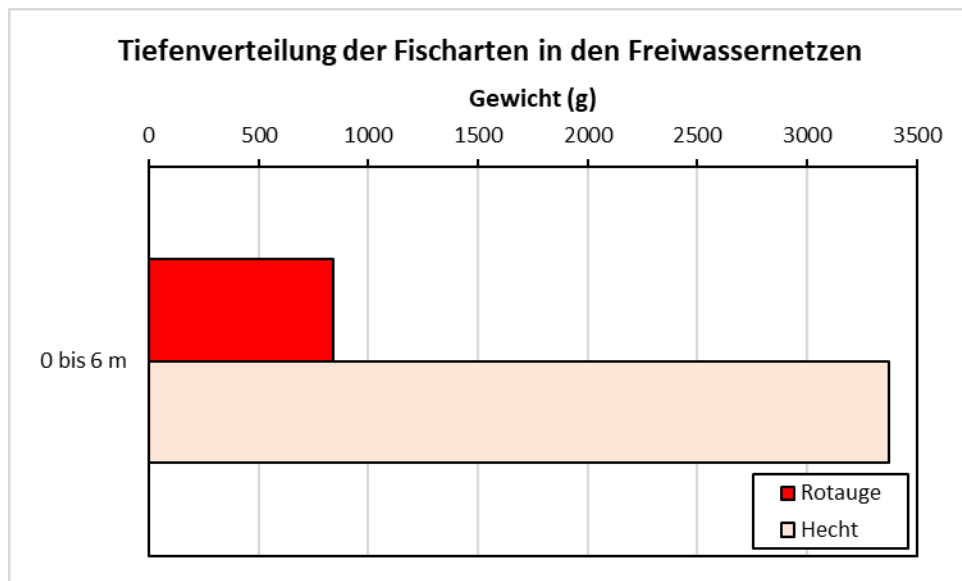


ABBILDUNG 235: TIEFENVERTEILUNG DER HÄUFIGSTEN FISCHARTEN (GEWICHT UND ANZAHL) IN DEN FREIWASSERNETZEN.

Längenfrequenz

Die Darstellung der Längenfrequenz liefert einen aussagekräftigen Parameter für die Beschreibung eines Fischbestandes und somit auch ein anschauliches Bild über die Längenklassen der bei der Befischung gefangenen Fischarten. Werden Individuen beginnend bei geringer, durchgehend bis hin zu großer Größe detektiert kann man, sofern kein Besatz erfolgte, auf eine gut funktionierende natürliche Reproduktion der jeweiligen Fischart schließen. In den Abbildung 237 und Abbildung 238 sind die Längenfrequenzen von Flussbarsch und Rotaugen im Laudachsee grafisch dargestellt.

Vom Flussbarsch waren die Größenklassen 13 cm ($n = 55$) und 14 cm ($n = 37$) am stärksten im Fang vertreten. Nur zwei Individuen >16 cm kamen in den Kiemennetzen vor (34 cm und 38 cm) (Abbildung 237). Die häufigsten Individuen des Rotauges hatten eine Totallänge von 16 cm ($n = 53$), das größte gefangene Rotaugen maß 23 cm (Abbildung 238).

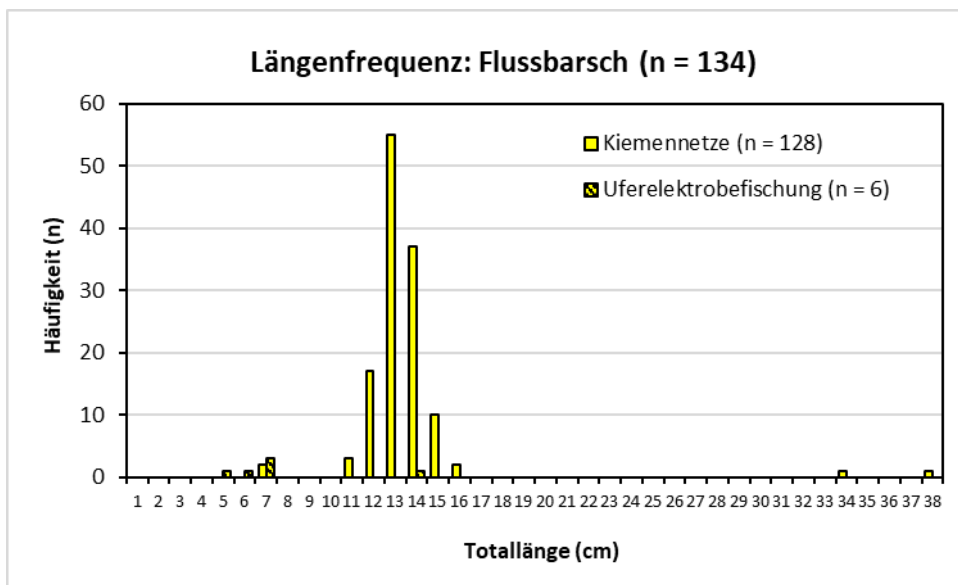


ABBILDUNG 236: LÄNGENFREQUENZ FLUSSBARSCH.

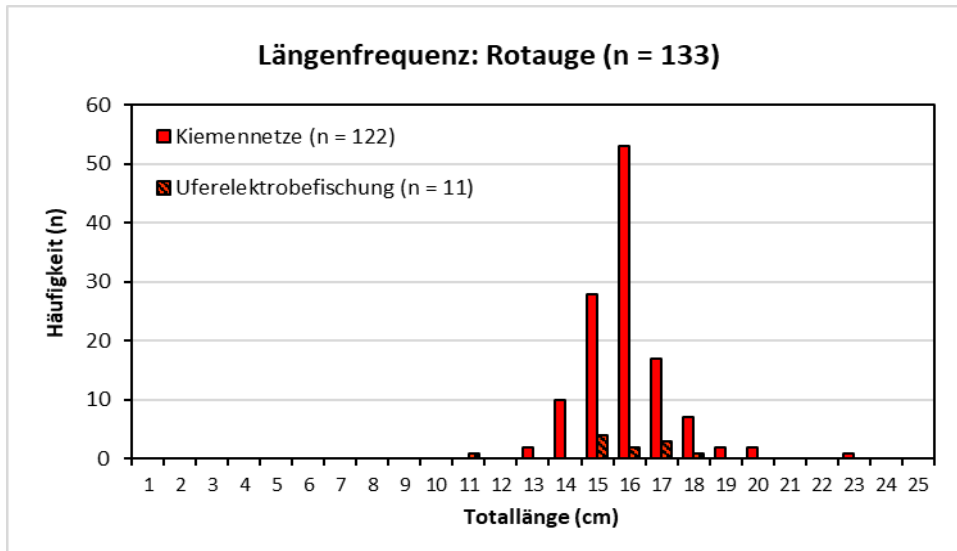


ABBILDUNG 237: LÄNGENFREQUENZ ROTAUGE.

Längen und Gewichte

Für Flussbarsch und Rotauge wurde der Zusammenhang zwischen der Gesamtlänge und dem Totalgewicht hergestellt. Aus der Grafik kann für jedes Individuum die Totallänge mit dem zugehörigen Gesamtgewicht abgelesen werden (Abbildung 239 und Abbildung 240).

Aus der Beziehung zwischen Gesamtgewicht und Totallänge lässt sich der sogenannte Konditionsfaktor nach Fulton (Korpulenzfaktor) ermitteln (Tabelle 104). Basierend auf diesem Faktor kann man auf den Ernährungszustand der Fische schließen, Werte >1 weisen auf einen sehr guten Ernährungszustand hin.

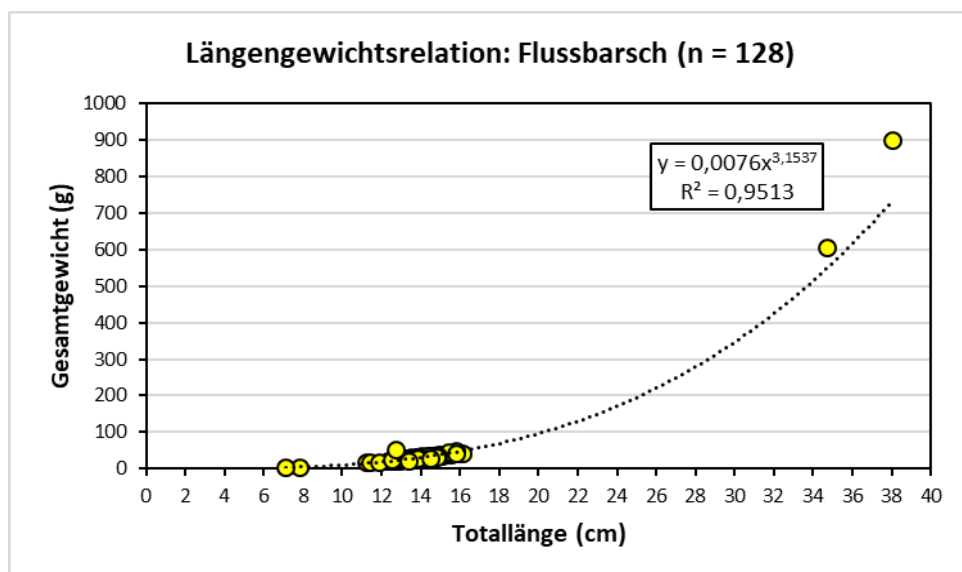


ABBILDUNG 238: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE UND GESAMTGEWICHT FLUSSBARSCH.

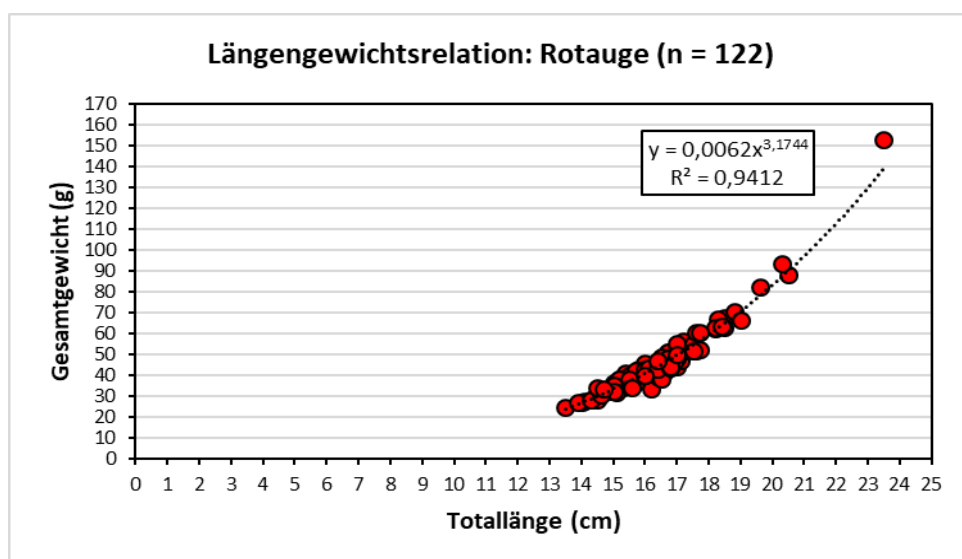


ABBILDUNG 239: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TOTALLÄNGE UND GESAMTGEWICHT ROTAUGE.

TABELLE 104: DURCHSCHNITTLICHER KONDITIONSFAKTOR (KF) NACH FULTON UND MINIMALE UND MAXIMALE TOTALLÄNGEN DER FISCHARTEN IN DEN KIEMENNETZEN.

Fischart	Min. Länge	Max. Länge	Mittl. KF	Stabw.	(n)
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	7,1 cm	38 cm	1,15	±0,17	128
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	79 cm	79 cm	0,68	-	1
Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)	13,5 cm	23,5 cm	1,00	±0,06	122

Altersbestimmung und Wachstum

Für eine Auswahl an Individuen ($n = 31$) wurde für den Flussbarsch anhand der Zuwachsringe der Kiemendeckel eine Altersbestimmung (± 1 Jahr) durchgeführt. Die Auswertung ergab Altersklassen zwischen 0+ (1 sömmrig) und 10+ (11 sömmrig), wobei die Altersklasse 2+ mit 20 Individuen (64,5%) am stärksten vertreten war (Abbildung 241). Die verbleibenden Altersklassen kamen nur vereinzelt im Fang vor, 5 Individuen der Altersklasse 1+ und 4 Individuen Altersklasse 4+. Jeweils ein Individuum wurde mit 8+ bzw. 10+ Jahren bestimmt. Die häufigste Altersklasse 2+ wies eine mittlere Totallänge von 13,9 cm ($\pm 0,55$ cm Stabw.). Abbildung 242 zeigt die Relation zwischen Alter und Totallänge. Der älteste Flussbarsch (10+) hatte eine Totallänge von 38 cm.

Das mittlere Gesamtgewicht bzw. die mittlere Totallänge der einzelnen Altersklassen der untersuchten Flussbarsche sind in den Tabelle 105 und Tabelle 106 angeführt.

Durch das Lesen der Zuwachsringe an den Schuppen wurde für eine Auswahl von 26 Rotaugen die Altersbestimmung (± 1 Jahr) durchgeführt. Die Analyse erbrachte Altersklassen von 3+ (viersömmrig) bis 12+ (13sömmrig) Jahre (Abbildung 243). Am häufigsten waren die Altersklassen 6+ ($n = 8$) und 7+ ($n = 7$) vertreten. Das mit 12+ Jahren älteste Rotauge maß mit 23,5 cm auch die größte Totallänge aller gefangenen Rotaugen. Die Relation zwischen Alter und Totallänge ist in Abbildung 244 grafisch abgebildet.

Das mittlere Gesamtgewicht, bzw. die mittlere Totallänge der einzelnen Altersklassen der untersuchten Rotaugen sind in Tabelle 107 und Tabelle 108 angeführt.

Der mit dem Kiemennetz gefangene Hecht war 8 Jahre (± 1 Jahr) alt.

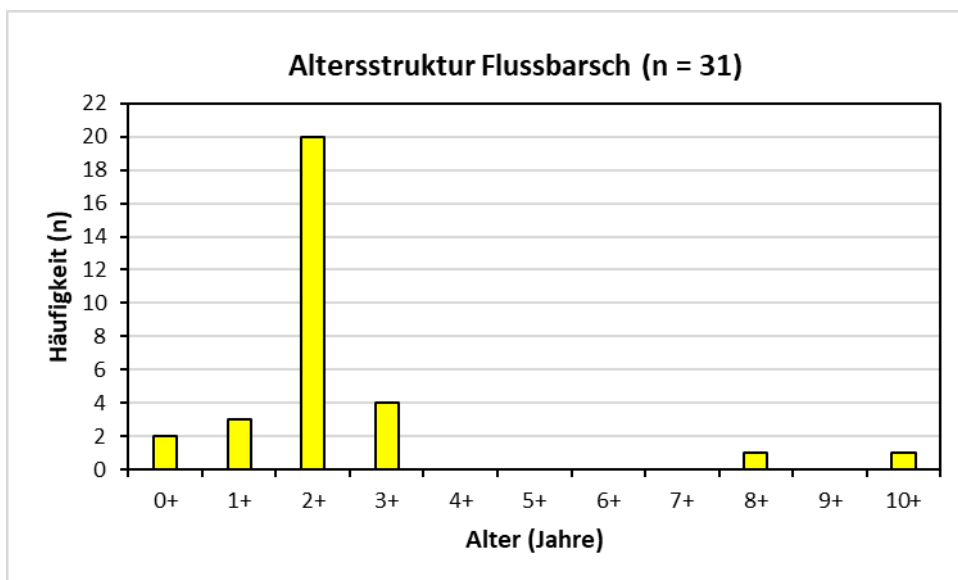


ABBILDUNG 240: FLUSSBARSCH - ALTERSSTRUKTUR IM LAUDACHSEE.

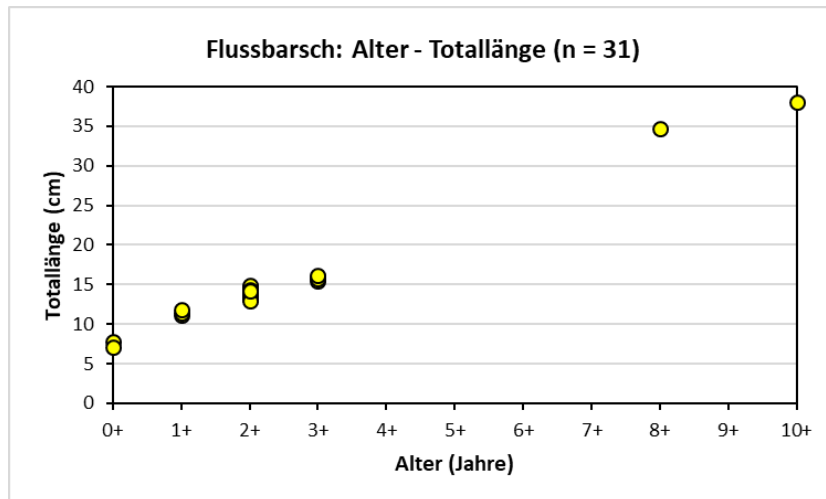


ABBILDUNG 241: FLUSSBARSCH - ZUSAMMENHANG ZWISCHEN ALTER UND TOTALLÄNGE.

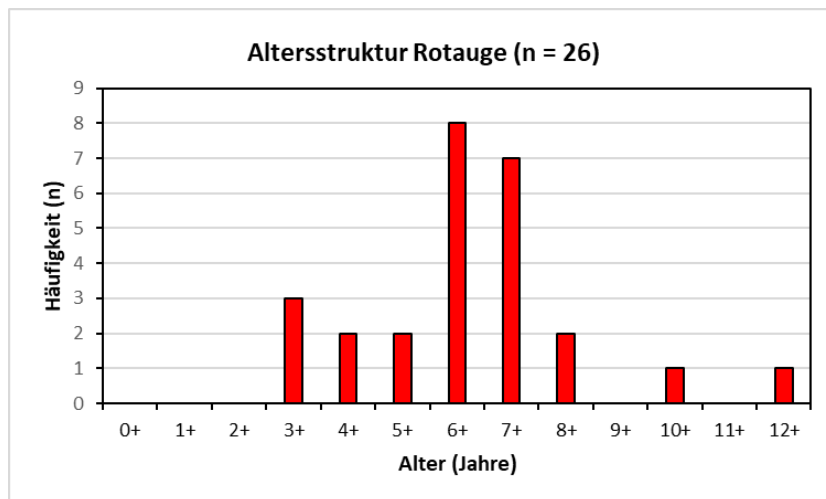


ABBILDUNG 242: ROTAUGE - ALTERSSTRUKTUR IM LAUDACHSEE.

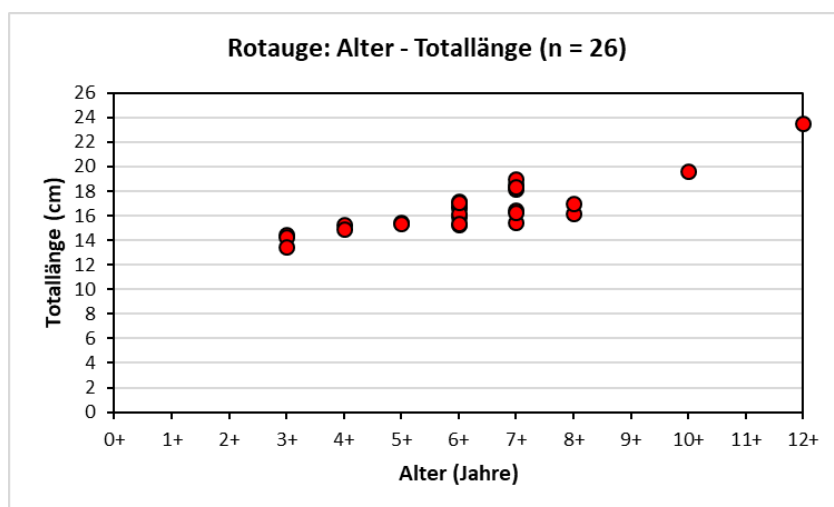


ABBILDUNG 243: ROTAUGE - ZUSAMMENHANG ZWISCHEN ALTER UND TOTALLÄNGE.

TABELLE 105: MITTLERES GESAMT-, MINIMAL- UND MAXIMALGEWICHT ALLER ALTERSKLASSEN, MIT STANDARDABWEICHUNG (STABW.) UND ANZAHL DER FLUSSBARSCHEN (N).

Alter	Mittl Gewicht (g)	Stabw.	Min Gewicht	Max Gewicht	Anzahl (n)
0+	4,1	0,8	3,5	4,6	2
1+	19,2	0,8	18,5	20	3
2+	30,1	4,0	24,5	38	20
3+	42,0	2,0	39,8	43,4	3
8+	605,3	---	---	---	1
10+	463,4	617,0	27,1	899,7	2

TABELLE 106: MITTLERE TOTAL-, MINIMAL- UND MAXIMALLÄNGE ALLER ALTERSKLASSEN, MIT STANDARDABWEICHUNG (STABW.) UND ANZAHL DER FLUSSBARSCHEN (N).

Alter	Mittl Länge (cm)	Stabw.	Min Länge	Max Länge	Anzahl (n)
0+	7,5	0,5	7,1	7,8	2
1+	11,5	0,4	11,2	11,9	3
2+	13,9	0,5	13	14,9	20
3+	15,9	0,3	15,5	16,1	3
8+	34,7	---	---	---	1
10+	25,6	17,5	13,2	38	2

TABELLE 107: MITTLERES GESAMT-, MINIMAL- UND MAXIMALGEWICHT ALLER ALTERSKLASSEN, MIT STANDARDABWEICHUNG (STABW.) UND ANZAHL DER ROTAUGEN (N).

Alter	Mittl Gewicht (g)	Stabw.	Min Gewicht	Max Gewicht	Anzahl (n)
3+	27,1	2,1	24,7	28,4	3
4+	33,0	1,4	32	34	2
5+	34,8	0,1	34,7	34,8	2
6+	45,7	7,5	34,3	56,4	8
7+	55,4	12,2	38,6	67,7	7
8+	41,1	3,7	38,4	43,7	2
10+	82,1	---	---	---	1
12+	152,6	---	---	---	1

TABELLE 108: MITTLERE TOTAL-, MINIMAL- UND MAXIMALLÄNGE ALLER ALTERSKLASSEN, MIT STANDARDABWEICHUNG (STABW.) UND ANZAHL ROTAUGE (N).

Alter	Mittl Länge (cm)	Stabw.	Min Länge	Max Länge	Anzahl (n)
3+	14,1	0,5	13,5	14,5	3
4+	15,1	0,3	14,9	15,3	2
5+	15,45	0,1	15,4	15,5	2
6+	16,3	0,7	15,3	17,2	8
7+	17,5	1,4	15,5	19	7
8+	16,6	0,6	16,2	17	2
10+	19,6	---	---	---	1
12+	23,5	---	---	---	1

Elektrobleifischung

Im Laudachsee wurden im Zuge der Uferelektrobleifischung 26 Individuen auf Artniveau bestimmt und ihre Totallängen vermessen. An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die Uferelektrobleifischung eines Sees keine absolut quantitative Methode darstellt. Sie ermöglicht es Fischarten und deren relativen Häufigkeiten zu erfassen, die mit den Kiemennetzen schwer bzw. nicht zu fangen waren.

Mit elf Individuen war das Rotaug im Uferbereich am häufigsten vertreten. Der Flussbarsch kam mit sechs Individuen und der Hecht mit drei Exemplaren vor. Als weitere Art konnte zusätzlich zu den Kiemennetzfängen der Aitel (n = 6) nachgewiesen werden (Abbildung 245). In Tabelle 109 sind die Anzahl, die minimalen und die maximalen Fanglängen der untersuchten Fischarten zusammengestellt. Wie eingangs beschrieben halten sich junge Lebensstadien vermehrt im Uferbereich auf. Für Rotaug und Flussbarsch ist das an den Totallängen sehr gut erkennbar.

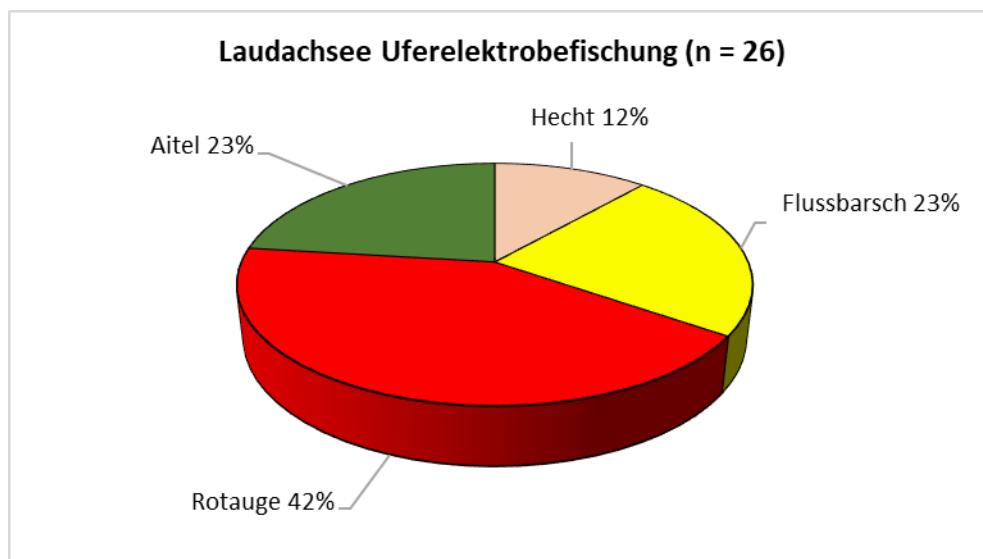


ABBILDUNG 244: UFERELEKTROBEFISCHUNG - ARTENZUSAMMENSETZUNG.

TABELLE 109: ELEKTROBEFISCHUNG IM LAUDACHSEE AM 19. AUGUST 2025. ZUSAMMENSTELLUNG DER ANZAHL BZW. MINIMALEN UND MAXIMALEN FANGLÄNGE DER FISCHE.

Fischart	Anzahl (n)	Totallänge (min)	Totallänge (max)
Aitel	6	30,2 cm	41,5 cm
Flussbarsch	6	5,8 cm	14,3 cm
Hecht	3	30,5	70,0 cm
Rotauge	11	11,7	18,4 cm
Summe	26		

Gesamtfang Kiemennetzbefischung und Uferelektrobefischung

Im Rahmen der standardisierten Fischbestandserhebung wurden im Laudachsee mit den Kiemennetzen und der Uferelektrobefischung in Summe 277 Fische gefangen. In Abbildung 246 werden die Fangerfolge grafisch dargestellt. Mit beiden Befischungsmethoden konnten Flussbarsch und Rotaugen nachgewiesen werden. Die Uferelektrobefischung erbrachte den Nachweis des Aitel als weitere Fischart im Laudachsee. In den Kiemennetzen wurden nahezu gleich viele Flussbarsche wie Rotaugen gefangen. Im Uferbereich wurden etwas mehr Rotaugen als Flussbarsche nachgewiesen.

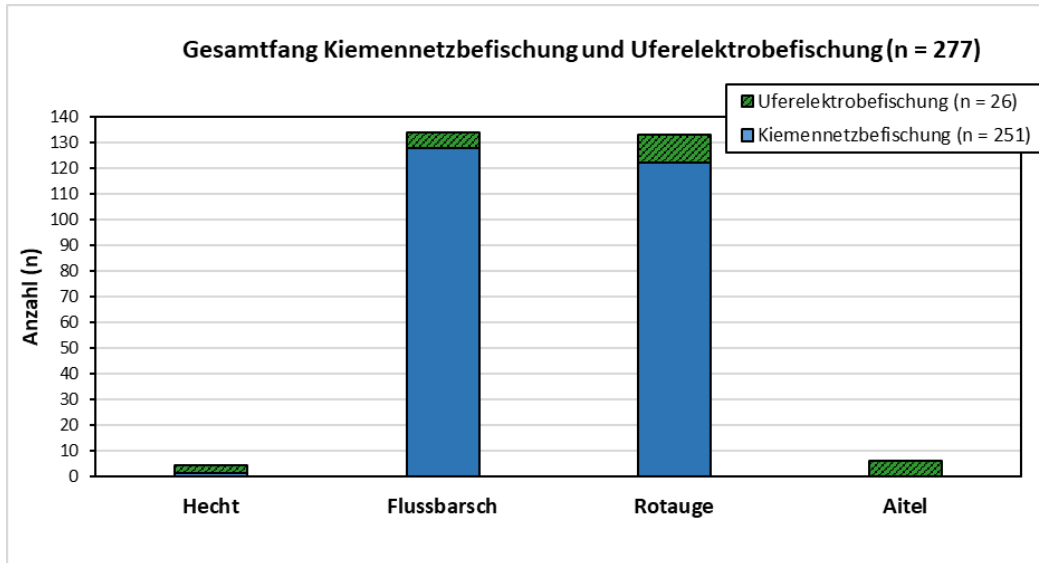


ABBILDUNG 245: GEGENÜBERSTELLUNG DER FÄNGE DER BEIDEN BEFISCHUNGSMETHODEN.

4.8.1.3 Bewertung des fischökologischen Zustandes nach ALFI

In der Einteilung nach fischökologischen Seentypen entspricht der Laudachsee dem Typ **Seesaiblingsee** mit der Leitfischart Seesaibling. Laut Auskunft des aktuellen Bewirtschafters gibt es aber weder Informationen zu einem Vorkommen des Seesaiblings in den letzten Jahrzehnten noch in früheren Zeiten. Prinzipiell wäre aber natürlich denkbar, dass der Seesaibling, der in früheren Jahrhunderten bereits aktiv durch den Menschen in viele, mitunter entlegene Bergseen eingebracht wurde, auch irgendwann im Laudachsee besetzt wurde. Möglicherweise verhinderten die limnologischen Gegebenheiten mit den Auswirkungen des benachbarten Moores, die Sauerstoffzehrung im Hypolimnion im Sommer bei gleichzeitig starker Erwärmung des Oberflächenwassers eine langfristige und erfolgreiche Existenz des Seesaiblings im Laudachsee. Theoretisch wäre auch denkbar, dass ein potentieller Seesaiblingbestand durch den Hechtbesatz ausgelöscht wurde. Möglicherweise könnten Recherchen in historischen Aufzeichnungen (Klöster, Forstverwaltung etc.) Informationen zu Tage bringen. Abgesehen von der Leitfischart gibt es auch zu den üblichen typspezifischen Fischarten dieses Seentyps (Elritze, Koppe, Seeforelle) weder aktuelle noch historische Angaben. Laut Auskunft des Bewirtschafters waren „Weißfische schon immer im See“. Dies würde den Schluss zu lassen, dass Rotaugen und Äitel, die auch aktuell nachgewiesen wurden, schon länger im See vorhanden sind. Zum Flussbarsch, der gegenständlich mit dem Rotaugen den Großteil des Fischbestandes stellt, gibt es ebenfalls keine genaueren Angaben, seit wann diese Art im See vorkommt. Gleiches gilt für den Hecht. Karpfen und Zander sind gesichert auf Besatzmaßnahmen der letzten Jahrzehnte zurückzuführen und nicht Teil einer ursprünglichen Fischgemeinschaft. Aufgrund all der erwähnten Unsicherheiten zur Historie bzw. Entwicklung der Fischgemeinschaft am Laudachsee ist keine verlässliche Bewertung des fischökologischen Zustandes nach Leitfaden (BMLRT, 2018) möglich.

4.8.1.4 Zusammenfassung und Diskussion

- Bei der standardisierten Fischbestandserhebung im Laudachsee wurden insgesamt 277 Fische (Kiemennetzbefischung $n = 251$, Uferelektrobefischung $n = 26$) gefangen. Mit den Kiemennetzen konnte die drei Fischarten Flussbarsch, Rotaugen und Hecht nachgewiesen werden. Das Ergebnis der Uferelektrobefischung erbrachte den Nachweis des Aitel als weitere Fischart.
- Von den gesamten Kiemennetzfängen entfielen 91,2% ($n = 229$) auf die Grundnetze und 8,8% ($n = 22$) auf das Freiwasser. Über Grund betrug das Gesamtgewicht der Fische 9,9 kg und im Freiwasser 4,2 kg.
- Für die Vergleichbarkeit der Daten zwischen allen acht im Rahmen des EMFAF Projektes untersuchten Seen, wurden bei der Auswertung der Tiefenverteilung aller gefangenen Fische Einheitsfänge CPUE (gleicher Fangaufwand) ermittelt. Für den Laudachsee ergab sich ein CPUE von 39,78 Fische/100m²/12h (Grund $n = 38,8$; Freiwasser $n = 0,98$) und eine Biomasse von 1,87 kg/100m²/12h (Grund 1,68 kg Freiwasser 0,19 kg;).
- Die Auswertung der Längenfrequenzen für den Flussbarsch ergab eine typische Verteilung mit vielen Individuen in kleinen Längensklassen. Flussbarsche >16 cm kamen nur zwei vor. Der Größenbereich erstreckte sich von 7 cm bis 38 cm. Für das Rotaugen zeichnete sich ein ähnliches Bild ab. Die häufigsten Individuen fanden sich in den Längensklassen von 15 cm bis 17 cm. Exemplare größerer Klassen waren nur vereinzelt vertreten. Der Größenbereich des Rotauges reichte von 13 bis 23 cm.
- Die Altersbestimmung anhand der Kiemendeckel erbrachte für die 31 untersuchten Flussbarsche Altersklassen von 0+ (einsömrig) bis 10+ Jahre (elfsömrig). Mit 20 Individuen war die Altersklasse 2+ am stärksten vertreten. Für 26 Rotaugen wurde das Alter durch Zählen der Jahresringe an den Schuppen ermittelt. Es ergaben sich Altersklassen von 3+ bis 12+ Jahre. Die Altersklassen 6+ ($n = 8$) und 7+ ($n = 7$) waren am häufigsten in der Stichprobe vertreten.

4.8.1.5 Empfehlungen

Aufgrund der Unsicherheiten zur Historie bzw. Entwicklung der Fischgemeinschaft im Laudachsee ist keine verlässliche Bewertung des fischökologischen Zustandes nach Leitfaden (BMLRT, 2018) möglich. Folglich ist es schwierig, Empfehlungen zu einer Bewirtschaftung angelehnt an ökologische Gesichtspunkte zu geben. Es wird an dieser Stelle angeregt, Recherchen zur Entstehung bzw. Entwicklung des Fischbestandes am Laudachsee anzustellen.

Die Bewirtschaftung/Fischerei wird laut Mitteilung sehr extensiv betrieben. Ein wichtiges Bewirtschaftungsinstrument ist aber auch in diesem Fall das Führen einer detaillierten Besatz- (Fischart, Menge, Größe und Herkunft) und Ausfangstatistik. Die Aufzeichnung aller Fänge (inkl. untermassiger Fische) stellt im Verlauf der Jahre ein sehr aufschlussreiches Instrument zur Beurteilung der Entwicklung eines Fischbestandes dar.

In Hinblick auf den aktuellen Fischbestand sind mit Hecht und Flussbarsch zwei reproduzierende Raubfischarten im See vorhanden und der wiederholte Besatz mit der zusätzlichen Raubfischart Zander sollte hinterfragt werden, auch weil diese Art bisher laut Auskunft nicht in den Fängen aufgetaucht ist. Der Nachweis mehrerer Hechte im Rahmen der Befischung deutet auf einen nennenswerten Hechtbestand hin, der möglicherweise das Aufkommen der Zander aktuell verhindert. Hecht und Barsch sollten auf alle Fälle befischt und auch entnommen werden.

Abschließend wird prinzipiell darauf hingewiesen, dass an einem natürlichen Gewässer sämtliche Besatzmaßnahmen in Bezug auf Nutzen und Risiko (Einschleppung von Parasiten, Krankheiten, fremde Arten, fremder Genetik, standortfremder Pflanzen etc.) sehr genau und sorgfältig abzuwägen sind. In erster Linie sollte die Bewirtschaftung am vorhandenen Fischbestand ausgerichtet und nicht der Fischbestand per Besatz an eine gewünschte Bewirtschaftung angepasst werden. Nur so kann nachhaltig geerntet werden, was in einem See seiner limnologischen Situation (Größe, Nährstoffgehalt, Höhenlage, etc.) bzw. Tragekapazität (Arlinghaus, 2017) entsprechend jährlich zuwächst. Wenn für den Laudachsee eine mittlere Fischbiomasse in Anlehnung an die Referenz für Seesaiblingseen von ca. 50 kg/ha angenommen wird, wäre bei einer nachhaltigen Entnahme von 10 - 15% theoretisch ein jährlicher Ertrag von 5 bis 7,5 kg/ha möglich. Bei einer Seefläche von 12 ha würde dies einer nachhaltigen Ernte von 60 – 90 kg Fisch/Jahr aus dem Laudachsee entsprechen. Mit dieser theoretischen Abschätzung soll dem potentiell nachhaltigen Ertrag eine Dimension als Anhaltspunkt verliehen werden.

4.8.2 Erhebung der Edelkrebsbestände

Tabelle 110 zeigt eine Übersicht der angewandten Kartierungsmethoden inklusive den Absolut-Zahlen hinsichtlich Abundanz.

TABELLE 110: ÜBERSICHT DER ANGEWANDTEN ERHEBUNGSMETHODEN INKL. INDIVIDUENZAHL.

Edelkrebse (n)			
Gewässer	Datum	Erhebungsmethode	Individuen
			Gesamt
Laudachsee	17.-18.9.2025	Reusen	12
Laudachsee	12.8.2025	Uferkartierung Tag	147
Laudachsee	17.9.2025	Uferkartierung Nacht	127

Im Laudachsee wurde ein Reusenmonitoring, eine Uferkartierung bei Nacht sowie eine Uferkartierung bei Tag durchgeführt. Die vier Probestrecken der Uferkartierung am Tag wurden in den augenscheinlichen besten Habitat festgelegt. Bei Nacht wurden insgesamt sechs Probestrecken kartiert. Insgesamt zwölf Reusen wurden gleichverteilt an geeignete Stellen gelegt (Appendix, S. 418).

Beim Reusenmonitoring konnten insgesamt zwölf Edelkrebse nachgewiesen werden. Dies entspricht einer Fangquote von 1,0 Krebse / Reuse. Das Ergebnis ergab dabei einen signifikanten Überhang adulter (91,7 %) zu subadulter (8,3 %) Individuen. Juvenile Tiere konnten nicht nachgewiesen werden. Die Geschlechterverteilung lag bei (83,3 % M, 16,7 % W). Dies entspricht einen signifikanten Unterschied zum Reusenmonitoring im Vorderen Langbathsee. Aufgrund der deutlich späteren Beprobung bestätigt das auch die Annahme der erhöhten Weibchen-Aktivität im Sommer nach der Schlüpfperiode wie in Kap. 3.1. und in der Studie von Maguire et al. (2002) erwähnt.

Die Uferkartierung bei Nacht erbrachte in Abschnitt 1 (östliches Ufer) 1 Juvenile / 17 Subadulte / 12 Adulte, in Abschnitt 2 0 J / 1 SA / 5 A, in Abschnitt 3 1 J / 8 SA / 4 A, in Abschnitt 4 6 J / 15 SA / 29 A, in Abschnitt 5 0 J / 0 SA / 5 A und in Abschnitt 6 (nördliches Ufer) 1 J / 0 SA / 22 A Edelkrebse als Nachweis.

Die Uferkartierung bei Tag erbrachte in Abschnitt 1 (nord-östliches Ufer) 8 Juvenile / 17 Subadulte / 16 Adulte, in Abschnitt 2 13 J / 17 SA / 12 A, in Abschnitt 3 3 J / 26 SA / 5 A und in Abschnitt 4 (westliches Ufer) 10 J / 9 SA / 5 A Edelkrebse als Nachweis.

4.8.2.1 Erhaltungszustand

Die Datenaggregation und Auswertung der Flusskrebsbestände zur Ermittlung des Erhaltungszustands (Tabelle 111) erfolgte in Anlehnung an die Methode nach Auer et al. (2022) zur Bewertung von Flusskrebsbeständen in stehenden Gewässern.

Die Population im Laudachsee erreicht eine sehr gute Erhaltungszustandsbewertung (A2). Die Bestandsdichte erreicht in den günstigsten Strecken einen Wert zwischen 10 und 50 Individuen pro 100 m und wird dementsprechend mit „B“ bewertet. Der Nachweis aller Altersklassen, insbesondere bei der Uferkartierung bei Tag, führt zu einer A-Bewertung des Indikators Bestandsstruktur. Die Bestandsentwicklung kann ebenfalls positiv bewertet werden. Im Vergleich zu vorhergehende Untersuchungen ist vor allem hinsichtlich der Bestandsdichte ein positiver Trend zu erkennen. Die Lebensraumqualität ist im Laudachsee sehr hoch und wird dementsprechend mit „A“ beurteilt. Vergleichbar zum Vorderen Langbathsee besteht allerdings auch im und entlang des Laudachsees ein stark erhöhtes Tourismusaufkommen. Der Gefährdungsstatus muss deshalb mit „2“ bewertet werden. Insgesamt kann die Edelkrebspopulation im Laudachsee als hervorragend bezeichnet werden. Sie entspricht auch allen Kriterien einer Spenderpopulation.

TABELLE 111: BEWERTUNG DES ERHALTUNGSZUSTANDS DER FLUSSKREBSBESTÄNDE NACH AUER ET AL. 2022

Kriterium	Laudachsee
Bestandsdichte	A
Bestandsstruktur	A
Bestandsentwicklung	A
Lebensraumqualität	A
Erhaltungszustand	A
Gefährdungsstatus	2

4.8.3 eDNA-Analyse

4.8.3.1 Diagnostischer Nachweis der Krebspest

In keiner der Proben wurde eDNA von *A. astaci* detektiert. Dies deutet darauf, dass zum Zeitpunkt der Beprobung keine Sporen der Krebspest in den beprobten Bereichen vorhanden waren.

4.8.3.2 Metabarcoding Fische und Krebstiere

Die Tabelle 112 liefert eine Übersicht über die analysierten Proben, die andere Tabelle 113 enthält die Detailergebnisse zu den Proben aus dem Laudachsee, in denen im Metabarcoding verwertbare DNA-Sequenzen aus den Zielgruppen amplifiziert wurden. Dargestellt werden die %ID Übereinstimmungen der generierten DNA-Sequenzen mit jenen in der Referenzdatenbank Genbank. Da in einer Probe eine Art i.d.R. durch mehrere Sequenzgruppen mit z.T. unterschiedlicher Übereinstimmung repräsentiert wird, ist dieser Wert als gewichtetes Mittel dargestellt. Für die Beurteilung sicherer Artnachweise wird die beste Übereinstimmung herangezogen.

Als sicherer Nachweis für die DNA einer Art gelten Detektionen von DNA-Sequenzen, welche zu 99% mit jenen dieser Art in den Datenbanken übereinstimmen und darüber hinaus mindestens 1% der generierten DNA-Sequenzen in der jeweiligen Probe ausmachen. DNA-Sequenzen mit einer Übereinstimmung unter 99% und/oder einer geringen Anzahl (<1% pro Probenstelle und Zielgruppe) gelten als „wahrscheinliche“ Nachweise.

DNA-Moleküle repräsentiert die Anzahl der detektierten DNA-Sequenzen in der Probe und die Angabe %Moleküle beschreibt den jeweiligen Prozentsatz pro Probe.

TABELLE 112: ÜBERSICHT DER ANALYSIERTEN PROBEN IM LAUDACHSEE.

QR-Code	Datum	Uhrzeit	Probennahme	Volumen
ID0002918	27.05.2025	15:00	Laudachsee, Ausrinn	5 L
ID0002919	27.05.2025	13:30	Laudachsee, Ufer	5 L
ID0002920	27.05.2025	10:30	Laudachsee, Freiwasser	5 L

TABELLE 113: DETAILERGEBNISSE ZU DEN PROBEN AUS DEM LAUDACHSEE.

QR-Code	Familie	Spezies	Artname Deutsch	%_ID	DNA-Moleküle	%Moleküle
ID0002918	Leuciscidae	Rutilus rutilus	Rotaugen	98,99	49206	51,23
ID0002918	Cyprinidae	Cyprinus carpio	Karpfen	99,4	44846	46,69
ID0002918	Percidae	Perca fluviatilis	Flussbarsch	99,41	1753	1,83
ID0002918	Cyprinidae	Carassius auratus	Goldfisch	100	157	0,16
ID0002918	Leuciscidae	Leuciscidae	Weißfische	99,43	88	0,09
ID0002919	Leuciscidae	Rutilus rutilus	Rotaugen	99,29	53576	72,43
ID0002919	Cyprinidae	Cyprinus carpio	Karpfen	99,32	11280	15,25
ID0002919	Percidae	Perca fluviatilis	Flussbarsch	99,41	9025	12,2
ID0002919	Leuciscidae	Leuciscidae	Weißfische	99,39	84	0,11
ID0002920	Leuciscidae	Rutilus rutilus	Rotaugen	99,38	38152	45,35
ID0002920	Esocidae	Esox lucius	Europäischer Hecht	99,41	25246	30,01
ID0002920	Cyprinidae	Cyprinus carpio	Karpfen	99,39	20590	24,47
ID0002920	Esocidae	Esox flaviae	Hecht	100	84	0,1
ID0002920	Leuciscidae	Leuciscidae	Weißfische	99,43	55	0,07

Im Laudachsee fand sich in keiner der drei Proben eDNA von Krebsen. Am meisten Taxa wurden in den Proben am Ausrinn (ID0002918) und im Freiwasser (ID0002920) wurden je fünf Taxa bzw. vier Arten gefunden, in jener Probe am Ufer waren es nur 4 bzw. drei (ID0001219). Insgesamt wurde im Laudachsee eDNA von fünf Fischarten detektiert. Der Karpfen und das Rotaugen wurden in allen drei Proben nachgewiesen, der Flussbarsch in zwei, eDNA der übrigen beiden Fischarten fand sich in je einer der Proben (Tabelle 114).

TABELLE 114: ÜBERBLICK ÜBER DIE FISCHARTEN IM LAUDACHSEE. DIE PROBENZAHL GIBT AN, IN WIEVIELEN DER FILTERPROBEN EDNA DER JEWEILIGEN SPEZIELS NACHGEWIESEN WORDEN SIND.

	Fischart	Probenzahl
Laudachsee	<i>Cyprinus carpio</i>	3
	<i>Rutilus rutilus</i>	3
	<i>Perca fluviatilis</i>	2
	<i>Carassius auratus</i>	1
	<i>Esox lucius</i>	1

4.8.3.3 Interpretation der Ergebnisse

Grundsätzlich ist die Zuordnung auf Artebene mittels Metabarcoding immer auch hinsichtlich der Plausibilität kritisch zu hinterfragen. Für einzelne heimische Arten kann es vorkommen, dass zum Zeitpunkt des Abgleichs (noch) keine DNA-Sequenzen für den untersuchten Genabschnitt in den öffentlich zugänglichen Datenbanken verfügbar sind (wie beispielsweise für die Koppe der Fall). Beim Einsatz des Algorithmus, welcher die Übereinstimmung der DNA-Sequenzen in den Proben mit jenen in der Sequenzdatenbank vergleicht, werden in solchen Fällen die nächst verwandten Arten aus derselben Gattung angezeigt (welche mitunter nur außerhalb der untersuchten Region vorkommen können) – allerdings mit einer vergleichsweise geringeren Übereinstimmung (%ID $\leq 98\%$). Dies gilt es, bei der Interpretation der Daten zu beachten. Diese vermeintlichen „Nachweise“ nicht heimischer Arten sind in der Praxis dahingehend zu interpretieren, dass es sich hierbei mit hoher Wahrscheinlichkeit um Nachweise der verwandten heimischen Arten handelt.

Während ein eDNA-Nachweis eindeutig für das Vorkommen einer bestimmten Art spricht, bedeutet ein Nichtnachweis nicht zwingend, dass das Vorkommen dieser Art völlig auszuschließen ist. Es kann vorkommen, dass an einer Probenstelle keine Nachweise detektiert werden, weil z.B. nur sehr wenige Individuen im Gewässer sind oder sich diese über einen längeren Zeitraum nur in tieferen Lagen aufgehalten haben. Ebenso können solche Falsch-Negative darin begründet sein, dass die Dominanz einzelner Arten dazu führt, dass vergleichsweise niederstete Arten „übersehen“ werden, weil die wenigen DNA-Moleküle einzelner Individuen keinen Platz in der Analyse erhalten. Zur Erklärung: beim Metabarcoding gibt es eine definierte Anzahl an Analyseplätzen pro Durchlauf für die Sequenzierung. Die DNA-Moleküle, welche einen Platz auf der Platte erhalten, werden vervielfältigt und auch gelesen (sequenziert). Wenn hier eine ausgeprägte Dominanz der eDNA von einzelnen Arten vorherrscht und von anderen vergleichsweise nur geringe DNA-Spuren vorhanden sind, dann kann es dazu kommen, dass der überwiegende Teil der Plätze an die dominanten Arten geht und die wenigen DNA-Moleküle von Spezies, welche sich eher außerhalb der beprobten Bereiche aufhalten, nicht erfasst und damit auch nicht detektiert werden.

Zu bedenken ist auch, dass eine solche Fischbestandsanalyse anhand von eDNA immer nur eine Momentaufnahme ist und wir hiermit einen rein qualitativen Nachweis erhalten (nachgewiesen/nicht nachgewiesen). Auch wenn die Anzahl an Sequenzen innerhalb einer Probe einen möglichen Aufschluss über die Menge an eDNA liefern kann, so ist zu berücksichtigen, dass diese Menge nur unter sehr bestimmten Voraussetzungen auch mit der Individuenzahl korrelieren kann (Thalinger *et al.* 2019). Die Menge an eDNA im Freiwasser wird neben der Zahl an Individuen von zahlreichen Faktoren beeinflusst, sowohl bei der Abgabe – wie z.B. durch die Biologie, die Größe, das Alter aber auch die Aktivität und die Fitness der Tiere – als auch durch physikalische Parameter wie die Entfernung zur „DNA-Quelle“, die Fließgeschwindigkeit, Turbulenzen oder Trübstoffführung sowie natürliche Abbauprozesse im Gewässer.

Für fundierte Ergebnisse empfehlen sich wiederholte Probennahmen übers Jahr verteilt und ggf. eine gezielte Nachsuche mittels diagnostischer Nachweise nach bestimmten Arten, von denen man weiß, dass sie sich eher in tiefen Schichten aufhalten bzw. nur wenige Individuen vertreten sind. Eine diagnostische PCR ist deutlich sensitiver als ein Metabarcoding, da damit gezielt nach der eDNA einer bestimmten Art gesucht werden kann.

5 Vergleich der Methoden zur Untersuchung der Fischbestände

Zur Beurteilung des Zustands von Fischbeständen sind Informationen über das Artenspektrum, artspezifische Längenfrequenz, Altersklassenstruktur, Reproduktionsnachweis, sowie über Abundanz und Biomasse (kg/ha) erforderlich. Diese Parameter bilden die Grundlage für eine Bewertung der Populationsstruktur.

Zur Bewertung der Eignung unterschiedlicher Fangmethoden wurden diese systematisch miteinander verglichen. Dabei wurde untersucht, inwieweit die einzelnen Methoden geeignet sind, diese Parameter repräsentativ zu erfassen.

Für weiterführende Analysen, wie die Längenfrequenzdiagramme und Längenstatistik wurde der Fokus auf ausgewählte Fischarten gelegt, die sowohl durch hohe Stichprobenumfänge als auch durch ihre Zugehörigkeit zu unterschiedlichen ökologischen Gilden repräsentativ sind. Hierfür wurden Flussbarsch, Rotaugen, Hecht sowie je nach Vorkommen im betreffenden See Reinanke beziehungsweise Seesaibling ausgewählt.

Diese Arten repräsentieren unterschiedliche trophische Gilden, darunter piscivore Arten (Hecht), zooplanktivore Arten (Reinanke, Seesaibling) sowie omnivore Arten (Rotaugen, Flussbarsch). Darüber hinaus unterscheiden sie sich hinsichtlich ihrer Reproduktionsstrategien. Der Hecht ist ein Frühjahrs- und phytophiler Laicher, während das Rotaugen und Flussbarsch überwiegend im Zeitraum von April bis Mai/Juni laichen und phyto-/ lithophile Laicher sind. Reinanke und Seesaibling sind hingegen lithophile Spätherbstlaicher (Hauer W., 2021).

Der Vergleich der Längenfrequenzdiagramme einzelner Fischarten, die mit unterschiedlichen Fangmethoden ermittelt wurden, ermöglicht zudem einen Einblick in den selektiven Fangerfolg unterschiedlicher Längenklassen in Abhängigkeit von der jeweiligen Erhebungsmethode. Unter der Voraussetzung, dass kein Besatz mit juvenilen Altersstadien der betrachtenden Fischart stattgefunden hat, genügt zum Nachweis der Reproduktion der Beleg selbiger Altersstadien im Rahmen der Befischung.

Zur Bestimmung der Altersklassenverteilung ist die Entnahme und das Töten von Fischen erforderlich, um anschließend die beiderseits im Schädelbereich befindlichen Otolithen zu entnehmen und zu präparieren. Anhand der Zuwachsringe der Otolithen bzw. Schuppen kann das Alter der Fische bestimmt werden. Hierfür eignen sich grundsätzlich alle Methoden bei denen Fische physisch gefangen werden. Da mittels Kiemennetze bedingt durch die Wirkweise der Kiemennetze selbst, die Beprobung immer letal stattfindet, bietet es sich hier an, die Altersbestimmung als Mehrwert der Erhebung jedenfalls durchzuführen.

Bei allen anderen Arten hängt es von der Fragestellung und den ökologischen Rahmenbedingungen ab, ob eine Altersbestimmung sinnvoll bzw. notwendig erscheint.

Anhand der folgenden Analysen kann die Eignung der einzelnen Fangmethoden zur Erhebung der relevanten Parameter für die Untersuchung und Bewertung der Fischbestände beurteilt werden.

5.1 Erlaufsee

5.1.1 Allgemeine Ausgangsdaten

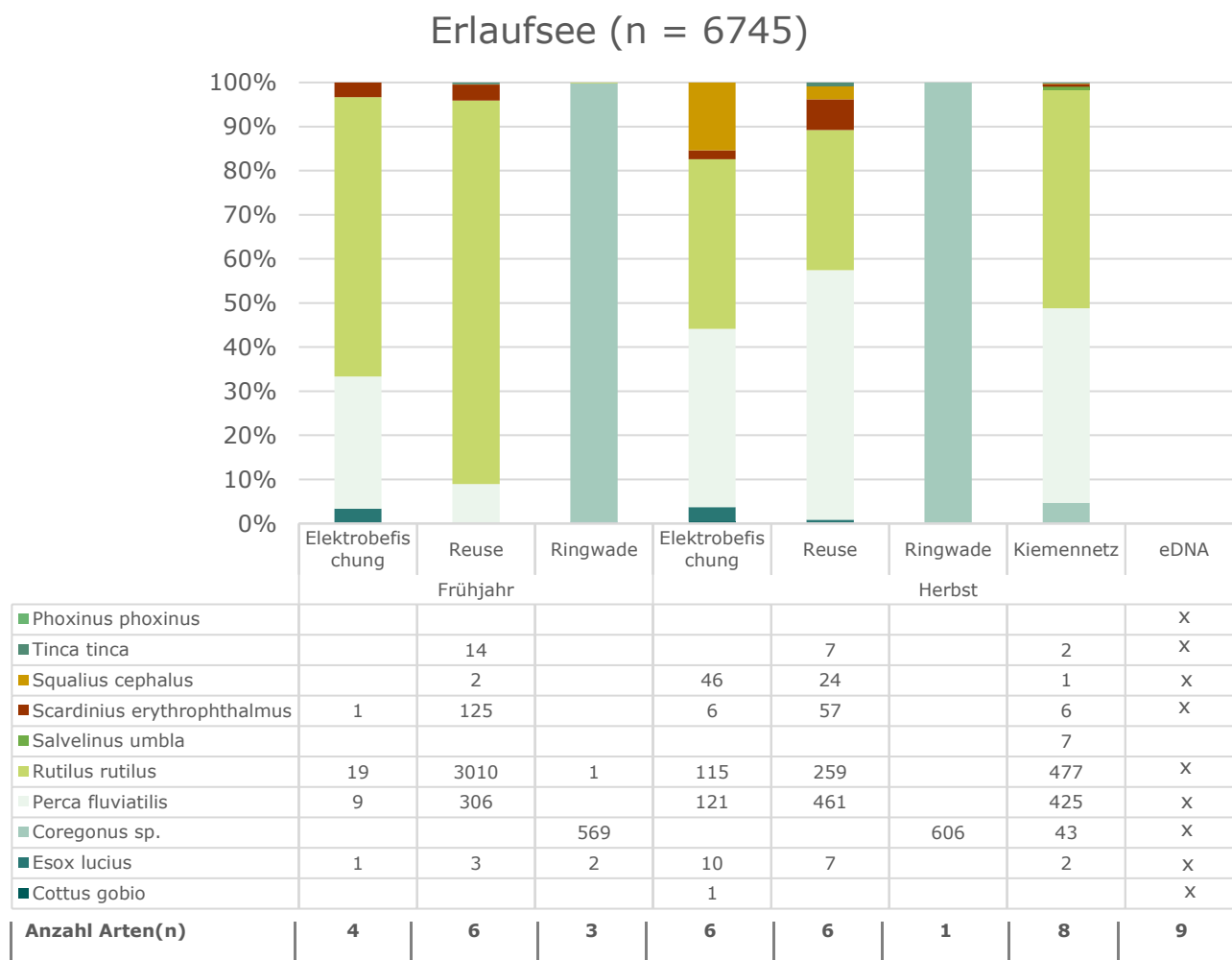


ABBILDUNG 246: DARSTELLUNG DES FANGERFOLGS DER EINZELNEN FANGMETHODEN ANHAND DER ANZAHL GEFANGENER FISCHARTEN. DIE DATEN DER ELEKTROBEFISCHUNG BASIEREN IM FRÜHJAHR AUSSCHLIEßLICH AUF DATENSÄTZEN DER ÖBF, WÄHREND DIE DATEN DER HERBSTBEFISCHUNG AUF DATENSÄTZEN DES BAW UND DER ÖBF BASIEREN. FÜR DEN ARTENNACHWEIS MITTELS E-DNA WURDEN NUR ARTEN MIT EINEM SICHEREN NACHWEIS ANGEFÜHRT.

Im Erlaufsee wurden mithilfe unterschiedlicher Fangmethoden insgesamt zehn Fischarten mit insgesamt 6.745 Individuen erfasst. Mit Ausnahme des Seesaiblings (*Salvelinus umbla*) konnten alle nachgewiesenen Arten mittels eDNA-Analyse detektiert werden. Der Seesaibling wurde ausschließlich mithilfe von Kiemennetzen nachgewiesen.

Vorherrschende Arten im Erlaufsee waren Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Flussbarsche (*Perca fluviatilis*), die überwiegend durch Elektrofischung, Reusen sowie Kiemennetze gefangen wurden. Reinanken (*Coregonus sp.*) konnten ausschließlich mittels Ringwade und Kiemennetz nachgewiesen werden. Hier ist anzumerken, dass bei der Reusenbefischung aufgrund des hohen Fangerfolgs,

teilweise nur jedes zehnte Individuum an Rotaugen im vollen Umfang erfasst wurde. In die Ermittlung der Abundanz wurden jedoch alle gefangenen Individuen aufgenommen.

Zudem zeigten sich saisonale Unterschiede im Fangerfolg: Die Fangzahlen des Aitels (*Squalius cephalus*) waren im Herbst deutlich höher als im Frühjahr.

5.1.2 Längenstatistik gefangener Fischarten nach Fangmethode

TABELLE 115: VERGLEICH DER LÄNGENSTATISTIK GEFANGENER FISCHARTEN ZWISCHEN VERSCHIEDENEN FANGMETHODEN IM ERLAUFSEE. DIE LÄNGENSTATISTIK DER ELEKTROBEFISCHUNGEN BASIERT AUF DATENSÄTZEN DER ÖBF SOWIE DES BAW (EXKLUSIVE NICHT VERMESSENE INDIVIDUEN).

	Fangmethode	Minimum (cm)	Maximum (cm)	Mittelwert (cm)	Stabw. (cm)	n
Coregonus sp.	Kiemennetz	15,5	46,2	36,6	9,8	43
	Ringwade	14	49,9	40,8	4,2	1128
Esox lucius	Elektrobefischung	15	68	32,9	17,3	11
	Kiemennetz	25	25	25,0	0,0	2
	Reuse	19	65,5	38,6	18,1	9
	Ringwade	80	94	87,0	9,9	2
Perca fluviatilis	Elektrobefischung	3,1	20,1	9,8	5,1	130
	Kiemennetz	5	22	12,6	3,6	425
	Reuse	6,6	20,5	13,9	2,0	733
Rutilus rutilus	Elektrobefischung	2,5	19,5	14,1	4,4	134
	Kiemennetz	7,7	23,2	15,4	2,5	477
	Reuse	7,5	23,4	16,4	1,9	1500
	Ringwade	34	34	34,0		1

Tabelle 115 zeigt, dass mit Kiemennetzen und der Ringwade vergleichbare Längensklassen der Reinanke erfasst wurden.

Kleinere Individuen des Hechts wurden überwiegend mittels Elektrobefischung und Reusen gefangen. Die beiden größten Hechte konnten mit der Ringwade erfasst werden. In beiden Fällen steht der Fang unterschiedlich großer Individuen im Zusammenhang mit unterschiedlichen Habitatpräferenzen.

Juvenile Individuen von Flussbarsch und Rotaugen wurden vor allem im Rahmen der Elektrobefischung nachgewiesen. Mit Kiemennetzen und Reusen wurden bei beiden Arten vergleichbare Längenbereiche erfasst. Für diese Analysen wurden Fangereignisse ausgeschlossen, bei denen nur jedes zehnte Individuum der Rotaugen vermessen wurde.

5.1.3 Längenfrequenz

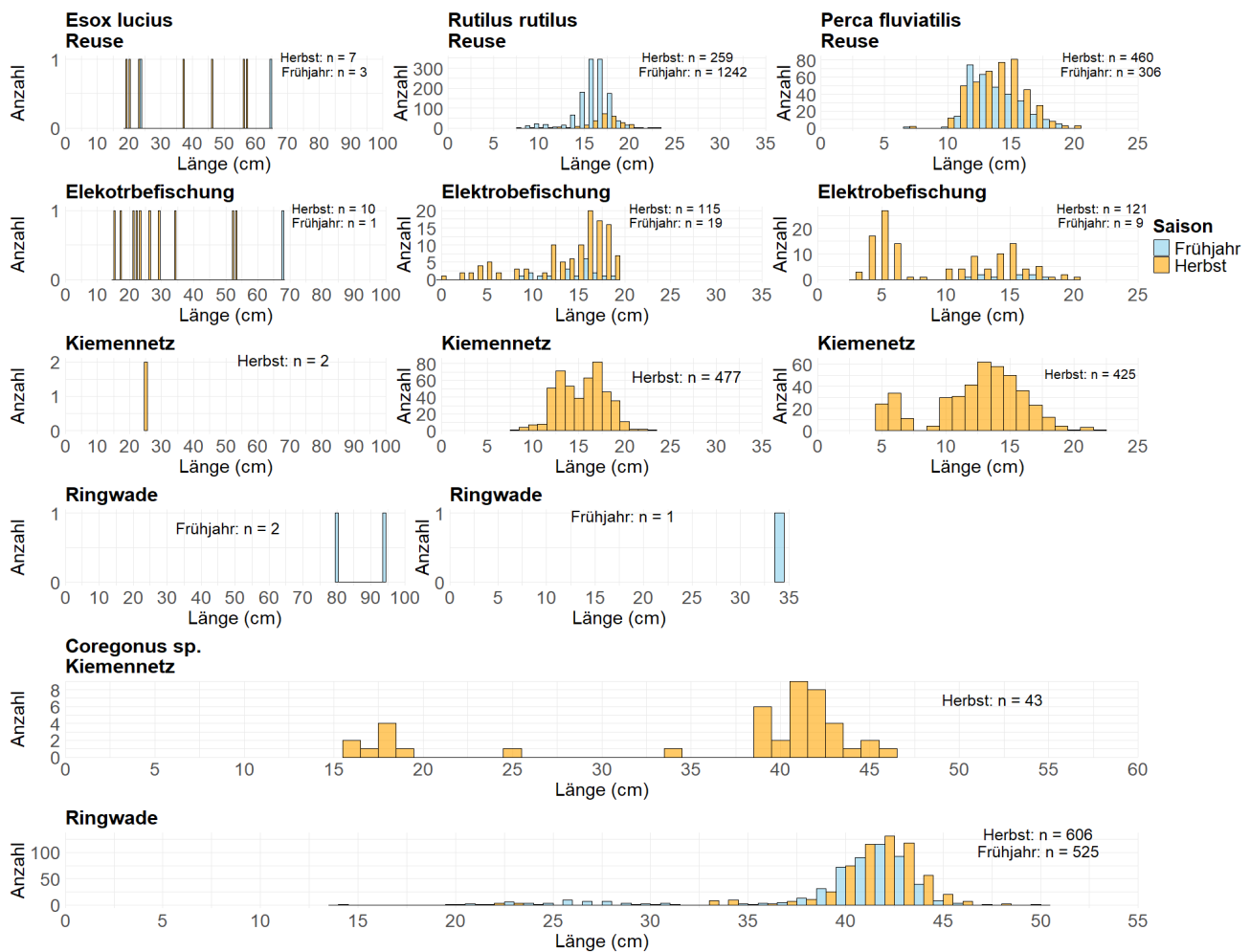


ABBILDUNG 247: VERGLEICH DER LÄNGENVERTEILUNGEN GEFANGENER FISCHARTEN IM ERLAUFSEE IN ABHÄNGIGKEIT VON UNTERSCHIEDLICHEN FANGMETHODEN. DAS LÄNGENFREQUENZDIAGRAMM DER ELEKTROBEFISCHUNGEN BASIERT AUF DATENSÄTZEN DER ÖBF SOWIE DES BAW (EXKLUSIVE WIEDERFÄNGE UND NICHT VERMESSENE INDIVIDUEN).

Der Vergleich der erfassten Längensklassen des Hechts mit den unterschiedlichen Fangmethoden zeigt, dass für die Untersuchung der Hechtpopulation im Erlaufsee mittels Reusen und Elektrofischung andere Längensklassen ermitteln konnten als mit Kiemennetzen und der Ringwade.

Bei Rotaugen (*Rutilus rutilus*) liefern Reusen und Kiemennetze vergleichbare Ergebnisse der Längensklassen, während die Elektrofischung, insbesondere im Herbst, vor allem Jungfische erfasst. Für diese Analysen wurden Fangereignisse ausgeschlossen, bei denen nur jedes zehnte Individuum des Rotauges vermessen wurde.

Beim Flussarsch (*Perca fluviatilis*) zeichnet sich bei der Elektrofischung eine ähnliche Längensklassenverteilung ab wie durch die Kiemennetzbefischung, wobei im Verhältnis zum Gesamtfang mit der Elektrofischung mehr Jungfische gefangen werden konnten.

Die Erhebung der Reinankenbestände (*Coregonus* sp.) ist sowohl mit Kiemennetzen als auch mit der Ringwade möglich. Dabei ist anzumerken, dass mit der Ringwade mit höherem zeitlichen Aufwand insgesamt eine höhere Individuenzahl erfasst wurde, wodurch eine robustere Datenbasis für weiterführende Analysen zur Verfügung steht. Die im Frühjahr und Herbst erhobenen Daten liefern zudem relevante Informationen zum Wachstum der Reinanken.

Im Vergleich zu den anderen untersuchten Seen zeigt sich im Erlaufsee ein nur geringes Wachstum der Reinankenbestände zwischen Frühjahr und Herbst. Der Konditionsfaktor der Reinanken liegt mit einem Wert von etwa 0,8 im Normalbereich. Weitere Erhebungen zur Bestandsentwicklung wären am Erlaufsee aber von hoher Wichtigkeit.

5.1.4 Ermittlung der Biomasse & Abundanz

5.1.4.1 Ergebnisse der GZÜV-Befischung

Mithilfe der Kiemennetze wurden die Abundanz (Häufigkeit) und die Biomasse (kg) pro 100 m² Netzfläche pro 12 Stunden Expansionszeit berechnet. Für den Erlaufsee ergab sich ein CPUE von 39,5 Fische/100m²/12h (Freiwasser n = 1,9; Grund n = 37,6) und eine Biomasse von 2,0 kg/100m²/12h (Freiwasser 0,2 kg; Grund 1,8 kg).

Die Auswertungen der drei hydroakustischen Aufnahmen (30.10.2024, 28.11.2024 und 19.03.2025) ergaben eine mittlere Fischbiomasse von 126 kg/ha (± 40 kg/ha Standardabweichung; n = 3). Die Werte der einzelnen Aufnahmen betrugen 135 kg/ha im Oktober, 83 kg/ha im November und 160 kg/ha im März 2025.

Die mittlere Abundanz (Fische >2 cm Totallänge) lag für alle 3 Aufnahmen bei 130 Fische/ha (± 42 Standardabweichung). Die Schwankungsbreite der Abundanzen an den unterschiedlichen Transekten reichte von mindestens 56 Fische/ha bis höchstens 275 Fische/ha.

Uferelektrobefischung eines Sees stellt keine absolut quantitative Methode dar, sie ermöglicht jedoch einen Blick auf die Fischarten und deren relative Häufigkeiten.

5.1.4.2 Ergebnisse der CMR-Methode

Für alle Fischarten war die Wiederfangrate nicht ausreichend, um die CMR-Methode (Capture-Mark-Recapture) erfolgreich anzuwenden.

5.1.4.3 Ergebnisse eDNA

Die eDNA liefert aktuell nur Informationen über die Artenzusammensetzung, jedoch keine Daten zu der Abundanz und Biomasse.

5.2 Gleinkersee

5.2.1 Allgemeine Ausgangsdaten

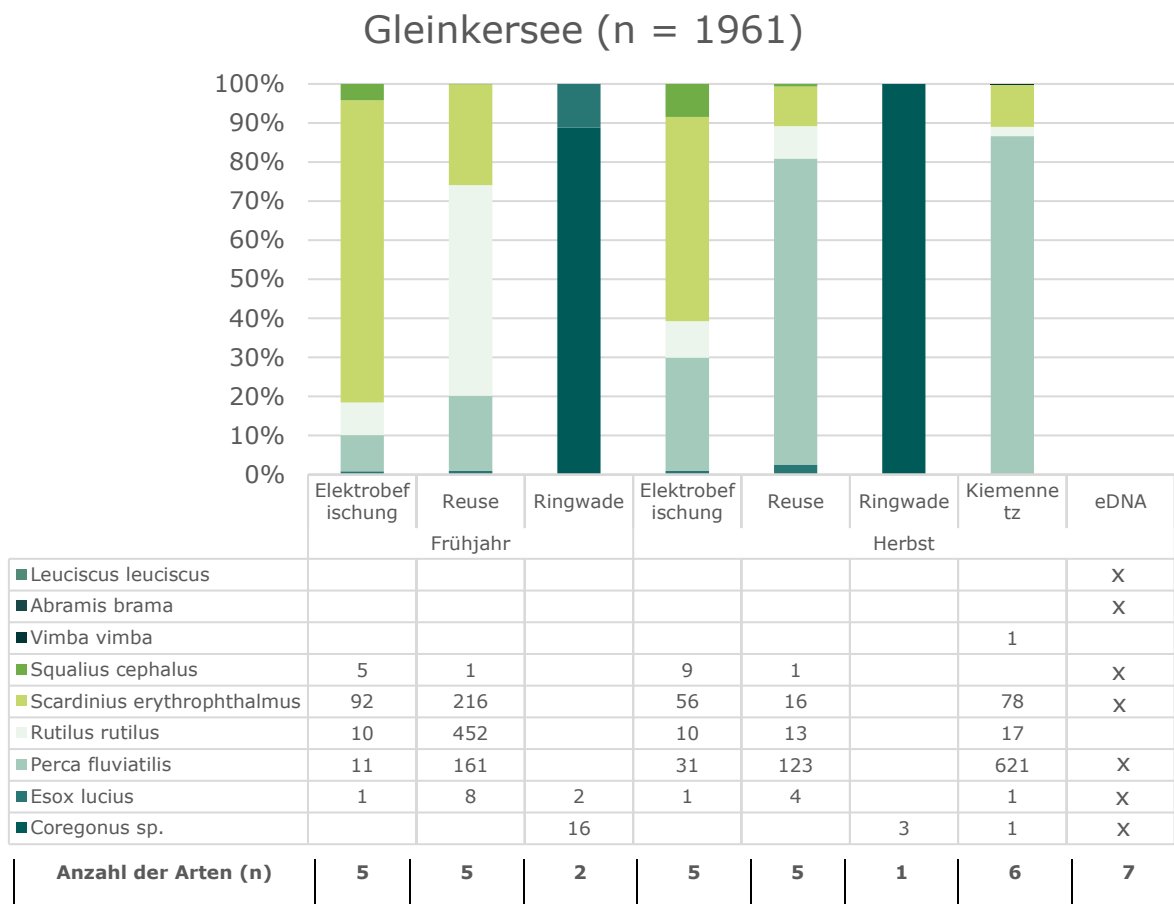


ABBILDUNG 248: DARSTELLUNG DES FANGERFOLGS DER EINZELNEN FANGMETHODEN ANHAND DER ANZAHL GEFANGENER FISCHARTEN. DIE DATEN DER ELEKTROBEFISCHUNG BASIEREN IM FRÜHJAHR AUSSCHLIEßLICH AUF DATENSÄTZEN DER ÖBF, WÄHREND DIE DATEN DER HERBSTBEFISCHUNG AUF DATENSÄTZEN DES BAW UND DER ÖBF BASIEREN. FÜR DEN ARTENNACHWEIS MITTELS E-DNA WURDEN NUR ARTEN MIT EINEM SICHEREN NACHWEIS ANGEFÜHRT.

Insgesamt konnten mit den unterschiedlichen Fangmethoden neun Fischarten und 1961 Individuen erfasst werden. Die eDNA-Analyse wies mit sieben Arten die höchste Artenzahl nach, gefolgt von den Kiemennetzen, mit denen sechs Arten erfasst wurden. Mit Reusen und Elektrofischung wurde im Gleinkersee jeweils dieselbe Artenzusammensetzung nachgewiesen.

Die Ringwadenbefischung erfasste hingegen ausschließlich pelagische Arten, insbesondere Reinanke und adulte Hecht.

5.2.2 Längenstatistik gefangener Fischarten nach Fangmethode

TABELLE 116: VERGLEICH DER LÄNGENSTATISTIK GEFANGENER FISCHARTEN ZWISCHEN VERSCHIEDENEN FANGMETHODEN IM GLEINKERSEE DIE LÄNGENSTATISTIK DER ELEKTROBEFISCHUNGEN BASIERT AUF DATENSÄTZEN DER ÖBF SOWIE DES BAW (EXKLUSIVE NICHT VERMESSENE INDIVIDUEN).

Fischart	Fangmethode	Minimum (cm)	Maximum (cm)	Mittelwert (cm)	Stabw. (cm)	n
Coregonus sp.	Kiemennetz	35,5	35,5	35,5		1
	Ringwade	9,3	50,5	32,0	14,0	19
Esox lucius	Elektrobefischung	26	54,5	40,3	20,2	2
	Kiemennetz	51,7	51,7	51,7		1
	Reuse	27	91,5	50,6	21,3	11
	Ringwade	64	70,8	67,4	4,8	2
Perca fluviatilis	Elektrobefischung	8,7	20	13,0	2,3	30
	Kiemennetz	6,4	30,5	11,8	2,2	621
	Reuse	7,5	31,5	12,8	3,6	256
Rutilus rutilus	Elektrobefischung	13	24,5	18,8	3,2	18
	Kiemennetz	15	22,7	19,2	2,5	17
	Reuse	11,1	27,5	18,9	2,2	463
Scardinius erythrophthalmus	Elektrobefischung	10	23	15,5	3,1	148
	Kiemennetz	5,5	23,2	14,7	3,4	78
	Reuse	10,5	28,2	16,8	2,7	229
Squalius cephalus	Elektrobefischung	24,5	44,5	29,6	6,1	14
	Reuse	28,6	43,5	36,1	10,5	2
Vimba vimba	Kiemennetz	18,6	18,6	18,6		1

Ein Vergleich der Körperlängen gefangener Individuen ist bei Stichprobenumfängen von nur ein bis zwei Individuen nicht aussagekräftig. Ergebnisse auf Basis von Stichproben mit weniger als 20 Individuen sollten, daher mit Vorsicht interpretiert werden. Fundierte Aussagen lassen sich daher lediglich für Flussbarsch, Rotaugen und Rotfeder treffen.

Tabelle 116 zeigt, dass sich die Längensklassen von Flussbarsch, Rotaugen und Rotfeder zwischen den Fangmethoden nur geringfügig unterscheiden.

Reusen eigneten sich am besten, um die Hechtpopulationen zu erheben. Dabei konnten am meisten Individuen sowie ein breites Längensklassenspektrum erfasst werden.

5.2.3 Längenfrequenz

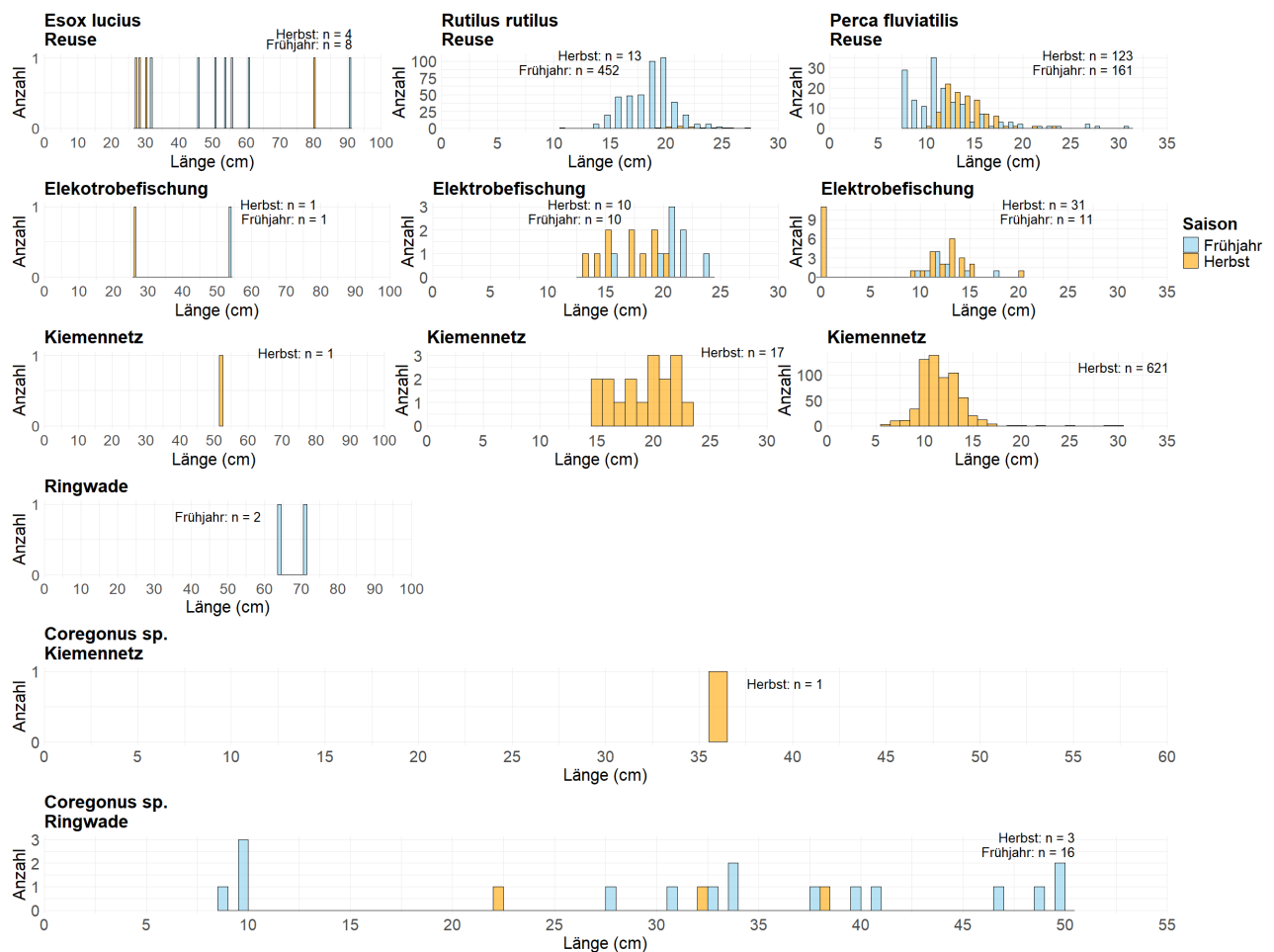


ABBILDUNG 249: VERGLEICH DER LÄNGENVERTEILUNGEN GEFANGENER FISCHARTEN IN ABHÄNGIGKEIT VON UNTERSCHIEDLICHEN FANGMETHODEN IM GLEINKERSEE. DAS LÄNGENFREQUENZDIAGRAMM DER ELEKTROBEFISCHUNGEN BASIERT AUF DATENSÄTZEN DER ÖBF SOWIE DES BAW (EXKLUSIVE WIEDERFÄNGE UND NICHT VERMESSENE INDIVIDUEN).

Der Vergleich der einzelnen Methoden zeigt, dass insbesondere bei Hechten der Populationsaufbau mit Reusen am besten erfasst werden kann. Die ermittelten Längenklassen von Rotaugen und Flussbarschen stimmen zwischen Reusen, Kiemennetzen und Elektrofischung weitgehend überein, wobei mittels Elektrofischung vermehrt Juvenile nachgewiesen werden konnten und die Reusen einzelne größere Individuen. Der Einsatz der Ringwade erbrachte, abgesehen von zwei Hechtindividuen, ausschließlich den Nachweis von Reinanken. Mit erhöhtem Befischungsaufwand konnte mit der Ringwade unterschiedliche Längenklassen der Reinanke erfasst werden.

5.2.4 Ermittlung der Biomasse & Abundanz

5.2.4.1 Ergebnisse der GZÜV-Befischung

Für die Vergleichbarkeit der Daten zwischen den acht im Rahmen des EMFAF Projektes untersuchten Seen, wurden bei der Auswertung der Tiefenverteilung der Fische Einheitsfänge CPUE (catch per unit effort) ermittelt. Berechnet wurden dazu die Abundanz (Häufigkeit) und die Biomasse pro 100 m² Netzfläche pro 12 Stunden Expansionszeit. Für den Gleinkersee ergab sich ein CPUE von 90,1 Fische/100m²/12h (Freiwasser n = 3,9; Grund n = 86,2) und eine Biomasse von 0,9 kg/100m²/12h (Freiwasser 0,1 kg; Grund 0,8 kg).

Die Auswertungen der 3 hydroakustischen Aufnahmen (05.11.2024, 05.12.2024 und 08.04.2025) ergaben für den Gleinkersee eine mittlere Fischbiomasse von 8,7 kg/ha ($\pm$ 4,9 kg/ha Standardabweichung; n = 3). Die Mittelwerte der einzelnen Aufnahmen betrugen 3 kg/ha im November, 11 kg/ha im Dezember und 12 kg/ha im April. Die Schwankungsbreite zwischen den 3 Terminen (9 kg/ha) zeigte, dass die Novemberaufnahme deutlich von den beiden anderen, die sehr gut übereinstimmten, abwich.

Die mittlere Abundanz (Fische >2cm Totallänge, arithmetisches Mittel) über alle Termine lag bei 140 Fische/ha, wobei sich der November deutlich von Dezember und April unterschied (280 Fische/ha im November versus 77 Fische/ha im Dezember und 61 Fische/ha im April).

Uferelektrobefischung eines Sees stellt keine absolut quantitative Methode dar, sie ermöglicht jedoch einen Blick auf die Fischarten und deren relative Häufigkeiten.

5.2.4.2 Ergebnisse der CMR-Methode

Der Gleinkersee war von allen untersuchten Seen, der Einzige bei dem eine Wiederfangrate > 10% erreicht wurde.

Mit dem Schnabel-Census-Modell (1938) wurde anhand des Fang-Wiederfang-Verhältnisses eine Hochrechnung der gefangenen Reinanken auf die gesamte relative Abundanz vorgenommen.

Der Reinankenbestand im Gleinkersee wies mit lediglich 52 Individuen eine geringe Dichte auf.

5.2.4.3 Ergebnisse eDNA

Die eDNA liefert aktuell nur Informationen über die Artenzusammensetzung, jedoch keine Daten zu der Abundanz und Biomasse.

5.3 Vorderer Langbathsee

5.3.1 Allgemeine Ausgangsdaten

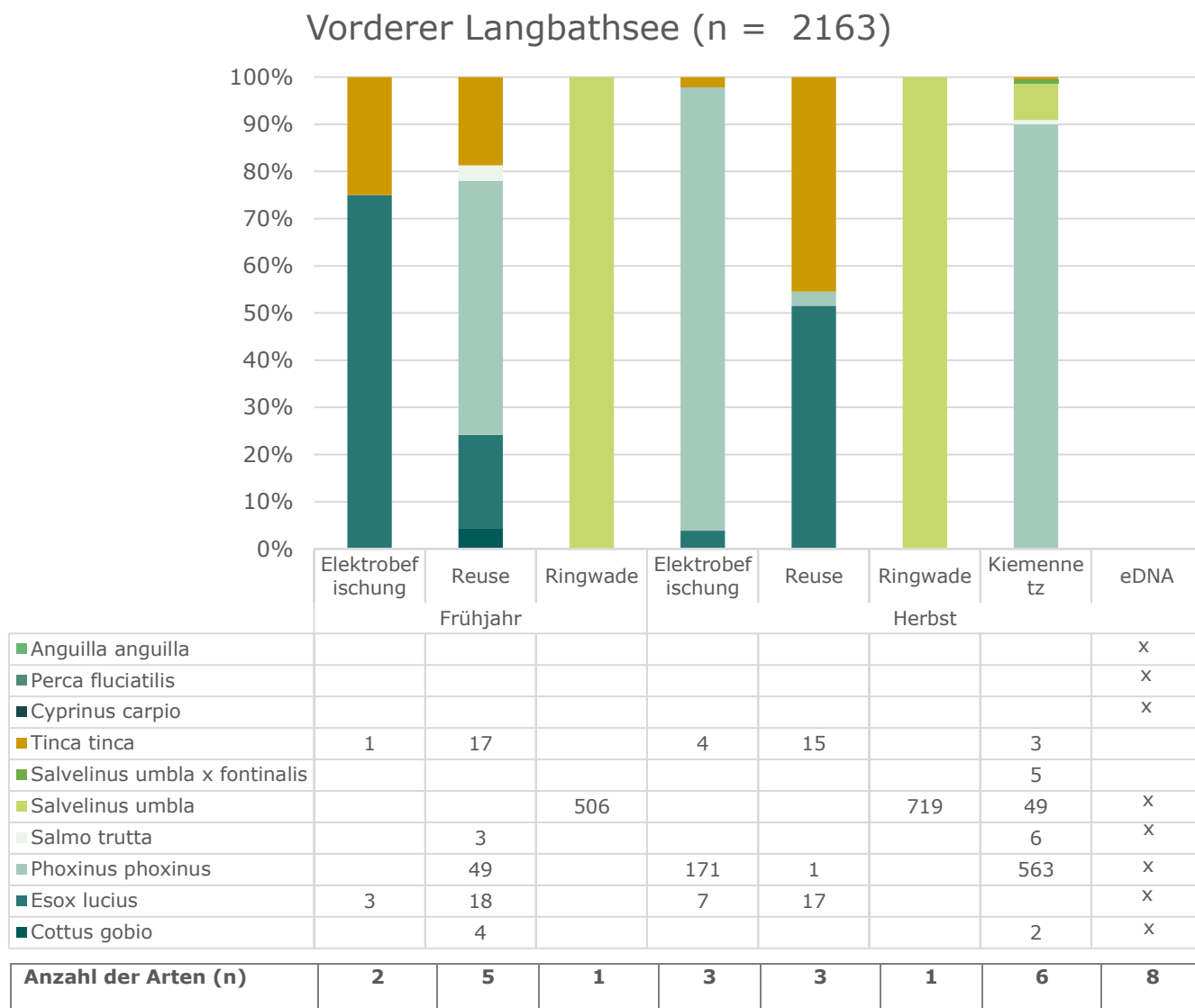


ABBILDUNG 250: DARSTELLUNG DES FANGERFOLGS DER EINZELNEN FANGMETHODEN ANHAND DER ANZAHL GEFANGENER FISCHARTEN. DIE DATEN DER ELEKTROBEFISCHUNG BASIEREN IM FRÜHJAHR AUSSCHLIEßLICH AUF DATENSÄTZEN DER ÖBF, WÄHREND DIE DATEN DER HERBSTBEFISCHUNG AUF DATENSÄTZEN DES BAW UND DER ÖBF BASIEREN. FÜR DEN ARTENNACHWEIS MITTELS E-DNA WURDEN NUR ARTEN MIT EINEM SICHEREN NACHWEIS ANGEFÜHRT.

Insgesamt wurden im Vorderen Langbathsee mithilfe verschiedener Fangmethoden zehn Fischarten mit insgesamt 2163 Individuen nachgewiesen. Die höchste Artenzahl wurde durch die eDNA-Analyse erzielt, bei der acht Arten identifiziert wurden. Diese Ergebnisse sind jedoch mit Vorsicht zu interpretieren. Für den Aal und den Flussbarsch ist es mit hoher Wahrscheinlichkeit anzunehmen, dass sie im See nicht vorkommen. Dieses Beispiel verdeutlicht, dass

eDNA-Nachweise nicht in jedem Fall als eindeutiger Beleg für das tatsächliche Vorkommen einer Art gewertet werden können.

Darüber hinaus zeigt sich, dass einzelne Fangmethoden eine gewisse Artenselektivität aufweisen, wodurch bestimmte Arten bevorzugt mit spezifischen Methoden erfasst werden.

5.3.2 Längenstatistik gefangener Fischarten nach Fangmethode

TABELLE 117: VERGLEICH DER LÄNGENSTATISTIK GEFANGENER FISCHARTEN ZWISCHEN VERSCHIEDENEN FANGMETHODEN IM VORDEREN LANGBATHSEE. DIE LÄNGENSTATISTIK DER ELEKTROBEFISCHUNGEN BASIERT AUF DATENSÄTZEN DER ÖBF SOWIE DES BAW (EXKLUSIVE NICHT VERMESSENE INDIVIDUEN).

Fischart	Fangmethode	Minimum (cm)	Maximum (cm)	Mittelwert (cm)	Stabw. (cm)	n
Esox lucius	Elektrobefischung	22,2	58	36,5	13,1	9
	Reuse	18,5	118	52,1	27,0	35
Salvelinus umbla	Kiemennetz	14,7	37,9	27,3	6,5	49
	Ringwade	19	52	29,1	3,6	1207

Unterschiedliche Längenklassen des Hechts wurden bevorzugt mit den Reusen erfasst, wie in Tabelle 117 ersichtlich ist.

Mit der Ringwade wurde tendenziell größere Individuen von Seesaibling gefangen, als mit den Kiemennetzen

5.3.3 Längenfrequenz

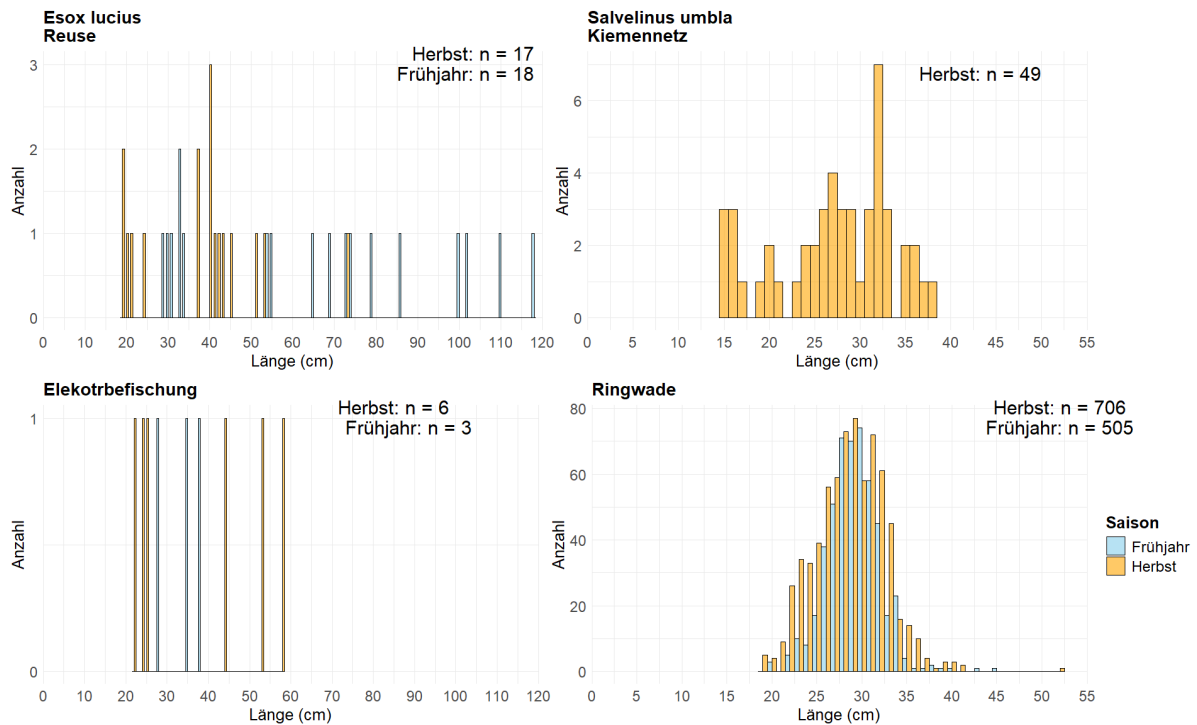


ABBILDUNG 251: VERGLEICH DER LÄNGENVERTEILUNGEN GEFANGENER FISCHARTEN IN ABHÄNGIGKEIT VON UNTERSCHIEDLICHEN FANGMETHODEN IM VORDEREN LANGBATHSEE. DAS LÄNGENFREQUENZDIAGRAMM DER ELEKTROBEFISCHUNGEN BASIERT AUF DATENSÄTZEN DER ÖBF SOWIE DES BAW (EXKLUSIVE WIEDERFÄNGE UND NICHT VERMESSENE INDIVIDUEN).

Das Längenfrequenzdiagramm bestätigt die Eignung von Reusen zur Erfassung von Hechtbeständen. Im Vorderen Langbathsee konnten die Reusen gezielt während der Laichzeit ausgebracht werden, wodurch mehrere adulte und laichreife Individuen nachgewiesen werden konnten. Die anschließende Befischung ermöglichte zudem die Erfassung kleinerer Individuen. In diesem Fall waren beide Befischungen erforderlich, um einen umfassenden Einblick in den Populationsaufbau zu erhalten.

Der Vergleich der Längenfrequenzdiagramme des Seesaiblings zwischen Kiemennetzen und Ringwade zeigt, dass beide Fangmethoden eine ähnliche Verteilung der Längenklassen, wobei mit dem Kiemennetz kleinere und mit der Ringwade größere Individuen erfassen wurden. Daraus lässt sich ableiten, dass beide Methoden grundsätzlich geeignet sind, die Seesaiblingsbestände hinsichtlich der Längenklassenverteilung zu erfassen.

5.3.4 Ermittlung der Biomasse & Abundanz

5.3.4.1 Ergebnisse der GZÜV-Befischung

Mithilfe der Kiemennetze wurden die Abundanz (Häufigkeit) und die Biomasse (kg) pro 100 m² Netzfläche pro 12 Stunden Expansionszeit berechnet. Für den Vorderen Langbathsee ergab sich ein CPUE von 29,6 Fische/100m²/12h (Freiwasser n = 0,6; Grund n = 29,0) und eine Biomasse von 0,577 kg/100m²/12h (Freiwasser 0,121 kg; Grund 0,456 kg)

Die Auswertungen der drei hydroakustischen Aufnahmen (14.10.2025, 05.11.2025 und 01.12.2025) ergaben eine mittlere Fischbiomasse von 203 kg/ha ($\pm$ 108 kg/ha Standardabweichung; n = 3). Die Werte der einzelnen Aufnahmen betrugen 225 kg/ha im Oktober, 299 kg/ha im November und 86 kg/ha im Dezember 2025.

Die mittlere Abundanz für alle Fische >2 cm Totallänge lag für alle 3 Aufnahmen bei 5000 Fische/ha ($\pm$ 432 Standardabweichung). Die Schwankungsbreite der Abundanzen an den unterschiedlichen Transekten reichte von mindestens 45 Fische/ha bis höchstens 26.500 Fische/ha. Am Vorderen Langbathsee sind die Abundanzen maßgeblich von der großen Dichte der Elritzen beeinflusst. Wenn man Fischlängen kleiner 10 cm (Großteil Elritzen) ausklammert, ergeben sich mittlere Abundanzen von 229 Ind/ha für Oktober, 240 Ind/ha für November und 234 Ind/ha für Dezember. Diese Dimension liegt im Bereich von vergleichbaren Seen.

Uferelektrobefischung eines Sees stellt keine absolut quantitative Methode dar, sie ermöglicht jedoch einen Blick auf die Fischarten und deren relative Häufigkeiten.

5.3.4.2 Ergebnisse der CMR-Methode

Keine der gefangenen Fischarten erreichte die benötigte Wiederfangrate von 10%, um die CMR-Methode (Capture-Mark-Recapture) erfolgreich anzuwenden. Daher konnte die Abundanz und Biomasse mithilfe der CMR-Methode nicht ermittelt werden.

5.3.4.3 Ergebnisse der eDNA-Analysen

Die eDNA liefert aktuell nur Informationen über die Artenzusammensetzung, jedoch keine Daten zu der Abundanz und Biomasse.

5.4 Afritzer See

5.4.1 Allgemeine Ausgangsdaten

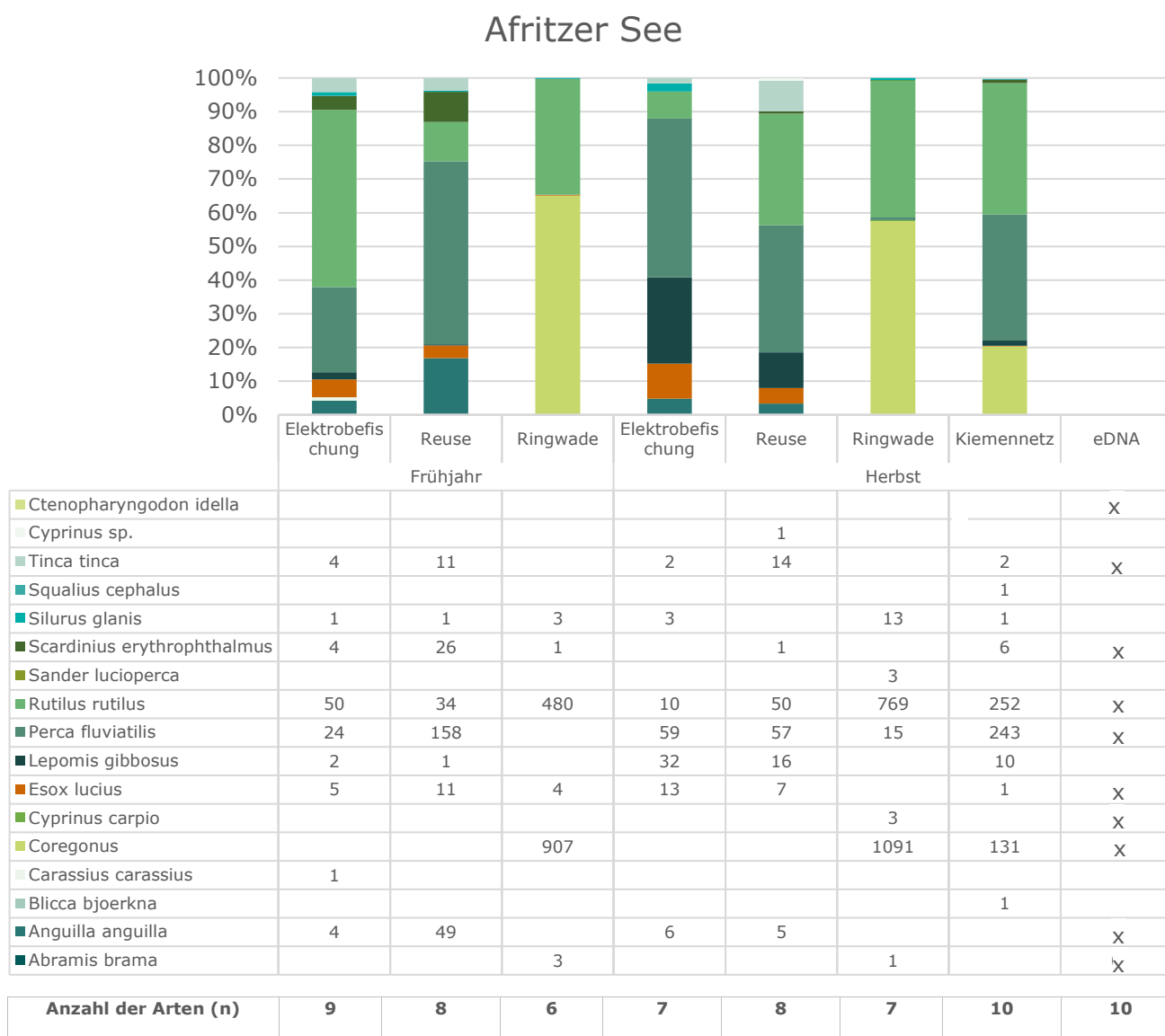


ABBILDUNG 252: DARSTELLUNG DES GESAMTEN FANGERFOLGS DER EINZELNEN FANGMETHODEN ANHAND DER ANZAHL GEFANGENER FISCHARTEN. DIE DATEN DER ELEKTROBEFISCHUNG BASIEREN IM FRÜHJAHR AUSSCHLIEßLICH AUF DATENSÄTZEN DER ÖBF, WÄHREND DIE DATEN DER HERBSTBEFISCHUNG AUF DATENSÄTZEN DES BAW UND DER ÖBF BASIEREN. FÜR DEN ARTENNACHWEIS MITTELS E-DNA WURDEN NUR ARTEN MIT EINEM SICHEREN NACHWEIS ANGEFÜHRT.

Im Afritzer See konnten mit den verschiedenen Methoden insgesamt 17 Arten nachgewiesen und 4603 Individuen gefangen werden. Die meisten Arten (n =10) wurden mittels Kiemennetzen und eDNA erfasst. Wobei gewisse Arten ausschließlich mit einer Methode nachgewiesen wurde, wie in etwa Aitel (*Squalius cephalus*) und Güster (*Blicca bjoerkna*) mit Kiemennetzen, Zander und Karpfen

(*Cyprinus carpio*) mit der Ringwade und Karausche (*Carassius carassius*) mit der Elektrofischung. Auch hier ist wieder ersichtlich, dass die einzelnen Methoden artenselektiv fangen.

5.4.2 Längenstatistik gefangener Fischarten nach Fangmethode

TABELLE 118: VERGLEICH DER LÄNGENSTATISTIK GEFANGENER FISCHARTEN NACH FANGMETHODEN IM AFRITZER SEE. DIE LÄNGENSTATISTIK DER ELEKTROBEFISCHUNGEN BASIERT AUF DATENSÄTZEN DER ÖBFW SOWIE DES BAW (EXKLUSIVE NICHT VERMESSENE INDIVIDUEN).

Fischart	Fangmethode	Minimum (cm)	Maximum (cm)	Mittelwert (cm)	Stabw. (cm)	n
Coregonus sp.	Kiemennetz	10,5	51,8	23,7	9,0	131
	Ringwade	13	56	24,1	6,4	1997
Esox lucius	Elektrofischung	16	57	29,3	10,8	18
	Kiemennetz	39	39	39,0		1
	Reuse	10	74,5	33,8	13,1	17
	Ringwade	74	100	81,8	12,2	4
Perca fluviatilis	Elektrofischung	6,2	27	10,9	3,8	83
	Kiemennetz	3	35	11,6	5,4	243
	Reuse	10	36,5	20,7	6,8	171
	Ringwade	13,5	17,5	15,6	1,2	15
Rutilus rutilus	Elektrofischung	7,5	27	12,1	5,6	55
	Kiemennetz	4,3	39,5	16,6	6,9	252
	Reuse	14,5	31	24,9	2,8	78
	Ringwade	10	33	22,2	1,2	1247

Tabelle 118 zeigt Unterschiede in den Längenklassen der gefangenen Individuen in Abhängigkeit von der eingesetzten Fangmethode.

Bei den Reinanken unterscheiden sich die erfassten Längenklassen zwischen den beiden Fangmethoden Kiemennetz und Ringwade nicht wesentlich. Beide Methoden lieferten vergleichbare Ergebnisse hinsichtlich der Größenverteilung der gefangenen Individuen.

Aufgrund der geringen Stichprobengröße beim Hecht müssen die Ergebnisse jedoch mit Vorsicht interpretiert werden. Dennoch deutet sich an, dass mit Reusen und der Elektrofischung die größte Bandbreite an Längenklassen erfasst werden konnte. Gleichzeitig wurden mit diesen beiden Methoden auch die meisten Individuen dieser Art gefangen.

Der höchste Fangerfolg beim Flussbarsch wurde mit Kiemennetzen und Reusen erzielt. Darüber hinaus konnte mit diesen beiden Fangmethoden die breiteste Größenvarianz nachgewiesen werden, wobei mit Kiemennetzen mehr Juvenile erfasst wurden. Im Gegensatz dazu wurden mit der Ringwade überwiegend Individuen mit ähnlichen Körperlängen gefangen.

Eine besonders hohe Anzahl an Rotaugen ($n = 1.245$) wurde mit der Ringwade gefangen. Die Längenstatistik zeigt, dass trotz des hohen Fangerfolgs überwiegend Individuen mit ähnlichen Körperlängen erfasst wurden, was sich in einer vergleichsweise geringen Standardabweichung (Stabw.) widerspiegelt. Demgegenüber konnten mit der Elektrobefischung und den Kiemennetzen die meisten unterschiedlichen Längenklassen dieser Art nachgewiesen werden.

5.4.3 Längenfrequenz

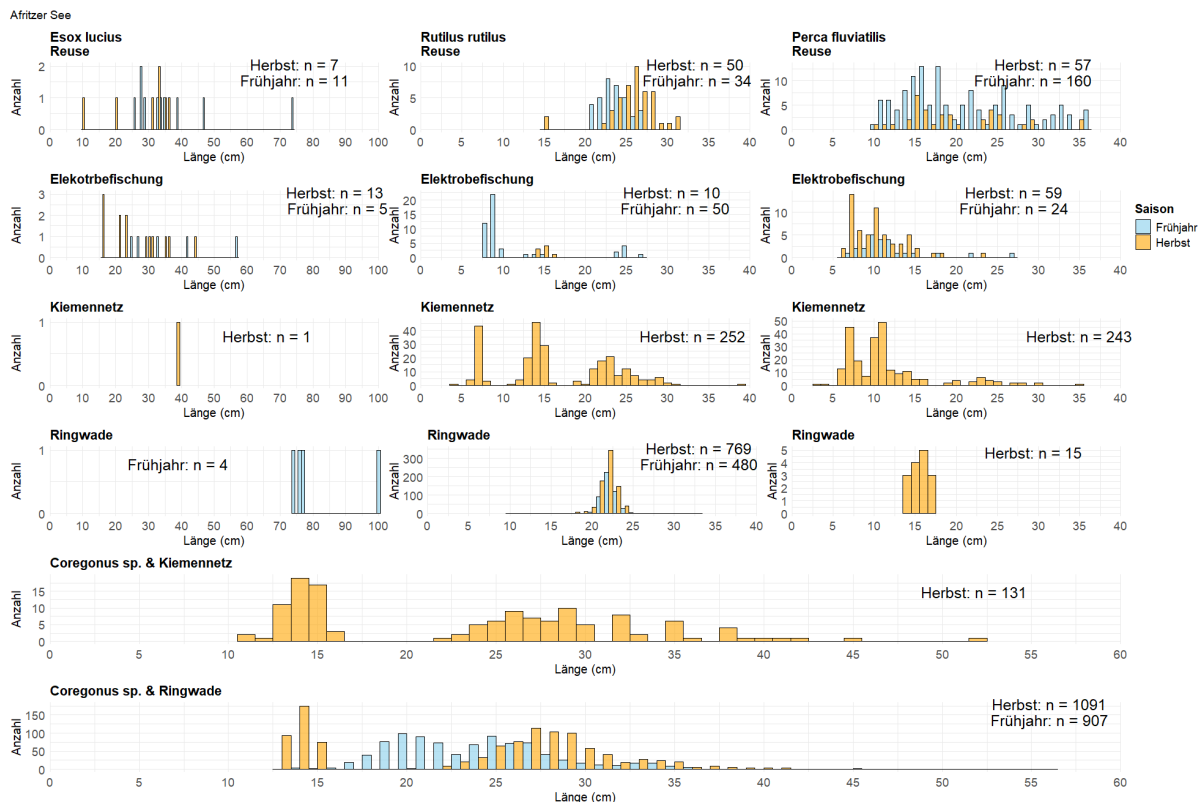


ABBILDUNG 253: VERGLEICH DER LÄNGENVERTEILUNGEN GEFANGENER FISCHARTEN IM AFRITZER SEE IN ABHÄNGIGKEIT VON UNTERSCHIEDLICHEN FANGMETHODEN. DAS LÄNGENFREQUENZDIAGRAMM DER ELEKTROBEFISCHUNGEN BASIERT AUF DATENSÄTZEN DER ÖBF SOWIE DES BAW (EXKLUSIVE WIEDERFÄNGE UND NICHT VERMESSENE INDIVIDUEN).

Die Längenfrequenzdiagramme veranschaulichen die Längenklassenverteilung der gefangenen Fischarten mit unterschiedlicher Fangmethoden.

Hier lässt sich erneut erkennen, dass unterschiedliche Längenklassen des Hechts bevorzugt mit Reusen- und Elektrobefischung erfassen lassen. Einzelne größere Individuen konnten mit der Ringwade nachgewiesen werden.

Eine vergleichbare Längenklassenverteilung konnte bei Rotaugen und Flussbarschen sowohl mittels Elektro- als auch Kiemennetzbefischung festgestellt werden. Dabei unterschieden sich die

Stichprobengrößen jedoch deutlich, und mit Kiemennetzen wurden tendenziell größere Individuen erfasst. Auch durch den Einsatz von Reusen konnten verschiedene Längensklassen nachgewiesen werden, wobei hier kleinere Individuen (<10 cm) meist nicht erfasst wurden.

Grundsätzlich zeigt sich, dass mittels Ringwaden zumeist Individuen aller Fischarten und mit ähnlichen Größen gefangen werden können.

Durch die Anwendung der Ringwade sowohl im Frühjahr als auch im Herbst mit gleichem Zeitaufwand und Anzahl an Netzzügen, zeigt sich besonders bei der für die Fischerei wichtigen Reinanken ein detailreicher Blick in den Populationsaufbau und das Wachstum während eines Jahres. Diese Erkenntnisse sind für ein nachhaltiges fischereiliches Management relevant.

Die Qualität der Daten ist auch beiderseits sowohl durch die Ergebnisse aus den Kiemennetzen und der Ringwade dargelegt. Hier ist entsprechend die Abwägung betreffend die zusätzlichen Informationen zur Altersstruktur durchzuführen.

Diese Ergebnisse verdeutlichen zusätzlich, dass die Wahl der Fangmethode stark von der jeweiligen Fragestellung abhängt. Unterschiedliche Methoden erfassen nicht nur verschiedene Arten, sondern unterscheiden sich auch hinsichtlich der erfassten Längensklassen und Individuenzahlen. Daher ist die Auswahl geeigneter Methoden entscheidend, um die angestrebten Untersuchungsziele – beispielsweise den Nachweis von Arten oder die Analyse der Populationsstruktur – möglichst zuverlässig zu erreichen.

5.4.4 Ermittlung der Biomasse & Abundanz

5.4.4.1 Ergebnisse der GZÜV-Befischung

Die Abundanz (Häufigkeit) und die Biomasse konnte mittels Kiemennetze pro 100 m² Netzfläche pro 12 Stunden Expansionszeit ermittelt werden. Für den Afritzer See ergab sich ein CPUE von 35,3 Fische/100m²/12h (Freiwasser n = 6,6; Grund n = 28,7) und eine Biomasse von 2,6 kg/100m²/12h (Freiwasser 0,6 kg; Grund 2,0 kg).

Uferelektrobenfischung eines Sees stellt keine absolut quantitative Methode dar, sie ermöglicht jedoch einen Blick auf die Fischarten und deren relative Häufigkeiten.

5.4.4.2 Ergebnisse der CMR-Methode

Im Afritzer See erreichte keine der gefangenen Fischarten eine Wiederfangrate von 10 % und war daher zu gering, um die CMR-Methode (Capture-Mark-Recapture) erfolgreich anzuwenden.

5.4.4.3 Ergebnisse eDNA

Die eDNA liefert aktuell nur Informationen über die Artenzusammensetzung, jedoch keine Daten zu der Abundanz und Biomasse.

6 Fazit der Methoden zur Untersuchung der Fischbestände

6.1 Standardisierte Fischbestandserhebung nach Leitfaden (GZÜV)

Ein maßgebliches Ziel dieses Projektes war die Anwendung der Standardmethoden, welche im Rahmen der Umsetzung der WRRL in den Leitfaden für die großen Seen (BMLRT, 2018) aufgenommen wurden, auf kleinere Seen zu überprüfen und gegebenenfalls Vorschläge zu Adaptierungen zu erarbeiten. Die Kombination der verwendeten, standardisierten Methoden Multi-Maschen-Kiemennetz (EN 14757), Uferelektrobefischung (EN 14011) und Hydroakustik (EN15910) lieferte an den Kleinseen absolut gleichwertige Ergebnisse zu den großen Seen und benötigen keine spezielle Adaptierung für diesen Gewässertyp.

Insgesamt lieferte die in Österreich routinemäßig eingesetzte Standardmethodik (Leitfaden) somit an den Kleinseen Ergebnisse, die eine Bewertung des fischökologischen Zustandes nach ALFI ermöglichen. Voraussetzung dafür sind Ergebnisse einer standardisierten Fischbestandserhebung, die in den Abundanzindex transferiert werden können und mit dem typspezifischen Referenzzustand verglichen werden können. Wie das Beispiel Laudachsee zeigte, wären die Befischungsergebnisse zwar geeignet gewesen, aber die ALFI-Bewertung scheiterte an der Rekonstruktion des Leitbildes. Die Zuordnung zum Typ Seesaiblingsee aufgrund der abiotischen Parameter wäre zwar plausibel machbar, jedoch gibt es weder für den Seesaibling noch für die typspezifischen Fischarten dieses Seetyps gesicherte historische Unterlagen. Die Rekonstruktion der ursprünglichen Fischartengemeinschaft von Kleinseen ist meist eine große Herausforderung, weil historische Aufzeichnungen spärlich oder unzugänglich sind.

Für alle anderen im Rahmen der Studie untersuchten Seen war die Erstellung der Referenz möglich bzw. für die 3 größeren schon im Zuge der WRRL-Erhebung erledigt worden. Für diese 3 Seen (Offensee, Hintersee und Erlaufsee), welche im Rahmen dieser Studie zum zweiten Mal befischt und bewertet wurden, ergaben sich allerdings alarmierende Erkenntnisse. Für alle 3 Seen ergab die aktuelle Bewertung eine Verschlechterung der ökologischen Zustandsklasse im Vergleich zur ersten Untersuchung um eine Stufe von „gut“ nach „mäßig“. Als zentrale Ursachen konnten in allen 3 Seen die Defizite bei der Leitfischart Seesaibling, bei den typspezifischen und sensitiven Fischarten sowie eine Zunahme der Fremdfischarten (plus 2 bis 6 Arten) festgestellt werden. Für die anderen Seen ergab sich zweimal der „gute“ (Prebersee und Vorderer Langbathsee) und zweimal der „unbefriedigende“ fischökologische Zustand (Gleinkersee und Afritzer See). Bei Letzteren beiden waren ebenfalls massive Defizite bei der Leitfischart, den typspezifischen und sensitiven Fischarten sowie in der Anzahl der Fremdfischarten (jeweils 7) für die markante Abweichung vom Referenzzustand verantwortlich. Für den Laudachsee war wie schon erwähnt keine Bewertung möglich.

Für alle mit der Standardmethodik untersuchten Seen werden auf Basis der Bewertung und der erhobenen fischbiologischen Daten Empfehlungen für eine zukünftige Bewirtschaftung formuliert. Die vorgeschlagenen Maßnahmen orientieren sich aus ökologischer Sicht an der Fischgemeinschaft des jeweiligen Leitbildes und in weiterer Folge an fischereiwirtschaftlichen Überlegungen.

Abschließend wird für jeden See entsprechend der Referenzbiomasse des jeweiligen Seetyps (6 Seesaiblingseen, 1 Laubensee) und der Seegröße eine theoretische Abschätzung zum nachhaltigen Ertrag durchgeführt. Auf diese Weise soll dem langfristig möglichen Ausfang pro Jahr (kg Fische/Jahr) eine Größenordnung verliehen werden. In der Zukunft kann und soll dies für nachhaltige Bewirtschaftungsformen eine zentrale Ausgangsbasis darstellen.

6.2 Capture-Mark-Recapture

Für die Berechnung eines Fang-Wiederfang-Modells werden verschiedene Fangmethoden angewandt, um Fische zu fangen, sie zu markieren und danach wieder freizulassen. Zu diesem Zweck werden unterschiedliche Methoden in den verschiedenen Habitaten der Seen eingesetzt, um flache Uferbereiche sowie Freiwasserhabitate abdecken zu können. Im Uferbereich wurde mit Reusen gearbeitet und elektrisch von einem Boot aus gefischt, im Freiwasser kam die Ringwade zum Einsatz, um pelagische Arten zu fangen.

Insgesamt wurden im Zuge des Projektes vier Seen beprobt. Nur eine Fischart, die Reinanke, wurde an einem See (Gleinkersee) in einem für eine Modellberechnung notwendigen Maß ($>10\%$) wiedergefangen. Entsprechend konnte die Abundanz der Art im Gleinkersee hochgerechnet werden. Es ist anzumerken, dass die notwendige Wiederfangrate der Reinanken im Gleinkersee nur erreicht werden konnte, weil die Reinankenpopulation im See insgesamt sehr klein ist. In den restlichen Seen konnte für keine Fischart eine Wiederfangrate von 10 % erreicht werden. Bei litoralen Fischarten wie Flussbarsch, Rotaugen und Rotfeder ist die Grundgesamtheit der vorkommenden Individuen derart hoch, dass für das Erreichen einer 10 %igen Wiederfangrate ein zeitlich und wirtschaftlich nicht bewältigbarer Aufwand zur Markierung der Individuen notwendig gewesen wäre. Im Vorderen Langbathsee wurden knapp unter 10 % der markierten Seesaiblinge wiedergefangen. Aus diesem Grund konnte keine statistisch belastbare Hochrechnung auf die Gesamtpopulation vorgenommen werden. Anhand der Ergebnisse lässt sich eine erfolgreiche Anwendung der Fang-Wiederfang-Methode in den untersuchten Seen ausschließen. Ein Grund dafür ist die zu hohe Individuenzahl an Fischen, mancher Arten.

Für eine statistisch belastbare Schätzung der Abundanz mittels Fang-Wiederfang-Methode in offenen Populationen – in denen Emigration, Immigration, Geburten und Mortalität stattfinden – ist eine individuelle Markierung der untersuchten Organismen erforderlich. In solchen Fällen kommen Modelle wie die Cormack-Jolly-Seber-Methode (Jolly, 1965; Seber, 1965) zur Anwendung.

Die Anwendung der Cormack-Jolly-Seber-Methode war im Rahmen dieser Untersuchung jedoch nicht möglich, da keine individuelle Markierung der Fische durchgeführt wurde.

Zusätzlich ist anzumerken, dass beim verwendeten Schnabel-Census-Modell die Mortalität nicht berücksichtigt wird. Darüber hinaus kann ein Verlust der Markierung, insbesondere bei der Verwendung von Elastomeren, nicht ausgeschlossen werden. Betreffend die Mortalität durch Prädation, fischereiliche Entnahme oder altersbedingt lagen keine Daten zur Interpretation vor. Im Projektdesign wurde die Erfassung der fischereilichen Entnahme durch Meldungen der FischerInnen berücksichtigt. Dazu wurden verschiedene Möglichkeiten zur Meldung der Entnahme markierter Fische eingerichtet. Leider wurden während der gesamten Projektlaufzeit insgesamt nur zwei

markierte Fische rückgemeldet. Daher wurden von einer weiteren Interpretation hierzu abgesehen. Eine erhöhte Mortalität durch die Markierung selbst wird aufgrund fehlender Hinweise aus vergleichbaren Projekten und Untersuchungen nicht weiter berücksichtigt.

Für zukünftige Projekte ist anzumerken, dass nicht zwingend die im vorliegenden Projekt angewandten Fangmethoden beibehalten werden müssen und auch andere nicht letale Fangmethoden Anwendung finden können. Darüber hinaus könnte eine individuelle Markierung der untersuchten Individuen sowie ein erhöhter zeitlicher Probenahmeaufwand zu einer Verbesserung der Ergebnisqualität beitragen.

6.3 Multimaschen-Kiemennetze (EN 14757)

Die Befischung mit den standardisierten Multimaschen-Kiemennetzen erfolgte in allen 8 Seen nach den Vorgaben der Norm (EN 14757) und des Leitfadens (BMLRT, 2018). Dazu wurde für jeden See entsprechend der Fläche und der maximalen Tiefe die vorgegebene Anzahl an Netznächten angewendet. Das BAW-IGF führte von 2003 bis 2018 mit den Multimaschen-Kiemennetzen Fischbestandserhebungen an allen großen (> 50 ha) Seen Österreichs durch und verfügt über entsprechend große Expertise und Routine in der Anwendung. Die Standardmethodik lieferte im Rahmen der gegenständlichen Studie sowohl an den 3 größeren (Offensee, Hintersee und Erlaufsee) als auch an den 5 kleineren Seen (Prebersee, Gleinkersee, Laudachsee, Vorderer Langbathsee und Afritzer See) absolut gleichwertige Ergebnisse zu den bisherigen Untersuchungen.

Die Artengemeinschaften der Seen wurden mit den Kiemennetzen umfangreich, plausibel und vergleichbar erfasst. Durch die gestaffelten Maschenweiten und den Einsatz der Kiemennetze über die gesamte Seefläche und alle Tiefenstufen werden verlässlich ein großes Artenspektrum und eine umfangreiche Längenfrequenz erfasst. Entsprechend den bisherigen Erfahrungen bilden die Kiemennetze auch an den Kleinseen die Fischarten proportional zu ihrer Häufigkeit im See ab. Wie in den einzelnen Berichten ersichtlich dominieren die individuenreichen Arten (z. B. Flussbarsch und Rotaugen) meist den Gesamtfang in den Grundnetzen.

Kiemennetze zählen zu den passiven Fangmethoden, daher ist die Fängigkeit grundsätzlich von der aktuellen Aktivität der Fische abhängig (Tag/Nacht, Laichzeit, Temperatur, ...). Auf Grund ihrer Morphologie (Stacheln) werden Barschartige in Kiemennetzen zumeist etwas überschätzt. Sehr große Fische (> 50 cm) und sehr kleine Individuen (<8 cm) werden dagegen tendenziell etwas unterschätzt. Einige Fischarten werden wie auch an den großen Seen aufgrund der Körperform (z. B. hochrückige Karpfen, Brachsen oder schlangenförmige Aale) eventuell unzureichend nachgewiesen.

Durch die bei einer Kiemennetzbefischung notwendige Entnahme der gefangenen Fische können zusätzlich zu den üblichen Erhebungen (Art, Länge, Gewicht) routinemäßig auch das Alter, das Wachstum, das Geschlecht und die Laichreife erhoben werden. Vergleichbar zu den vielen vorangegangenen Fischbestandserhebungen wurden auch an den Kleinseen alle küchenfähigen Fische den Fischereiberechtigten retourniert und die restlichen einer Futterverwertung zugeführt.

Die umfangreichen Ergebnisse aus der Kiemennetzbefischung der Kleinseen können vergleichbar zu den großen Seen sowohl zur Berechnung des ALFI (Austrian Lake Fish Index) mit Einstufung der ökologischen Zustandsklasse als auch für die Empfehlung von umfassenden Bewirtschaftungsmaßnahmen verwendet werden.

6.4 Hydroakustik/Echolot (EN 15910)

Die Hydroakustik kam in 2 größeren (Offensee und Erlaufsee) sowie 2 kleineren Seen (Gleinkersee und Vorderer Langbathsee) zum Einsatz. An allen 4 ausgewählten Seen lieferte die Echolotmethode plausible Ergebnisse bezüglich Abundanz, Biomasse und Gesamtlängenfrequenz (ohne Artunterscheidung). Die Hydroakustik liefert als einzige Methode absolute Zahlen zur Abschätzung von Abundanz und Biomasse der Fische in einem gesamten See. Der Einsatz der vertikalen Beschallung eines Wasserkörpers zur Fischquantifizierung ist bekanntlich nicht durch die Seefläche aber durch die Beckenmorphologie bzw. die Seetiefe eingeschränkt. In Bereichen mit weniger als 5 m Wassertiefe werden Fische zwar einzeln, aber aufgrund des geringen Durchmessers des Schallkegels begrenzt erfasst. Diesem Umstand wird in der Praxis Rechnung getragen, in dem Echolotaufnahmen ausschließlich im Herbst durchgeführt werden, wenn der Großteil der heimischen Fischarten nach dem Sommer aus den seichten in tiefere Bereiche gewandert ist und somit vom Echolot repräsentativ erfasst werden kann. In insgesamt sehr seichten Gewässern (< 5m Wassertiefe), sind repräsentative Biomasseerhebungen mit der beschriebenen Echolotmethode jedoch nicht möglich.

Im Zuge der Auswertung werden alle aufgezeichneten Fisch-Echos von 3m bis zum Seegrund analysiert. Die Ergebnisse aus den Echolotaufnahmen der 4 Seen stimmten plausibel mit den Ergebnissen der anderen Methoden am jeweiligen See überein. Vergleichbar zu den vielen Seen, in denen die Hydroakustik in den vergangenen Jahrzehnten zum Einsatz kam, ergab diese Methode auch für die 4 Seen der Studie eine wichtige Ergänzung zu den anderen Methoden und eine Abschätzung der Gesamtfischbiomasse, die eine zentrale Größe für Bewirtschaftungsempfehlungen bzw. Managementpläne darstellt.

Vorausgesetzt ein Gewässer ist für die Anwendung der Hydroakustik geeignet, liegt der große Vorteil dieser Methode in der hohen Effizienz Fischbestände quantitativ abzuschätzen, ohne Fische fangen zu müssen.

6.5 Reusen

Die Erfassung litoraler Fischarten erfolgte unter anderem mittels Reusen, die sowohl im Frühjahr während der Laichzeit verschiedener Arten als auch im Herbst eingesetzt wurden. Der Einsatz während der Laichzeit erwies sich als besonders effektiv, da viele Arten in dieser Phase vermehrt im Uferbereich ihr Laichhabitate aufsuchen. Für eine umfassende Bestandsaufnahme ist ein längerer Erhebungszeitraum erforderlich, da sich die Laichzeiten verschiedener Arten nicht notwendigerweise überschneiden und stark von der Wassertemperatur abhängig sind. Dies

erfordert eine flexible Planung sowie eine mehrwöchige bis mehrmonatige Untersuchung, um ein möglichst breites Artenspektrum und möglichst viele Individuen zu erfassen.

Die Platzierung der Reusen war an flache, strukturreiche Uferbereiche gebunden, die als potentielle Lebensräume, sowie Laichhabitate vieler Arten gelten, etwa Zonen mit Makrophyten, Schilf oder Totholz. Die Reusen wurden in einer Tiefe von maximal 4,5 m gesetzt. Ab dieser Tiefe ist die Sichtkontrolle nur eingeschränkt möglich und das Heben der Reusen wird zunehmend aufwändiger. An Seen mit steil abfallenden Ufern ergeben sich daraus methodische Einschränkungen, die eine gleichmäßige räumliche Verteilung der Reusen nicht ermöglichen.

Je nach Zielsetzung kann die Verwendung kleinerer Maschenweiten sinnvoll sein, da damit insbesondere kleinere Individuen besser erfasst und die Mortalität gefangener Fische reduziert werden kann. Die Ergebnisse der Erhebungen bestätigten, dass bestimmte Arten gut mit Reusen gefangen werden können, darunter vor allem die Arten Hecht und Schleie. Im Frühjahr wurde viele Individuen der Arten Rotaugen und Flussbarsche gefangen. Für diese Arten stieß die Fang-Wiederfang-Methode an ihre Grenzen, da an einzelnen Tagen lediglich jedes zehnte Individuum gemessen, gewogen und markiert werden konnte.

Für zukünftige Untersuchungen scheint es sinnvoll, mögliche Scheuchwirkungen durch Prädatoren, die sich in den Reusen befinden, zu analysieren. Deren Anwesenheit könnte die Fangwahrscheinlichkeit anderer Arten beeinträchtigen und damit zu methodischen Verzerrungen führen. Zusätzlich wurden im Projekt unterschiedliche Reusen eingesetzt mit unterschiedlichen Flügellängen, unterschiedlicher Maschenweite und unterschiedlich großen Kammern, die ebenfalls Einfluss auf den Fangserfolg unterschiedlicher Arten haben.

Trotz der genannten Einschränkungen zeigten die Ergebnisse, dass mit Reusen ein breites Spektrum litoraler Fischarten nachhaltig erfasst werden kann. Einige Arten, wie Äitel oder Karpfen, wurden jedoch nur in geringer Stückzahl respektive gar nicht gefangen. Mit ausreichend langen Befischungszeiträumen im Frühjahr und Herbst lassen sich zudem verlässliche Längenfrequenzen bestimmen, ohne dass die Fische dem Gewässer entnommen werden müssen. Insgesamt ist die Mortalität bei mit Reusen gefangenen Fische gering.

6.6 Ringwade

Die Ringwade wird ursprünglich vor allem in der marinen Fischerei eingesetzt, um Schwarmfische selektiv und vergleichsweise schonend zu fangen. Im Rahmen der Capture-Mark-Recapture-Methode fand dieses Fanggerät auch Anwendung zur Erhebung von Fischbeständen im Freiwasser von Seen.

Der Einsatzbereich der Ringwade wird maßgeblich durch die Netztiefe bestimmt. Grundsätzlich ist ihr Einsatz in Seen mit unterschiedlichen Tiefen möglich, jedoch erfordert dies jeweils angepasste Netzdimensionen sowie Kenntnisse über den Untersuchungsstandort bezüglich Hindernisse, um eine sichere und effektive Befischung zu gewährleisten.

Im Zuge des Projekts erfolgte die Befischung überwiegend zielgerichtet unter Einsatz eines Echolots, mit dem Bereiche mit hohen Fischdichten lokalisiert wurden. Entsprechend konzentrierte

sich der Fang auf diese Bereiche, was zu hohen Fängen speziell von Schwarmfischen wie Reinanke und Seesaibling führte. Ergänzend wurden Ringwadenzüge ohne Echolot durchgeführt, um potentielle Unterschiede im Fangerfolg zu evaluieren. Dabei zeigte sich, dass in Seen mit hohen Reinankendichten auch ohne die Verwendung eines Echolots vergleichbare Fangmengen erzielt werden konnten, während in Gewässern mit geringer Fischdichte häufig kein nennenswerter Fang erzielt wurde.

Ein weiterer wichtiger Einflussfaktor war die jahreszeitliche und physikalische Situation des Gewässers. So wurde im Herbst im Afritzer See eine ausgeprägte thermische Schichtung beobachtet. Aus diesem Grund hielten sich mehrere Fischarten in hoher Dichte in den sauerstoffreichen oberen Wasserschichten auf, was zu einem hohen Fangerfolg führte. Diese Beobachtung legt nahe, dass die vertikale Verteilung der Fische, insbesondere in geschichteten Gewässern, einen entscheidenden Einfluss auf die Effizienz der Ringwade hat. Zur Überprüfung dieser Hypothese sind jedoch weiterführende Untersuchungen erforderlich.

Neben der räumlichen Verteilung der Fische spielt auch der Zeitpunkt der Befischung eine wesentliche Rolle, insbesondere im Hinblick auf die Minimierung von Fangverlusten und Fischschädigungen. Es zeigte sich, dass Ringwadenbefischungen nur Wasser- und Lufttemperaturen ($< 15^{\circ}\text{C}$) durchgeführt werden sollten. Zudem ist ein langsames Heben des Netzes mit eingeplanten Pausen erforderlich, um Barotraumen zu vermeiden, die insbesondere bei Arten auftreten können, die sich zum Fangzeitpunkt in größeren Tiefen aufhalten, etwa die Reinanke.

Die Ergebnisse des Projekts zeigen, dass die Ringwade ein geeignetes Instrument zur Erhebung von pelagischen Schwarmfischen wie Reinanke und Seesaibling darstellt.

Da die Ringwade in der Binnenfischerei bislang kaum verbreitet ist, kann sie als Methode mit weiterem Entwicklungsbedarf betrachtet werden. Zukünftige Studien sollten sich daher insbesondere mit der Identifikation optimaler Einsatzzeitpunkte unter Berücksichtigung relevanter Umweltparameter, wie beispielsweise der thermischen Schichtung, befassen. Darüber hinaus erscheint es sinnvoll, Befischungen auch in den Nachtstunden durchzuführen, um mögliche Veränderungen in der Fischverteilung zu untersuchen und gegebenenfalls eine gleichmäßigere Erfassung unterschiedlicher Arten zu ermöglichen.

Ein weiterer wichtiger Forschungsansatz besteht im Vergleich der Fangmethodik mit und ohne Echolotunterstützung. Dies könnte insbesondere im Hinblick auf die Etablierung von zufallsbasierten Stichprobenverfahren (Random Sampling) von Bedeutung sein, um belastbare Hochrechnungen von Fischbeständen zu ermöglichen. Insgesamt besteht weiterhin Forschungsbedarf, um das volle Potenzial der Ringwade als eine Fangmethode zur Fischbestandserhebung.

6.7 Elektrofischung

Die Elektrofischung stellt eine etablierte Methode zur Erhebung von Fischbeständen dar und ist integraler Bestandteil standardisierter Monitoringprogramme, etwa im Rahmen der Untersuchungen im Zuge der Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Im vorliegenden Projekt wurde sie sowohl im Kontext der standardisierten Befischung als auch im Rahmen der Capture-Mark-Recapture-Methode eingesetzt.

Die Ergebnisse der Elektrofischung im Capture-Mark-Recapture-Ansatz zeigten, dass eine ähnlich hohe Anzahl an Fischarten wie mit Reusen erfasst werden konnte, jedoch insgesamt weniger Individuen gefangen wurden. Dieser Unterschied ist unter anderem auf den variierenden Befischungsaufwand sowie die unterschiedliche Expositionsdauer der eingesetzten Methoden zurückzuführen. Insgesamt bestätigten die Ergebnisse erneut, dass die Elektrofischung in Seen keine quantitativen Aussagen über Fischbestände ermöglicht, jedoch eine Einschätzung des Artenspektrums der litoralen Fischarten sowie der relativen Häufigkeiten liefert.

Ein wesentlicher limitierender Faktor der Elektrofischung ist die physikalisch bedingte Reichweite des elektrischen Feldes, das sich nur zwischen Anode und Katode bzw. im unmittelbaren Nahbereich etabliert. Dies schränkt sowohl die räumliche Abdeckung als auch die effektive Befischung in größeren Tiefen erheblich ein. Dem vergleichsweise kleinen Wirkungsbereich des elektrischen Stromes steht eine hohe Scheuchwirkung auf die Fische, speziell auf größere Individuen mit ausgeprägtem Fluchtverhalten gegenüber, was die Fangwahrscheinlichkeit zusätzlich reduziert.

Trotz dieser Einschränkungen erwies sich die Elektrofischung im Projekt als besonders geeignet für den Nachweis juveniler Fischarten. Damit stellt sie ein valides Instrument zur Beurteilung von Reproduktionserfolg und Nachwuchsaufkommen dar.

6.8 eDNA

Die Umwelt-DNA (eDNA) ist eine relativ junge Methode zum Nachweis von im Gewässer vorkommenden Arten, die sich derzeit in einem Prozess der Weiterentwicklung befindet. Im Projekt wurde die eDNA-Analyse ergänzend zur Capture-Mark-Recapture-Methode und standardisierten Fangmethoden für Krebse und Fische eingesetzt.

Im Projektverlauf zeigte sich, dass die Methode Einschränkungen aufweist. Grundsätzlich erwies sich eDNA als hilfreiches Werkzeug zur Erfassung des Artenspektrums und ermöglichte eine vergleichsweise schnelle, günstige und effiziente Übersicht über die in den untersuchten Seen vorkommenden Fisch- und Krebsarten bei minimalem Eingriff in das Ökosystem. Allerdings konnten, wie bei jeder anderen Methode, nicht alle tatsächlich vorkommenden Arten nachgewiesen werden, während in Einzelfällen auch nicht mit anderen Methoden nachgewiesene Arten detektiert wurden. Ein fehlender Nachweis hingegen erlaubt keine sichere Aussage über deren Abwesenheit. So kann es vorkommen, dass an einer Probenstelle keine eDNA detektiert wird, obwohl die Art

vorhanden ist, beispielsweise aufgrund sehr geringer Individuenzahlen oder weil sich die Organismen über einen längeren Zeitraum in tieferen Wasserschichten aufgehalten haben.

Darüber hinaus können sogenannte falsch-negative Ergebnisse durch methodische Faktoren bedingt sein. Insbesondere kann eine starke Dominanz der eDNA einzelner Arten in den Analysen dazu führen, dass Arten mit geringer relativer Häufigkeit unterrepräsentiert bleiben. In solchen Fällen ist die Konzentration ihrer DNA-Spuren möglicherweise zu niedrig, um zuverlässig erfasst und detektiert zu werden.

Darüber hinaus stößt die Untersuchung der eDNA insbesondere bei der taxonomischen Auflösung an Grenzen. Schwierigkeiten bestehen unter anderem bei der Unterscheidung von Hybriden sowie bei der Differenzierung nah verwandter Arten, beispielsweise innerhalb der Gruppen der Saiblinge und Forellen. Ähnliche Problematiken zeigten sich auch bei der Unterscheidung genetisch naher Arten wie Hasel und Nerfling.

Ein weiterer Nachteil der Methode liegt zudem darin, dass eDNA ausschließlich qualitative Informationen über das Artenspektrum liefert. Parameter wie Abundanz, Biomasse, Längenverteilung, Altersstruktur sowie Aussagen zur Reproduktion oder Laichreife können mit dieser Methode nicht erhoben werden.

Vor diesem Hintergrund ist eine kritische und kontextbezogene Interpretation der eDNA-Ergebnisse unerlässlich. Insbesondere die Kombination mit etablierten fischereilichen Methoden und entsprechendes Vorwissen über das Untersuchungsgebiet sind entscheidend, um valide Aussagen ableiten zu können.

7 Leitfaden für Erhebungen von Fischbeständen in kleinen alpinen Seen

Basierend auf den im Projekt gewonnenen Ergebnissen und Erkenntnissen wurde der nachfolgende Entscheidungsbaum in Kombination mit den zugehörigen Tabellen entwickelt. Ziel ist es, eine möglichst effiziente, nachhaltige und geeignete Methode bzw. Methodenkombination mit minimalem Eingriff in bestehende Fischpopulationen für unterschiedliche Fragestellungen und spezifische Gegebenheiten eines Sees zu identifizieren sowie eine schrittweise Anleitung zur Auswahl bereitzustellen.

Die erste Abbildung bietet einen Überblick über die einzelnen Schritte, die zur Auswahl einer geeigneten Methode oder Methodenkombination führen. Die Tabelle zu Vor- und Nachteilen liefert eine Einordnung der einzelnen Methoden. Der anschließende Entscheidungsbaum dient als strukturierte, schrittweise Anleitung zur Methodenfindung. Ergänzend dazu bietet die Methodenübersichtstabelle eine differenzierte Darstellung der Eignung einzelner Erhebungsmethoden für verschiedene Arten der Datenerhebung.

Im Kapitel *Fazit der Methoden zur Untersuchung der Fischbestände* (S.397) werden die untersuchten Erhebungs- und Fangmethoden auf Grundlage der gewonnenen Ergebnisse und Erkenntnisse nochmals detailliert diskutiert.

ABLAUF

Fragestellung definieren

Benötigten Datenumfang klären

Methodenprüfung

Entscheidung für Methode oder Kombination von Methoden

VOR- UND NACHTEILE

METHODE	+	-
eDNA	nicht-invasiv, einfach, geringer Material- und Personalaufwand	nur Artenspektrum, Interpretation nur durch Fachpersonal im Labor möglich, Methode noch in Entwicklung
Echolot	rasch durchführbar, geringer Personalaufwand, nicht-invasiv, absolute Datenerhebung	sehr hohe Investitionskosten, geschultes Personal für die Durchführung, Interpretation und Auswertung erforderlich, nicht artspezifisch
Elektro- befischung	rasch durchführbar, selektive Entnahme möglich (siehe Grafik „Entscheidungsmatrix“, Punkt 3)	hoher Materialaufwand, Berechtigung/Ausbildung, Einsatzbereich bis 3 m Wassertiefe
Reuse	einfach, wenig Vorwissen und Material erforderlich, selektive Entnahme möglich (siehe Grafik „Entscheidungsmatrix“, Punkt 3)	hoher Zeitaufwand, flachwassergebunden
Ringwade	Ermittlung der Längenfrequenz ohne Entnahme v. Fischen, relative Abschätzung des Fischbestandes der wirtschaftlich relevanten Fischarten, selektive Entnahme möglich (siehe Grafik „Entscheidungsmatrix“, Punkt 3)	hoher Materialaufwand, nur Freiwasser, geschultes Personal notwendig
Kiemennetz	alle Tiefenzonen und Freiwasser, umfangreiche Datenerfassung	Entnahme nicht selektiv, bedingt steuerbar

ENTSCHEIDUNGSMATRIX

1

AUSGANGSPUNKT | FRAGESTELLUNG

Was will ich wissen?

- A) Artenbezogene Fragestellungen
→ Artenspektrum / Biodiversität
- B) Biomasse / Bestandsabschätzung
- C) Fischereibiologische Daten für
Bewirtschaftungsmaßnahmen

2

DATENQUALITÄT & ERGEBNISSE

Methoden ohne Entnahme bzw. ohne Fang liefern:

- Artenspektrum
- Reproduktionsnachweis
- Abundanz / Biomasse
- Längenfrequenz

Methoden mit Entnahme liefern:

- Artenspektrum
- Reproduktionsnachweis
- Abundanz / Biomasse relativ
- Längenfrequenz
- Altersstruktur
- Geschlecht und Laichreife

HINWEIS: Für die Bestimmung von Altersstruktur, Geschlecht und Laichreife ist es erforderlich, Fische zu entnehmen. Dies ist grundsätzlich bei allen Methoden möglich, die einen Fang von Fischen beinhalten. Die Abwägung der Methodenprüfung/Bewertung aus **3** ist in diesem Falle aber ebenfalls anzustellen.

4

METHODENAUSWAHL

ENTSCHEIDUNGSPFAD

Methode ohne
Entnahme
ausreichend
oder Entnahme
nicht möglich

WAHL EINER DER FOLGENDEN METHODEN BZW. EINER KOMBINATION:

- eDNA
- Echolot
- Elektrofischung
- Reuse
- Ringwadennetz

HINWEIS:

Die Ergebnisse und die Anwendbarkeit unterscheiden sich zwischen den einzelnen Methoden. Für die Auswahl und mögliche Kombinationen wird auf die Tabelle „Methodenübersicht“ verwiesen.

Methode ohne
Entnahme
nicht ausreichend
und Entnahme
möglich

WAHL EINER METHODE MIT ENTNAHME:

- Kiemennetz
- Methoden **in Kombination**
mit mit Fang
von Fischen und
zielgerichteter
Entnahme von
Fischen zur Be-
stimmung der
Altersklassen und
Laichreife

3

METHODENPRÜFUNG | BEWERTUNG

Ist eine Entnahme von Fischen für die Beantwortung der Fragestellung **1** erforderlich oder gibt es Gründe, Methoden ohne Entnahme vorzuziehen?

Ist die Entnahme von Fischen möglich?

Berücksichtigung folgender Kriterien:

- Schutzstatus von Fischarten im See
- Erfordernisse/Vorgaben seitens Bewirtschaftung
- Mögliche Auswirkungen einer Entnahme
- Ethische Überlegungen
- Übergeordneter Schutzstatus des Sees

METHODENÜBERSICHT

	Norm	Eingriff			Habitatinformation				Parameter/Ergebnis						
METHODE	standardisiert EN	ohne Fang	Fang ohne Entnahme	Fang mit Entnahme	See gesamt	Teilhabitate			Artenspektrum gesamt	Reproduktionsnachweis	Abundanz / Biomasse absolut (Ind/ha & kg/ha)	Abundanz / Biomasse relativ	Längenfrequenz	Altersstruktur	Geschlecht und Laichreife
						Uferbereich und Flachwasser (Litoral)	Halde, Hangzone (Sublitoral)	Freiwasser (Pelagial)							
eDNA		●			●	●	●	●	●						
Echolot	●	●			●		●	●			●		●		
Elektrofischung	●		●			●			●	●			●	●	●
Reuse			●			●			●	●			●	●	●
Ringwade			●					●	●	●		●	●	●	●
Kiemennetz	●			●	●	●	●	●	●	●		●	●	●	●

trifft nicht zu



im Falle einer Untersuchung möglich, aber nur mit Entnahme



trifft teilweise zu



trifft zu

8 Fazit der Methoden zur Untersuchung der Krebsbestände

8.1 Sichtkartierung am Tag

Die Sichtkartierung am Tag eignet sich ideal für Gewässerabschnitte bis zu einer Tiefe von rund einem halben Meter und liefert rasch einen repräsentativen Überblick über die vorhandene Edelkrebspopulation. Diese Methode erlaubt auch eine Untersuchung in unwegsamem Gelände, bei gleichzeitiger Erfassung von möglichen Umlandeinflüssen. Andere Methodenvergleiche haben gezeigt, dass die Sichtkartierung am Tag besonders für die Darstellung von Abundanzen juveniler Flusskrebse geeignet ist (Auer et al., 2023.; Hilber et al., 2020), da diese versuchen durch vermehrte Aktivität untertags dem Prädationsdruck und Kannibalismus auszuweichen. Somit ist diese Methode für den Nachweis des Reproduktionserfolges bestens geeignet. Allerdings ist davon auszugehen, dass aufgrund der Nachtaktivität der Zielart Edelkrebs die Abundanz der gefangenen Individuen deutlich unterschätzt wird.

8.2 Sichtkartierung bei Nacht

Ähnlich wie die Sichtkartierung am Tag ist auch die Sichtkartierung bei Nacht eine verlässliche Methode, um Flusskrebsbestände in Gewässerabschnitten bis zu rund einem Meter zu erheben. Bei dieser Kartierungstechnik kann aufgrund der Nachtaktivität der Zielart Edelkrebs höhere Abundanzen erwartet werden. Jedenfalls werden bei dieser Methode vor allem adulte und subadulte Individuen detektiert, wohingegen die Dichte an juvenilen Krebsen meist deutlich unterschätzt wird. Für die repräsentative Darstellung der Bestandsstruktur eignet sich die Sichtkartierung bei Nacht somit nur bedingt, jedoch gibt die Methode einen sehr guten Überblick über die Dichte an adulten, fertilen Flusskrebsen im zu untersuchenden Projektgebiet.

8.3 Reusenmonitoring

Ein Reusenmonitoring eignet sich sehr gut für den Nachweis der Besiedlung von Flusskrebsen und ist im Gegensatz zu den Uferkartierungen auch in tieferen, nicht watbaren Gewässern anwendbar. Neben jahreszeitlichen Schwankungen der Fängigkeit tendiert diese Methode allerdings dazu, vorwiegend große, adulte Männchen nachzuweisen. Juvenile und subadulte Krebse werden hierbei deutlich unterschätzt. Reusenerhebungen sind somit vor allem für Präsenz-Absenz Untersuchungen und Dichteabschätzungen geeignet. Durch die Selektivität können mit der Methode aber keine Fragen zur Bestandsstruktur oder Bestandsdichte beantwortet werden.

8.4 Betauchung

Betauchungen können in stehenden Gewässern mit guten Sichttiefen als Nachweismethode in Betracht gezogen werden. Zur Erfassung von Flusskrebsbeständen hat sich dabei die gezielte, streifenweise Betauchung in unmittelbarer Nähe der Gewässersohle bewährt. Bei dieser Methode können adulte und subadulte Individuen gleichermaßen gut erfasst werden. Juvenile werden jedoch tendenziell unterrepräsentiert erhoben, da die zeitaufwändige Suche in flachen Bereichen zugunsten einer großen flächenmäßigen Abdeckung des Untersuchungsgebiets vernachlässigt wird. Ein großer Vorteil der Betauchung ist, dass die Lebensraumqualität eines Gewässers auch in tieferen Gewässerbereichen beurteilt werden kann. Dabei sind jedoch artspezifische Temperaturpräferenzen zu berücksichtigen. Edelkrebse halten sich beispielsweise in Bergseen in den Sommermonaten überwiegend in den warmen, ufernahen Bereichen auf.

8.5 eDNA

eDNA-Analysen können zwar traditionelle Methoden wie Sichtkartierungen und Reusenerhebungen nicht vollständig ersetzen. Sie können aber bei guter Abstimmung auf die Gegebenheiten des zu untersuchenden Gewässers und der Berücksichtigung biotischer und abiotischer Faktoren rasche Präsenz-Absenz-Daten liefern, ohne auf Flusskrebs-Expert:innen zurückgreifen zu müssen. Essenziell ist dabei aber die Anwendung von Sub-Samples verteilt auf die Gewässerfläche, die im Optimalfall alle Habitate und auch Tiefen des Gewässers abdeckt. Aufgrund der zusätzlichen Nachweismöglichkeit der Krebspesterreger (*Aphanomyces astaci*) ist die Methode auch in Hinblick auf die Beurteilung der Gefährdung von Flusskrebsbeständen bedeutend.

Da mittels eDNA keine Aussagen über die Dichte und Struktur eines Flusskrebsbestands gemacht werden können, erfordern eDNA-Analysen jedoch den Einsatz zusätzlicher Erhebungsmethoden, um Aussagen über den Erhaltungszustand eines Bestands treffen zu können. Nach Abschluss der eDNA-Analysen muss bei der Betrachtung der Ergebnisse immer auch die Möglichkeit von falsch-negativen Nachweisen berücksichtigt werden. Es wird deshalb empfohlen bei Präsenz-Absenz-Analysen ohne DNA-Nachweise im Gewässer die Untersuchung durch konventionelle Methoden zu verifizieren.

9 Leitfaden für Erhebungen von Krebsbeständen in kleinen alpinen Seen

Das gegenständliche Handbuch soll aufbauend auf den Ergebnissen der Erprobung unterschiedlicher Kartierungstechniken im Rahmen des Projektes „Methodenentwicklung zur Untersuchung und Bewertung der Fisch- und Krebsbestände ausgewählter alpiner Kleinseen“ eine praxisnahe Handlungsanleitung für die Erhebung von Edelkrebsbeständen (*Astacus astacus*) in Kleinseen geben. Dieses Handbuch ist vor allem für die Mitnahme im Feld bestimmt und soll dort eine einfache und rasche Bewertung des Edelkrebsbestandes ermöglichen.

9.1 Schritt 1: Wahl der Erhebungsmethode

Die Evaluierung der unterschiedlichen Kartierungstechniken lehrt, dass sich für eine effiziente und belastbare Bestandserhebung drei Methoden besonders gut eignen:

- Reusenmonitoring
- Uferkartierung am Tag
- Uferkartierung bei Nacht

9.2 Schritt 2: Auswahl der Probestrecke

Eine Probestrecke wird grundsätzlich immer mit 100 m definiert. Um eine möglichst objektive Erhebung zu gewährleisten wird als Faustregel empfohlen eine Probestrecke je 1 km Uferlinie zu definieren. Gewässer mit hoher Heterogenität erfordern dementsprechend mehr Probestrecken bzw. in kürzeren Abständen. Relevant ist eine plausible Abdeckung wesentlicher Habitats im Projektgebiet. Um dies zu beurteilen ist vor der Erhebung ein Screening des Projektgebietes anhand einer Begehung empfehlenswert.

9.3 Schritt 3: Erhebung relevanter Indikatoren

Für die objektive Bewertung eines Edelkrebsbestandes ist die Erhebung der fünf folgenden Indikatoren wesentlich: Bestandsstruktur, Bestandsdichte, Bestandsentwicklung, Lebensraumqualität und Gefährdungsstatus. Sämtliche Indikatoren werden mittels einer dreistufigen Skala (A-C bzw. 1-3) beurteilt. Kann einer dieser Indikatoren nicht beurteilt werden (bspw. die Bestandsentwicklung bei einer Erstuntersuchung), wird dieser mit „0“ bewertet und fließt anschließend nicht in die Berechnung ein.

9.4 Schritt 4: Berechnung des Erhaltungszustands

Um mit den erhobenen Indikatoren nun auf den Erhaltungszustand zu kommen, werden die Ergebnisse mit Hilfe einer Präferenzmatrix verschnitten. Diese Vorgehensweise hat sich in

Vergangenheit bewährt und spiegelt den tatsächlichen Zustand der Edelkrebspopulationen in den Projektgewässern gut wider (Auer et al., 2024).

Obwohl die Interpretation des Erhaltungszustands einfach ist und kein Expert:innenwissen erfordert, ist die Berechnung komplex. In einem ersten Schritt leitet sich aus Bestandsstruktur und Bestandsdichte der Bestandszustand ab. In einem weiteren Schritt wird mit der Bestandsentwicklung die Bestandsklasse ermittelt, um mit der Einbeziehung des Gefährdungstatus den Erhaltungszustand zu berechnen.

Zu betonen ist, dass für die Berechnung stets das „best-case“-Szenario angewendet wird. Es werden demnach die Indikatorbewertungen der besten Probestrecke herangezogen. Diese Vorgehensweise wird damit begründet, dass die Populationsdichte unabhängig von der Kartierungsmethode meist unterschätzt wird und bewertet werden soll, ob eine Population die nötigen Schwellenwerte aufweist, um sich langfristig zu etablieren.

TABELLE 119: BEWERTUNG DER WESENTLICHEN INDIKATOREN. *ALTERSKLASSEN EDELKREBS: JUVENIL <3 CM, SUBADULTE 3-7 CM, ADULT >7 CM.

Indikator	A (1)	B (2)	C (3)	0
Bestandsstruktur *	Alle Altersklassen sind zu mind. 10 % vorhanden; eine Reproduktion ist nachweisbar	Der Altersklassenaufbau ist gestört; innerhalb der letzten zwei Jahre hat aber eine Reproduktion stattgefunden; Zumindest zwei Altersklassen sind nachweisbar	Der Altersklassenaufbau ist stark gestört; In den letzten zwei Jahren hat keine Reproduktion stattgefunden; es ist nur eine Altersklasse nachweisbar	Nicht bewertbar
Bestandsdichte	>50 Individuen pro 100 m Probestrecke	10-50 Individuen pro 100 m Probestrecke	<10 Individuen pro 100 m Probestrecke	Nicht bewertbar
Bestandsentwicklung	Die Bestandsdichte nimmt zu oder bleibt über Jahre hinweg konstant hoch	Die Bestandsdichte unterliegt nur geringen Schwankungen	Die Bestandsdichte ist rückgängig	Nicht bewertbar
Lebensraumqualität	Unverbaute Uferlinie inkl. Ufergehölzstreifen oder überhängender Krautschicht; hohe Verfügbarkeit an Versteckmöglichkeiten (Steine, Wurzeln, Makrophyten); reich an Totholz; keine chemische Verunreinigung; keine	Nur teilweise verbaute Uferlinie; moderate Verfügbarkeit an Versteckmöglichkeiten (Steine, Wurzeln, Makrophyten); mäßige Anteile an Totholz; keine chemische Verunreinigung; keine bis mittlere organische Belastung	Verbaute oder stark beeinflusste Uferlinie; geringe Verfügbarkeit an Versteckmöglichkeiten; sehr geringer bis kein Totholzanteil; chemische Verunreinigung; mittlere bis starke organische Belastung	-

	bis geringe organische Belastung			
Gefährdungstatus	Kein Vorkommen invasiver Flusskrebsarten; Gefahr der Einschleppung des Krebspesteregers gering; Gefahr eines Eintrages von chemischen Substanzen oder organischen Belastungen gering	Vorkommen invasiver Flusskrebsarten in mittelbarer Nähe, aber durch Wanderhindernisse getrennt; Gefahr der Einschleppung des Krebspesteregers moderat; Gefahr eines Eintrages chemischen Substanzen oder hohen organischen Belastungen mäßig	Vorkommen invasiver, Flusskrebsarten in unmittelbarer Nähe; Gefahr der Einschleppung des Krebspesteregers hoch; Gefahr eines Eintrages von chemischen Substanzen oder hohen organischen Belastungen hoch	-

2. Berechnung des Bestandszustand

Bestandsstruktur			
Bestandsdichte	A	B	C
A	A	B	B
B	A	B	C
C	B	B	C

3. Berechnung der Bestandsklasse

Bestandszustand			
Bestandsentwicklung	A	B	C
A	A	B	B
B	A	B	C
C	B	B	C

4. Berechnung des Erhaltungszustands

Bestandsklasse			
Lebensraumqualität	A	B	C
A	A	A	B
B	A	B	C
C	B	C	C

5. *Berechnung des Gesamterhaltungszustands*

Gefährdungszustand	Erhaltungszustand		
	A	B	C
1	A1	B1	C1
2	A2	B2	C2
3	A3	B3	C3

10 Referenzen

- Arlinghaus R. (2017): Nachhaltiges Management von Angelgewässern: Ein Praxisleitfaden. Berichte des IGB, Band 30, 231 Seiten.
- Auer, S. (2022): Evaluation of three monitoring methods concerning the native crayfish *Austropotamobius torrentium*. Masterarbeit, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Wien.
- Auer, S. & Gumpinger, C. (2022): Methodik zur Erfassung und Bewertung von Edelkrebsbeständen in stehenden Gewässern. blattfisch e.U., 28 S.
- Auer, S., David, J. & Gumpinger, C. (2022): Untersuchung der Selektivität von Flusskrebsreusen. blattfisch e.U., 12 S.
- Auer, S., Graf, W., Hartmann, A., Leitner, P., Sint, D. & Traugott, M. (2023): Evaluation of three monitoring methods for the native European crayfish *Austropotamobius torrentium*. Freshwater Crayfish, 28(1), 1–9.
- Auer, S., Weißmair, W. & Gumpinger, C. (2024): Artenschutzprojekt Edelkrebs OÖ – Zwischenbericht 2023. blattfisch e.U., 11 S.
- Auer, St., Auer, Sa. & Gumpinger, C. (2022a): Temperaturbedingte Tiefenverbreitung von Edelkrebsen in einem Bergsee. Im Auftrag der Österreichischen Bundesforste AG, Wels.
- Auer, St., Auer, Sa. & Gumpinger, C. (2022c): Erhebung der Flusskrebsbestände im Laudach- und Offensee anhand von eDNA-Analysen und konventionellen Nachweismethoden zur Validierung der Ergebnisse. Im Auftrag der Österreichischen Bundesforste AG, Wels.
- Auringer, G. & Wimmer, W. (2020): Oberösterreichischer Seenbericht 2007–2020. Amt der Oö. Landesregierung.
- BMLRT (2018): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil B1 – Fische.
- Bruscek, E. (1960): Was der Fischer über die Grundlagen und Möglichkeiten der Elektrofischerei wissen sollte.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft (2023): Offensee, Seenatlas. Wien.
- Bundesministerium für Soziales, Gesundheit, Pflege und Konsumentenschutz & Amt der Oberösterreichischen Landesregierung (2021): Badegewässerprofil Vorderer Langbathsee.
- DeLury, D. B. (1947): On the estimation of biological populations. Biometrics, 3(4), 145–167.
- DeLury, D. B. (1951): On the planning of experiments for the estimation of fish populations. Journal of the Fisheries Board of Canada, 8(4), 281–307.
- Devcich, A. A. (1974): Aspects of the biology of the freshwater crayfish *Paranephrops planifrons*. University of Waikato.

- Diana, J. S., Mackay, W. C. & Ehrman, M. (1977): Movements and habitat preference of northern pike (*Esox lucius*). Transactions of the American Fisheries Society, 106(6), 560–565.
- Ellinger, A. (2007): 1. Steirischer Seenbericht 2007. Graz: Fachabteilung 17C, Referat Gewässeraufsicht, Amt der Steiermärkischen Landesregierung.
- Freudlsperger, H. (1940): Der Preber, der Prebersee und das Preberschießen.
- Gassner H., Luger M. und D. Achleitner (2013): OFFENSEE (2011) - Standardisierte Fischbestandserhebung und Bewertung des fischökologischen Zustandes gemäß EU-WRRL. Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, 5310 Mondsee.
- Gassner, H., Luger, M., Achleitner, D. & Pamminer-Lahnsteiner, B. (2014): Erlaufsee (2013) – Standardisierte Fischbestandserhebung und Bewertung des fischökologischen Zustandes gemäß EU-WRRL. Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, Mondsee.
- Gassner, H., Wanzenböck, J., Zick, D., Tischler, G. & Pamminer-Lahnsteiner, B. (2005): Development of a fish-based lake typology. International Review of Hydrobiology, 90, 422–432.
- Gassner, H., Zick, D. & Jagsch, J. (2002): Fischökologische Basisuntersuchung Vorderer Langbathsee. Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, Mondsee.
- Gassner, H., Zick, D., Wanzenböck, J., Lahnsteiner, B. & Tischler, G. (2003): Die Fischartengemeinschaften der großen österreichischen Seen. Wien.
- Haunschmid, R. et al. (2006): Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie (pp. 1-104). Bundesamt für Wasserwirtschaft.
- Hauer, W. (2021): Fische, Krebse & Muscheln in heimischen Seen und Flüssen. Leopold Stocker Verlag.
- Hilber, T., Oehm, J., Effenberger, M. & Maier, G. (2020): Evaluating monitoring methods for crayfish. Limnologia, 85. 18. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125821>
- Hubmann, C. (1996): Die Fischfauna des Afritzer Sees in Kärnten. Diplomarbeit, Karl-Franzens-Universität Graz.
- Jolly, G. M. (1965): Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic model. Biometrika, 52, 225–247.
- Keiz, G. (1963): Fischereibiologische Untersuchungen über den Prebersee.
- Krebs, C. J. (2016): Estimating abundance in animal and plant populations. Ecological methodology, 24-77.
- Lancia, R. A. et al. (1996): Use of catch-effort to estimate population size. Wildlife Society Bulletin, 731–737.

- Leslie, P. H. & Davis, D. H. S. (1939): Determination of rat populations. *Journal of Animal Ecology*, 94–113.
- Luger, M. et al. (2025a): Die Erhebung und Bewertung der Fischgemeinschaften in österreichischen Seen (>50 ha) nach EU-WRRL und ALFI (Austrian Lake Fish Index).. Bundesamt für Wasserwirtschaft.
- Luger, M. et al. (2025b): Fischgemeinschaften in österreichischen Seen >50ha: Erhebung und Bewertung nach EU-WRRL und ALFI (Austrian Lake Fish Index). *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, 77, 289–296.
- Maguire, I. et al. (2002): Year cycle of *Austropotamobius torrentium* (Schrank) in streams on Medvednica Mountain (Croatia). *Bulletin Français de la Pêche*, 367, 943–957.
- Miller, R. B. (1948): A note on the movement of the pike, *Esox lucius*. *Copeia*, 1, 62.
- Moog, O., Schmidt-Kloiber, A., Öfenböck, T., Gerritsen, J. (2001): Aquatische Ökoregionen und Fließgewässer-Bioregionen Österreichs. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Müller, M. (2020): Auf der Suche nach den Edelkrebsen im Prebersee, Gleinkersee, Ossiachersee, Millstättersee und Weissensee.
- Sampl H. (1967): Beitrag zur Kenntnis der benthalen und Ichyofauna des Erlaufsees. *Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark* 97, 52-66.
- Schnabel, Z.E. (1938): The estimation of the total fish population of a lake. *Amer. Math. Mon.* 45: 348—352.
- Seber, G. A. (1965): A note on the multiple-recapture census. *Biometrika*, 52(1/2), 249-259.
- Stundl K. (1953): Der Gleinkersee bei Windischgarsten (Oberösterreich). *Sitzungsberichte der Akademie der Wissenschaften mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse*, 162, 11-16.
- Riedl, H.-E., Friebs, B., & Hochreiter, M. (2007): 1. Steirischer Seenbericht 200. Graz: Fachabteilung 17C, Referat Gewässeraufsicht, Amt der Steiermärkischen Landesregierung.
- SCHABER P., JÄGER P., ACHLEITNER D. (2010): Limnologie ausgewählter Bergseen in Salzburg. – Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz 7: 7-172
- ÖNORM EN 14011 (2003) Wasserbeschaffenheit - Probenahme von Fisch mittels Elektrizität. Österreichische Normungsinstitut, Wien, 17 S.
- ÖNORM EN 14757 (2015) Wasserbeschaffenheit - Probenahme von Fisch mittels Multi-Maschen-Kiemennetzen. Österreichische Normungsinstitut, Wien, 31 S.
- ÖNORM EN 15910 (2014) Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Abschätzung der Fischabundanz mit mobilen hydroakustischen Verfahren. Österreichische Normungsinstitut, Wien, 47 S.

10.1 Links

<https://kis.ktn.gv.at/seen/kaerntner-seen?seed=1>

11 Appendix

