Aquabios
Aquatic Ecology

AquaPlus

Fangentwicklung Zugersee

Analyse von Umwelteigenschaften und fischereilichen Aspekten

Impressum

Auftraggeber
Amt für Wald und Wild des Kantons Zug
Aegeristrasse 56
6300 Zug
Tel.: 041 728 35 29
E-Mail:roman.keller@zg.ch

Auftragnehmer
Aquabios GmbH
Les Fermes 57
CH-1792 Cordast
Tel: +41 (0)78 835 73 71
http://www.aquabios.ch

AquaPlus AG
Gotthardstrasse 30
CH-6300 Zug
Tel: +41 41 729 30 00
http://www.aquaplus.ch

Autoren
Nicole Egloff: nicole.egloff@aquabios.ch
Andres Hagmayer: andres.hagmayer@aquaplus.ch
Pascal Vonlanthen: p.vonlanthen@aquabios.ch
Fabian Peter: fabian.peter@aquaplus.ch

Zitiervorschlag: Egloff, N., Hagmayer, A., Vonlanthen, P., Peter, F. 2023. Fangentwicklung Zugerseee – Analyse von Umwelteigenschaften und fischereilichen Aspekten. Auftraggeber: Kanton Zug, Amt für Wald und Wild.

Foto Titelseite: Der Zugersee mit seinen Felchenfischern.

12. Mai 2023

Verdankungen
Wir bedanken uns beim Amt für Wald und Wild des Kantons Zug für den Auftrag.

Inhaltsverzeichnis

INHALTSVERZEICHNIS 3

1 ZUSAMMENFASSUNG 4

2 EINLEITUNG 6

2.1 ALLGEMEIN 6
2.2 AUSGANGSLAGE UND AUFTRAG 6
2.3 HYPOTHESEN 7

3 VORGEHEN 8

3.1 GRUNDLAGEN FISCHEREILICHE DATEN 8
3.2 GRUNDLAGEN UMWELTDATEN 8
3.3 LIMNOLOGIE DES ZUGERSEES 9
3.4 FISCHGEMEINSCHAFT DES ZUGERSEES 9
3.5 ÖKOLOGIE DER ZUGERSEEFELCHEN 9
3.6 BESATZMASSNAHMEN UND NATÜRLICHE REPRODUKTION 11
3.7 METHODIK UMWELTDATEN 11

4 RESULTATE 16

4.1 FISCHEREILICHE ENTWICKLUNG 16
4.2 VERGLEICH MIT RÖTELFÄNGEN 17
4.3 ENTWICKLUNG DER BESATZZAHLEN 18
4.4 KORRELATION ZWISCHEN BESATZ- UND FANGZAHLEN 19
4.5 ENTWICKLUNG DES DURCHSCHNITTSGEWICHTS DER FELCHEN 19
4.6 FANGAUFWAND UND BESTANDSENTWICKLUNG 20
4.7 PRÄDATION 24
4.8 ZEITLICHE ENTWICKLUNG DER ABIOTISCHEN EIGENSCHAFTEN DER SEESCHICHTEN 25
4.9 ZEITLICHE ENTWICKLUNG DER ABIOTISCHEN EIGENSCHAFTEN DER SEESCHICHTEN 32
4.10 LIMNOLOGISCHE EINFLÜSSE AUF DEN FELCHENBESTAND 35

5 DISKUSSION 39

5.1 STATISTISCHE ANALYSE 39
5.2 LIMNOLOGISCHE ENTWICKLUNG 40
5.3 VERGLEICH MIT ANDEREN NÄHRSTOFFREICHEN SEEN 42

6 ÜBERPRÜFUNG DER HYPOTHESEN 43

7 FAZIT 46

8 EMPFEHLUNGEN 46

9 LITERATUR 49

1 ZUSAMMENFASSUNG

Die jährlichen Felchenerträge im Zugersee sind seit 2018 von rund 9'000 kg auf über 80'000 kg im Jahr 2021 angestiegen. Diese Entwicklung ist zwar erfreulich, allerdings sind die Gründe für den rasanten Anstieg weitgehend unbekannt. Um den möglichen Gründen nachzugehen, wurde in einem ersten Schritt die limnologische Entwicklung des Sees und die Veränderungen der fischereilichen Praxis als potentielle Ursachen für die Fangexplosionen in Betracht gezogen und untersucht.

Dass der Felchenbestand zugenommen hat ist unbestritten, auch wenn die Datengrundlage dies nicht nachprüfen lässt. Darauf deuten insbesondere die Aussagen von Berufsfischern, wonach die Fangerträge trotz reduziertem Fangaufwand zugenommen hätten. Sicher ist, dass für den Fanganstieg nicht die Besatzmenge alleine verantwortlich ist, da die Fangerträge angestiegen sind, bevor die Besatzmengen erhöht wurden. Die erhöhten Besatzzahlen der letzten Jahre waren demnach die Folge von zunehmenden Fängen im Laichfischfang und sind nicht als Ursache für die Fangzunahme zu sehen. Es ist daher klar, dass in den letzten Jahren, die natürliche Mortalität der besetzten oder aus Naturverlaichung hervorgehenden Felchen abgenommen hat und dass dies zu einer Bestandszunahme geführt haben muss.

Es wurden verschiedene Hypothesen aufgestellt, welche die Zunahme der Felchenfänge erklären könnten. Um diese zu überprüfen wurden anschliessend limnologische und biologische Datensätze analysiert. Die Ergebnisse zeigen eine Erwärmung aller Seeschichten was sich derzeit möglicherweise **positiv** auf den **Felchenbestand** auswirkt: Durch die Erwärmung der Oberflächenschicht verschiebt sich vermutlich einerseits der Schlupfzeitpunkt der Felchenlarven in ein günstigeres Zeitfenster mit verbesserten Überlebenschancen. Andererseits profitieren adulte Felchen wahrscheinlich ganzjährig von einer durch die Temperaturerwärmung mitverursachten erhöhten Nahrungsverfügbarkeit. Beides könnte den Felchenbestand begünstigen.

Durch die Erwärmung der Wassertemperatur, reduziert sich aber auch der Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser. Eine Vollzirkulation, die Sauerstoff bis in die untersten Schichten transportieren würde, findet nur noch bei Sturmereignissen zwischen Herbst und Frühling statt. Dadurch wird der **Lebensraum** der von **Felchen** genutzt werden kann von unten her kontinuierlich **reduziert.** Aufgrund des kontinuierlichen Verlusts an verfügbarem Lebensraum, ist langfristig somit mit **negativen Auswirkungen der mit dem Klimawandel einhergehenden Temperaturerhöhungen** auf den Felchenbestand zu rechnen. Eine Zirkulationshilfe wie sie bei anderen nährstoffreichen Seen eingesetzt wird, könnte dem Habitatverlust bei richtiger Anwendung zumindest vorübergehend entgegenwirken. Eine nachhaltige Sanierung des limnologischen Zustands ist jedoch in jedem Fall notwendig, um die Lebensgrundlagen der Felchen langfristig sicherstellen zu können.

Die vorliegende Arbeit gibt erste Einblicke über die möglichen Ursachen für die Entwicklung der Felchenfänge. Viele Hypothesen konnten allerdings wegen fehlender Daten nicht verifiziert werden. Deshalb wird empfohlen, ein langfristiges Felchenmonitoring im Zugersee einzuführen. Dieses sollte fischereiliche und biologische Aspekte berücksichtigen. Ebenso sollte das limnologische Monitoring

ausgebaut werden. Nur mit einem umfassenden Langzeitmonitoring lassen sich die Entwicklung des Felchenbestands, Erfolg- und Misserfolg von Besatzmassnahmen sowie die natürliche Rekrutierung genauer analysieren, worauf Anpassungen im Bewirtschaftungsmanagement und den Maschenweiten vorgenommen werden könnten.

2 EINLEITUNG

2.1 Allgemein

Der nachfolgende Bericht vergleicht die in den letzten Jahren angestiegenen Felchenerträge des Zugersees mit dessen limnologischen Entwicklung. In Kap. 2.3 werden mögliche Hypothesen zur Erklärung des Felchenertragsanstiegs aufgeführt. In Kap. 3 werden die zur Verfügung stehenden Daten, allgemeine limnologische und fischökologische Aspekte sowie die Methodik der statistischen Korrelationen dargestellt. In Kap. 4 werden fischereiliche und limnologische Daten analysiert und in Zusammenhang gesetzt, um mögliche Korrelationen ausfindig zu machen. Die Ergebnisse der Korrelationsanalyse werden in Kap. 5 zusammengefasst und erläutert, die dann wiederum für die Überprüfung der Hypothesen in Kap. 6 aufgegriffen werden. In Kap. 8 werden Vorschläge für ein zukünftiges Zugerseemonitoring präsentiert.

2.2 Ausgangslage und Auftrag

Der Zugersee lieferte in den letzten Jahren überraschend hohe Felchenerträge, sowohl bei den Berufsfischern, als auch bei den Angelfischern. Dies nachdem die Fänge zuvor während 18 Jahren auf tiefem Niveau stabil waren (Abbildung 2-1). Die Gründe für die rezente Fangzunahme sind bisher nicht bekannt. Es wird aber vermutet, dass sich Veränderungen der Umweltbedingungen positiv auf die Felchenpopulationen ausgewirkt haben.

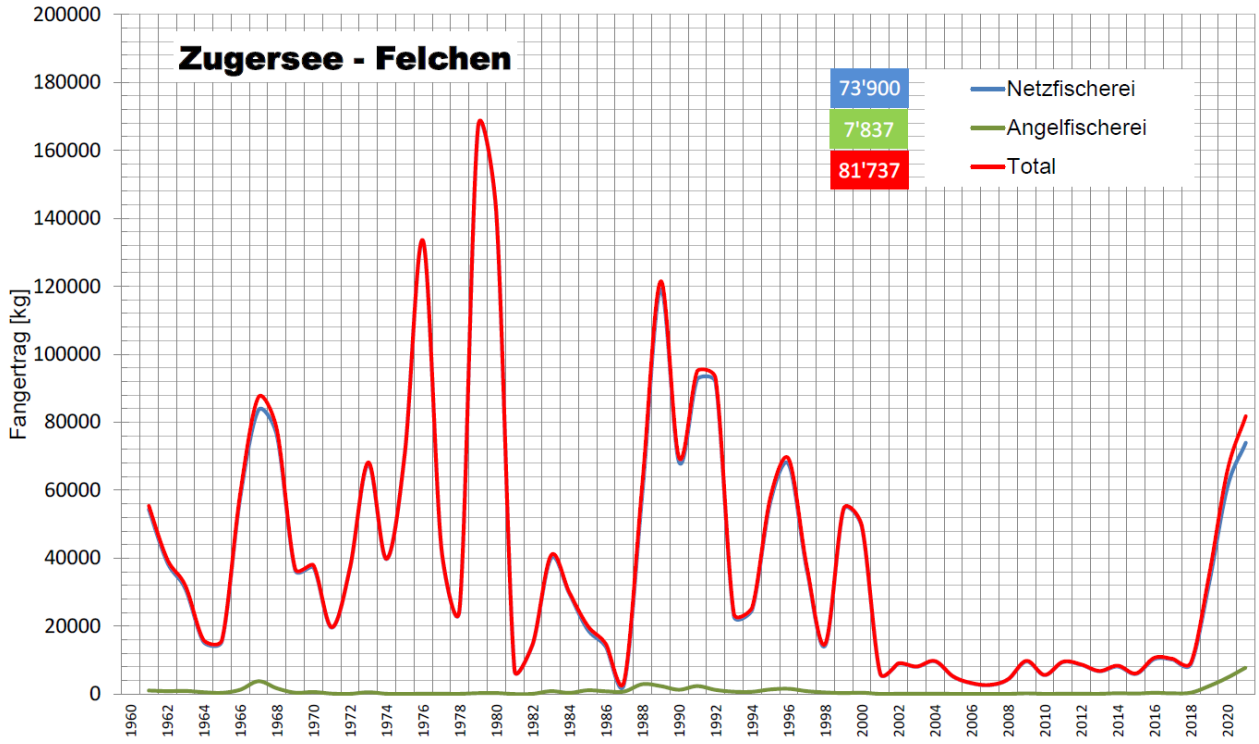

Abbildung 2-1: Entwicklung der Felchenfänge im Zugersee.

Insbesondere die Nährstoffbelastung und der damit einhergehende Sauerstoffmangel im Tiefenwasser ist im Zugersee allerdings nach wie vor problematisch. Aus diesem Grund überprüft der Kanton Zug derzeit die Installation einer Zirkulationshilfe zur Verbesserung der Sauerstoffzirkulation. Solche Anlagen sind im Greifensee, Hallwilersee oder Sempachersee seit längerem erfolgreich im Einsatz [1], [2], [3].

Dem Kanton Zug stellt sich die Frage, welche Ursachen zur Verbesserung der Fänge geführt haben könnten. Im Zentrum stehen mögliche Veränderungen im See oder bei der fischereilichen Nutzung/Bewirtschaftung.

Um zu prüfen, ob offensichtliche Zusammenhänge mit den stark angestiegenen Fangzahlen festgestellt werden können wurden die AquaPlus AG und Aquabios GmbH beauftragt vorhandene Umweltdaten und Statistiken zur fischereilichen Nutzung zusammenzustellen und auszuwerten. Dies soll einen ersten Einblick über mögliche Ursachen der stark steigenden Felchenerträge ermöglichen. Zudem sollten mögliche Datenlücken identifiziert werden.

Im Rahmen des Auftrags wurden in einem ersten Schritt Hypothesen für die hohen Felchenerträge formuliert. Dabei wurden auch Erfahrungen aus anderen Seen berücksichtigt. Anschliessend wurden mittels statistischen Analysen Daten der Fischerei und von Umweltparametern ausgewertet und potentielle Ursachen für die Fangzunahme identifiziert. Aufbauend auf den Ergebnissen wurden schliesslich Empfehlungen für ein zukünftiges fischereiliches und limnologisches Monitoring des Zugersees formuliert.

2.3 Hypothesen

In Zusammenarbeit mit den kantonalen Behördern wurden zu Beginn des Projekts mögliche Ursachen der Zunahme der Felchenfänge diskutiert. Anhand dieser Diskussion und unter Berücksichtigung von Erfahrungen aus anderen Seen wurden folgende Hypothesen aufgestellt, die anhand von bestehenden Monitoringdaten geprüft werden sollten:

1. **Der Felchenbestand hat zugenommen, was zu höheren Fangerträgen führt.**

2. **Aufgrund grösserer Nahrungsverfügbarkeit nimmt das Wachstum der Felchen zu, weshalb die Fängigkeit der Felchen verbessert wird (höhere Fangeffizienz bei gleich bleibendem Bestand).**

3. **Der für Felchen nutzbare Lebensraum nimmt zu, was zu einer Zunahme des Felchenbestands führen könnte. Geeignete Sauerstoffverhältnisse sind in einer breiteren Wasserschicht vorhanden.**

4. **Der Zeitpunkt des Schlupfes oder der Laichzeit verschiebt sich in ein günstigeres Zeitfenster.**

5. **Der Befischungsdruck nimmt zu, wodurch mehr Fische gefangen werden.**
6. **Die Besatzmenge hat zugenommen, was zum Bestandeswachstum geführt hat.**
7. **Die natürliche Rekrutierung hat zugenommen, wodurch der Bestand wächst.**
8. **Die Dichte von Prädatoren wie Kormoran, Gänsesäger und Hecht haben abgenommen.**

3 VORGEHEN

3.1 Grundlagen Fischereiliche Daten

Vom Amt für Wald und Wild des Kantons Zug wurden folgende Daten zur Verfügung gestellt:

- Fischfangstatistik seit 1961 mit Jahreserträgen
- Monatliche Fangerträge der Berufsfischer seit 2011
- Durchschnittsgewichte der gefangenen Felchen seit 2007
- Aktueller Beschäftigungsgrad der Berufsfischer seit 2021
- Anzahl Fischereipatente der Angelfischer seit 1991
- Liste der zugelassenen Maschenweiten für Berufsfischer seit 1915
- Schonbestimmungen für Angel- und Berufsfischer
- Anzahl Pachten für Bodennetze ab 2006
- Besatzstatistik von 1999 bis 2020

Von http://www.fischereistatistik.ch wurden folgende Daten verwendet:

- Fischereistatistik Schweiz bis 2019
- Felchenfangstatistik aller Schweizer Grossseen 1961–2019

3.2 Grundlagen Umweltdaten

3.2.1 Limnologie

Vom Amt für Umwelt des Kantons Zug wurden verschiedene Tiefenprofile von der tiefsten Stelle des Zugersees zur Verfügung gestellt:

- Monatliche Multisondenprofile (Temperatur, Sauerstoff- und Chlorophyll a-Konzentration) von 2003 bis 2022 gemessen mit einer Multiparameter-Wasserqualitäts-Messsonde (Sea-Bird Scientific und EXO2).

- Monatliche Chemieprofile (Phosphat- und Ammonium-Konzentration) von 1995 bis 2022, gemessen im Labor (Amt für Verbraucherschutz des Kantons Zug) anhand von Wasserproben.

3.2.2 Meteorologie

Von MeteoSchweiz wurden stündliche Daten über die Niederschlagsmenge, Windrichtung und -geschwindigkeit für die Messstation «Cham (CHZ)» seit Beginn der Automatisierung (d.h. 1993) bezogen.

3.3 Limnologie des Zugersees

Der Zugersee wird heute als eutropher See eingestuft (Gesamtphospor (P_{tot}) zwischen 30 und 100 µg/l) [4] . Aufgrund der Untersuchung von Sedimentkernen wird angenommen, dass der Zugersee im ursprünglichen Zustand leicht mesotroph wäre (10 bis 30 µg/l) [5]. Unterhalb von ca. 80 bis 100 m ist heute ganzjährig kaum gelöster Sauerstoff vorhanden. Die maximale Tiefe des Zugersees liegt bei 198 m. Bei einer Fläche von 38.4 km^2 und einer durchschnittlichen Tiefe von 83 m besitzt er ein Volumen von 3.2 km^3. Die Wassererneuerungszeit beträgt 16.7 Jahre. Dies ist im Vergleich mit anderen grossen Voralpensee sehr lang [6].

3.4 Fischgemeinschaft des Zugersees

Der Zugersee gilt aufgrund seiner Fischgemeinschaft im heutigen Zustand als Eglisee [7, 8]. Egli waren bei den Untersuchungen des Projet Lac im 2014 die am häufigsten gefangene Fischart und stellten mehr als 90% der im standardisierten auf das Seevolumen hochgerechnete Biomasse dar. Diese waren besonders häufig im Pelagial. Die heutige Fischgesellschaft gilt als atypisch für einen tiefen und grossen Voralpensee. In seinem natürlichen höchstens leicht mesotrophen Zustand sollte der Zugersee hauptsächlich pelagische Arten beherbergen wie Felchen- und Seesaiblingsarten (Rötel) [9].
Im Zugersee gibt es heute noch eine Felchenart – der Balchen (*C.supersum*), zwei früher vorgekommene Felchenarten (*Albock C. obliterus* und *Albeli C. zugensis*) gelten als ausgestorben [10]. Im nachfolgenden Bericht ist bei der allgemein gültigen Bezeichnung von Felchen jeweils der Zuger Balchen gemeint.

3.5 Ökologie der Zugerseefelchen

3.5.1 Fortpflanzung

Der Felchen im Zugersee laichte früher ufernah von November bis Dezember [11, 12]. Heute erstreckt sich die Laichzeit zwischen Ende Dezember und Ende Januar. Er laicht hauptsächlich in der Halde in Tiefen zwischen 10 und 40 m [12]. Eine aktuelle Untersuchung zur Entwicklung der Eier zeigte, dass Felchen auch in geringeren Tiefen laichen. So wurden 2020 lebende Eier in Tiefen von unter 7.5m gefunden [13]. Je nach Temperatur dauert es 80–90 Tage bis 50 % der Embryonen geschlüpft sind (Tabelle 3-1). Bei der Untersuchung Anfang März im Jahr 2020 konnten bereits geschlüpfte Brütlinge beobachtet werden, auch befand sich die Mehrheit der gefundenen Eier in den Embryonalstadien 11 und 12, also kurz vor dem Schlupfzeitpunkt [13].

Tabelle 3-1: Entwicklungsstadien von Felchenembryonen. Entwicklungsstadien [14] ergänzt mit relativen Entwicklungszeiten von Sempacherseefelchen in Prozent bis 50% der Embryonen geschlüpft sind, berechnet für zwei Temperaturen [15].

Entwicklungsstadium	relative Entwicklungsdauer nach Luczynski & Kirklewska 1984		Beschreibung
	3.9°C	4.8°C	
0	0	0	Befruchtung
1	8.5	7.3	Blastoderm bedeckt 1/3 des Dotters
2	10.6	9.8	Blastoderm bedeckt 1/2 des Dotters
3	11.7	11	Blastoderm bedeckt 2/3 des Dotters
4	12.8	13.4	Neuralleiste (embryonic streak) sichtbar, Dotterkugel gross
5	14.9	14.6	Augenanlagen sichtbar
6	18.1	18.3	Linsenanlagen sichtbar
7	21.3	22	Embryo dehnt sich über 2/3 der Dotterrundung aus
8	28.7	28	Knospen der Brustflossen vorhanden
9	42.6	43.9	Erythroblastenzirkulation (Blutzirkulation) sichtbar
10	46.8	48.8	Sternförmige Chromatophoren entlang des ganzen Körpers, ausser am Kopf
11	52.1	53.7	Sternförmige Chromatophoren am Kopf zwischen den Gehörbläschen
12	64.9	61	Brustflossenbewegungen sichtbar
13	70.2	74.4	Augenbewegungen sichtbar
14	90.4	87.8	10% der Embryonen geschlüpft
15	100	100	50% der Embryonen geschlüpft (94 Tage bei 3.9°C, 82 Tage bei 4.8°C)
16			90% der Embryonen

3.5.2 Larven

Das Wachstum der Brütlinge verläuft in der Zeit nach dem Schlupf eher langsam, erhöht sich aber zwischen Mai und Ende Juni. Laut einer Untersuchung vom Bodensee liegen die optimalen Wassertemperaturen für freilebende Felchenlarven bei 10–16°C [16]. Die ersten Bewegungen der frisch geschlüpften Larven finden nah an der Wasseroberfläche im seichten Wasser statt, da sie ihre Schwimmblasen innerhalb der ersten zwei Tage auffüllen müssen. Später formen sie Schwärme und bewegen sich ins tiefere Wasser. Die Nahrung besteht aus Zooplantkon-Nauplien, hauptsächlich Daphnien [17].

3.5.3 Juvenile

Juvenile Felchen bewegen sich in Tiefen grösser als 10 m, bevorzugt zwischen 20 und 30 m. Wie auch die adulten Felchen unternehmen sie tägliche vertikale Migrationen, indem sie im Morgengrauen aufsteigen und bei der Dämmerung wieder absteigen [18]. Juvenile Felchen sind gegenüber der Wassertemperatur toleranter als adulte Felchen [19].

3.5.4 Adulte

Felchen bevorzugen grundsätzlich kühle, sauerstoffreiche Gewässer. Im Sommer hält sich der Zugerseefelchen in geringen Tiefen zwischen 10 und 20 m auf, unternimmt jedoch tägliche vertikale Wanderungen [8, 18]. In Tiefen über 81 m werden keine Fische mehr gefangen, was auf die anoxischen Bedingungen zurückzuführen ist [8]. Aus der Literatur ist bekannt, dass für geeignete Lebensbedingungen der Felchen die Temperatur des Hypolimnions 20°C nicht übersteigen sollte und der gelöste Sauerstoff nicht weniger als 4mg/L betragen darf [19]. Temperaturen ab 17°C werden grundsätzlich gemieden [20], eine Wassertemperatur von über 24°C kann nur kurzfritig toleriert werden bevor lethale Effekte eintreten [21].

3.5.5 Nahrung

Grundsätzlich ernähren sich adulte Felchen opportunistisch, Zooplankton und benthische Invertebraten gehören zum Hauptnahrungsspektrum [12]. Der Aufenthaltsort wird massgeblich von der Verfügbarkeit der Nahrung mitbestimmt. Während der Nahrungssuche halten sich Felchen teilweise im Pelagial, teilweise im Benthal oder im sauerstoffreichen Profundal eines Sees auf.

3.6 Besatzmassnahmen und natürliche Reproduktion

Die Zugerseefelchen werden seit vielen Jahren mit Besatzmassnahmen bewirtschaftet. Aufgrund der starken Eutrophierung und dem damit einhergehenden Sauerstoffmangel funktionierte die natürliche Fortpflanzung nicht mehr [22].
Bei einer aktuelleren Untersuchung von Eiern im Jahr 2020 wurde jedoch festgestellt, dass sowohl die Anzahl Felcheneier als auch der Anteil überlebender Eier seit 2010 zugenommen hat. Während 1989 von 80 Eiern, keines lebte und im Jahr 2010 von 38 Eiern 18 % lebend waren, stieg der Anteil lebender Eier 2020 auf 34 %. Im Verlauf der Jahre nahm die Anzahl gefundener Eier zwar ab, der Anteil überlebener Eier jedoch zu [13].

3.7 Methodik Umweltdaten

3.7.1 Datenverarbeitung

Die limnologischen Tiefenprofile wurden durchschnittlich einmal pro Monat in Abständen von 0.5 m mit einer Multiparametersonde erhoben. Die Wasserproben wurden in den Tiefen 0.5, 2.5, 5, 7.5, 10, 12.5, 15, 20, 30, 40, 60, 80, 100, 120, 140, 160, 180, 190 und 197 m entnommen. Um eine gleichmässigere und höhere Auflösung der limnologischen Daten zu erhalten, wurden diese über die Zeit (5-Tages Intervall) und Tiefe (0.2 m Intervall) linear extrapoliert (Abbildung 3-1).

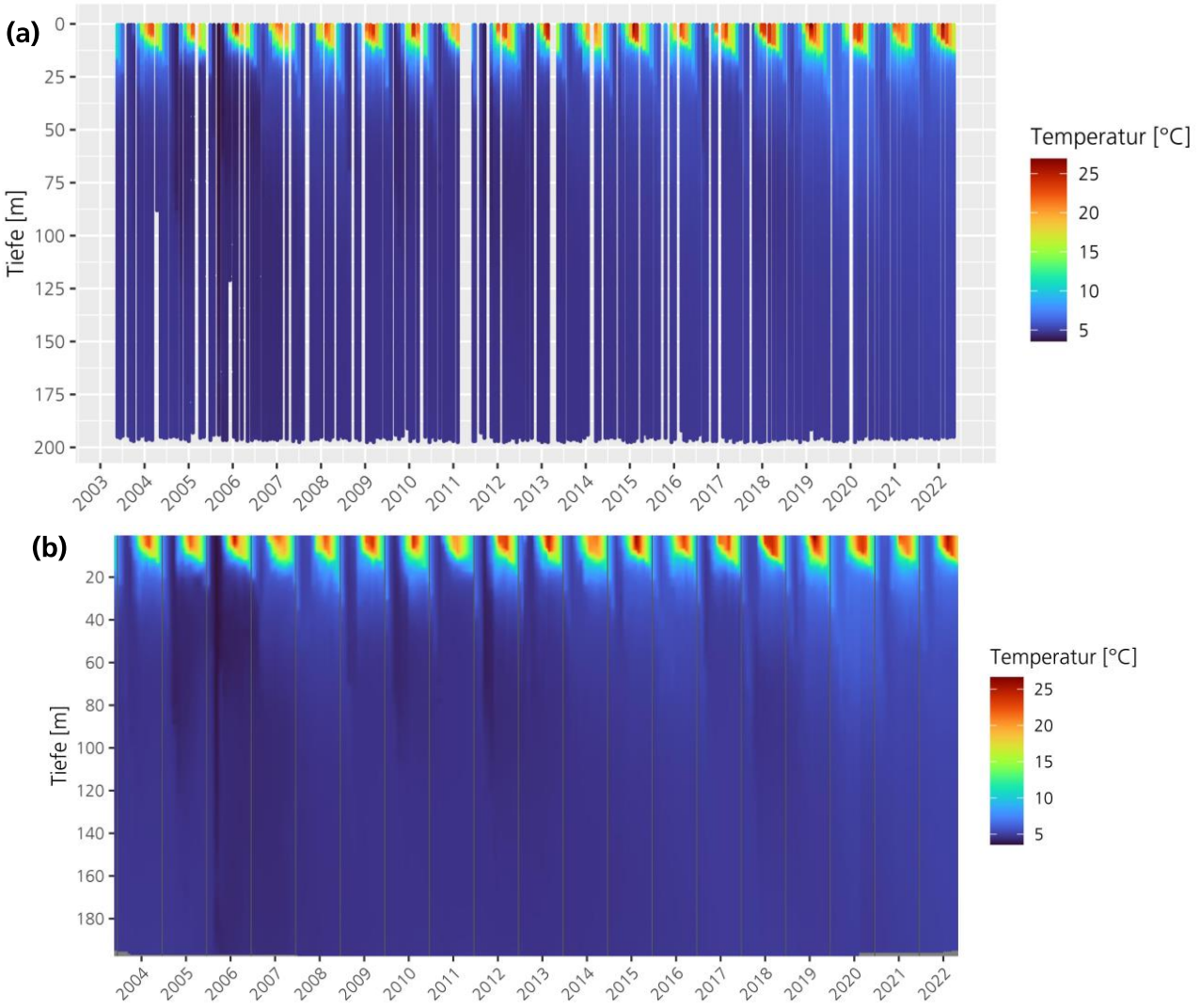

Abbildung 3-1: (a) Rohdaten und (b) interpolierte Daten für das Temperatur-Tiefenprofil vom Zugersee (2004-2022).

3.7.2 Abiotische Eigenschaften der Seeschichten

Als Metalimnion, auch Sprungschicht genannt, wird in einem geschichteten stehenden Gewässer die Region des plötzlichen steilen Temperaturabfalles bezeichnet. Es bildet den Übergang zwischen dem gut durchmischten Oberflächenwasser (Epilimnion) und der Zone des Tiefenwassers (Hypolimnion) [23] (Abbildung 3-2).

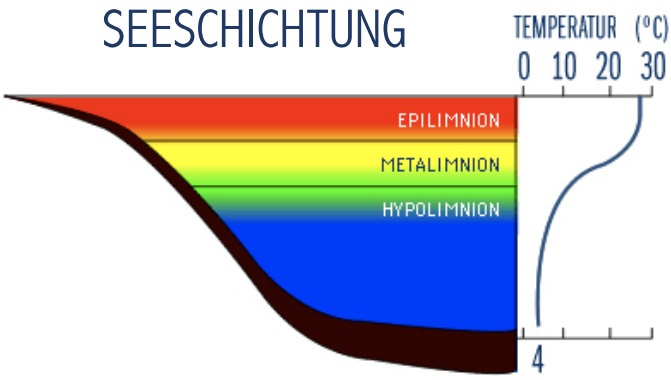

Abbildung 3-2: Thermale Seeschichtung im Sommer. Quelle: www.watertheweb.org

Für jedes Datum wurde schliesslich die Tiefe des steilsten Temperaturgradienten (Thermokline), sowie die obere und untere Grenze des Metalimnions basierend auf dem Temperatur-Tiefenprofil des Zugersees mit dem R-Package «rLakeAnalyzer» ermittelt (Abbildung 3-3) [24]. Anschliessend wurden einerseits die durchschnittlichen abiotischen Bedingungen (Temperatur, Sauerstoffgehalt, Chlorophyll a-, Phosphat- und Ammonium-Konzentration) in den jeweiligen Wasserschichten (Epi-, Meta- und Hypolimnion) berechnet. Diese Durchschnittswerte beziehen sich jeweils auf die geschichtete Periode im Sommer/Herbst, da das Epi-, Meta- und Hypolimnion nur während dieser Periode definiert werden kann. Andererseits wurden die durchschnittlichen abiotischen Werte der Oberflächenschicht (< 15 m) während der ungeschichteten Periode im Frühling (März/April) berechnet, um Auswirkungen der abiotischen Eigenschaften auf die Larvalentwicklung nach dem Schlüpfen zu untersuchen. Um die abiotischen Daten im 5-Tages Intervall schlussendlich mit den jährlichen Zahlen der Felchenfänge in Zusammenhang setzen zu können, wurde zudem ein Jahresmittelwert der abiotischen Daten gebildet.

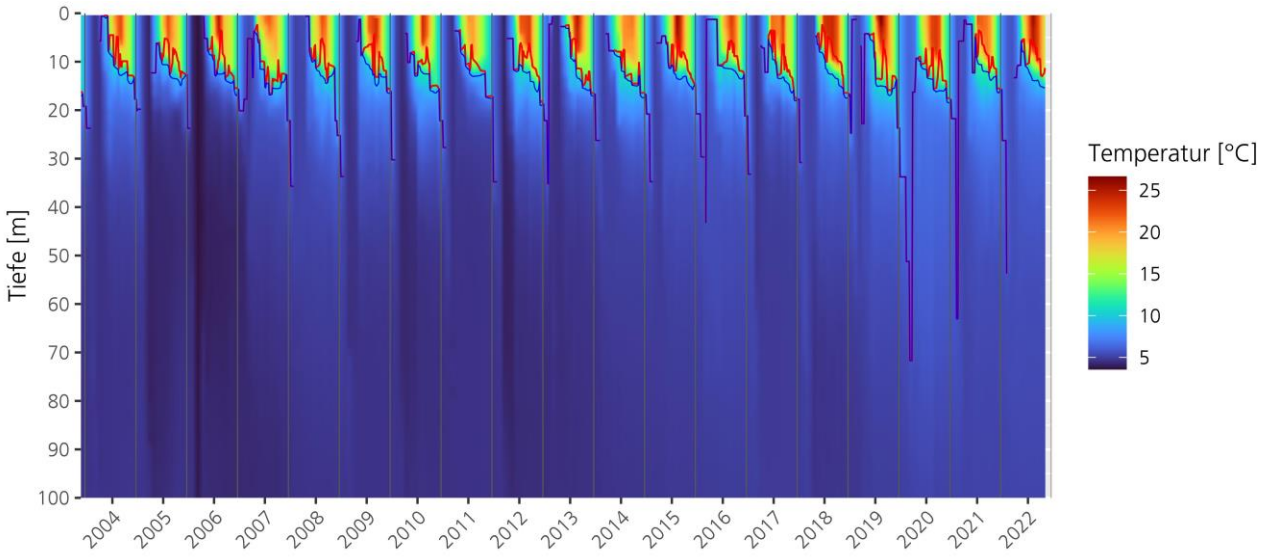

Abbildung 3-3: Obere (rot) und untere (blau) Grenze des Metalimnions basierend auf dem Temperatur-Tiefenprofil des Zugersees.

Damit Felchen einen Lebensraum nutzen können, müssen bestimmte Temperatur- und Sauerstoffbedingungen vorherrschen [25, 26]:

- Bei einer Wassertemperatur kleiner als 10°C muss die Sauerstoffkonzentration mindestens 4 mg/L betragen.
- Bei einer Wassertemperatur grösser als 10°C muss die Sauerstoffkonzentration mindestens 5 mg/L betragen.
- Eine Wassertemperatur von 20°C sollte nicht überschritten werden.
- Für die Larvalentwicklung herrschen nach dem Schlüpfen im Frühling idealerweise Wassertemperaturen zwischen 10 und 16°C vor.

Basierend auf diesen Kriterien wurde schliesslich der Bereich der Wassersäule ermittelt, der einerseits geeigneter Lebensraum für adulte Felchen und andererseits optimale Bedingungen für die Larvalentwicklung im März/April bietet.

3.7.3 Seeschichtung und -zirkulation

Um die zeitliche Entwicklung der Schichtungs- und Zirkulationseigenschaften des Zugersees zu untersuchen, wurden verschiedene Kenngrössen mit dem R-Package «rLakeAnalyzer» berechnet [24]. Einerseits wurde die potenzielle Energie für die Mischung eines geschichteten Systems quantifiziert (Brunt-Väisäla-Frequenz und Schmidt-Stabilität). Andererseits wurde diese Energie in Relation zur verfügbaren Windenergie gesetzt (Lake Number). Alle Grössen beschreiben dabei die Stabilität der Schichtung eines Wasserkörpers [27].

Brunt-Väisäla-Frequenz

Die Brunt-Väisälä-Frequenz (N) kennzeichnet dynamische Prozesse in einem statisch stabil geschichteten Medium (z.B. Wasser). Das Quadrat der Brunt-Väisälä-Frequenz (N^2) gibt dabei an, ob die Schichtung lokal stabil ist (> 0 stabil; = 0 labil; < 0 instabil). Findet sich im See ein negativer Dichtegradient, d.h. wenn leichtes Wasser über schwererem schwimmt, wird N^2 positiv und die Wassersäule ist stabil. Bei positivem Dichtegradienten wird N^2 negativ und die Schichtung ist instabil. Die Schichtung ist umso stabiler, je grösser der lokale Dichtegradient ist. Bei einem stark geschichteten See liegt also grosse Stabilität vor, die Wirbel und Turbulenzen schnell zum Abklingen bringt, beziehungsweise schwerer entstehen lässt [27, 28]. Hier wurde die Brunt-Väisälä-Frequenz in der Tiefe der Thermokline berechnet, d.h. sie gibt an, ob die Wassersäule um die Thermokline stabil ist [29].

Schmidt-Stabilität

Die Schmidt-Stabilität entspricht dem Arbeitsaufwand, der erforderlich ist, eine bestehende thermische Schichtung zu zerstören, das heisst den geschichteten Zustand der Wassermassen in einen homogenen umzuwandeln [30]. Sie berücksichtigt die Topografie des Seebodens und ist ein Mass für die Stabilität der Schichtung des Gesamtsees. Die entsprechenden bathymetrischen Daten des Zugersees sind im digitalen Geländemodell swissBATHY3D verfügbar (Swisstopo) (Abbildung 3-4).

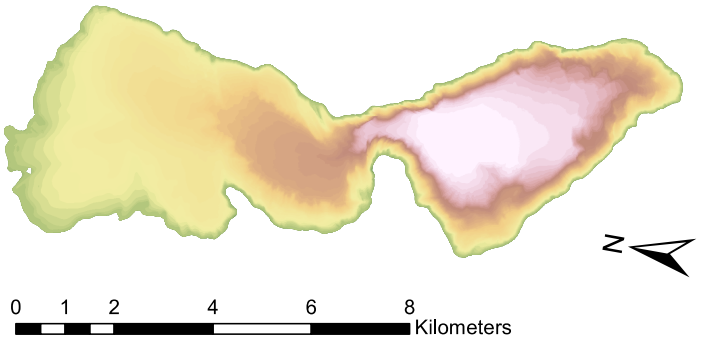

Abbildung 3-4: Topographie des Zugerseebodens (Swisstopo). Zunehmende Wassertiefe: grün-gelb-rot-weiss.

Lake Number

Die Lake Number (L_N) berücksichtigt die Schichtmassen im See im Verhältnis zum Energieeintrag des Windes in die Seeoberfläche [27]. Wird L_N sehr klein (<<1) oder nähert sich null, so wird die Wassersäule bei Windeinwirkung vollständig vertikal gemischt. Bei Werten >>1 bleibt die Schichtung erhalten. Um den Windeinfluss zu berechnen, wurde die durchschnittlich gemessene Windstärke bei der Messstation «Cham (CHZ)» verwendet (MeteoSwiss).

3.7.4 Limnologische Einflüsse auf den Felchenbestand

Um die zeitliche Entwicklung der Felchenbestände im Zugersee erklären zu können, wurde versucht, die jährlichen Fänge mit Hilfe von mehreren limnologischen Parametern (vgl. unten) anhand eines statistischen Modells vorherzusagen. Dazu wurden generalisierte lineare Modelle (GLM) mit einer negativen Binomialverteilung verwendet. Diese Verteilung eignet sich für die Modellierung von Zähldaten bei denen die Varianz grösser ist, als unter einer Poisson-Verteilung erwartet würde.

Als erstes wurden die Zusammenhänge zwischen den jährlichen Felchenfängen und den Chemie- und Multisondendaten (Temperatur, Sauerstoff-, Phosphat-, Ammonium- und Chlorophyll a-Konzentration) während der geschichteten Periode im Sommer/Herbst ermittelt. Aufgrund der starken Korrelationen zwischen den Chemie- und Multisondendaten in den verschiedenen Seeschichten, wurden insgesamt drei separate Modelle verwendet, jeweils eines für das Epi-, Meta- und Hypolimnion.

In einem zweiten Schritt wurden die Korrelationen zwischen den jährlichen Felchenfängen und den abiotischen Eigenschaften der Oberflächenschicht während der Larvalentwicklung im Frühling (März/April) berechnet. Zudem wurden die Korrelationen mit den jährlichen Fängen in 1–5 Jahren ermittelt, um verzögerte Effekte der Bedingungen während der Larvalentwicklung auf die Felchenbestände zu untersuchen.

In einem letzten Schritt wurde der Einfluss der Schichtungs- und Zirkulationseigenschaften des Zugersees (maximale Tiefe der Thermokline, Brunt-Väisäla-Frequenz, Schmidt-Stabilität und Lake Number) auf die jährlichen Felchenfänge untersucht.

4 RESULTATE

4.1 Fischereiliche Entwicklung

Anfangs der 80er und 90er Jahre erzielten die Berufsfischer des Zugersees die höchsten dokumentieren Felchenerträge. 1979 wurde mit einem Jahresfang von insgesamt 166'500 kg der höchste Fang erzielt, 1989 waren es 121'400 kg (Abbildung 4-1). Diese hohen Erträge blieben jeweils für rund 3 Jahre bestehen bevor sie immer wieder einbrachen. Nach dem Jahr 2000 gingen die Fänge um ca. 90 % zurück. Trotz der 2004 erfolgten Anpassung der Maschenweite von 40 auf 32 mm erfolgte in den darauffolgenden Jahren keine Erhohlung der Fangerträge. Ab 2019 jedoch sind die Fänge wieder deutlich angestiegen. Von rund 9'000 kg Jahresertrag im 2018 auf 80'000 kg im 2021.

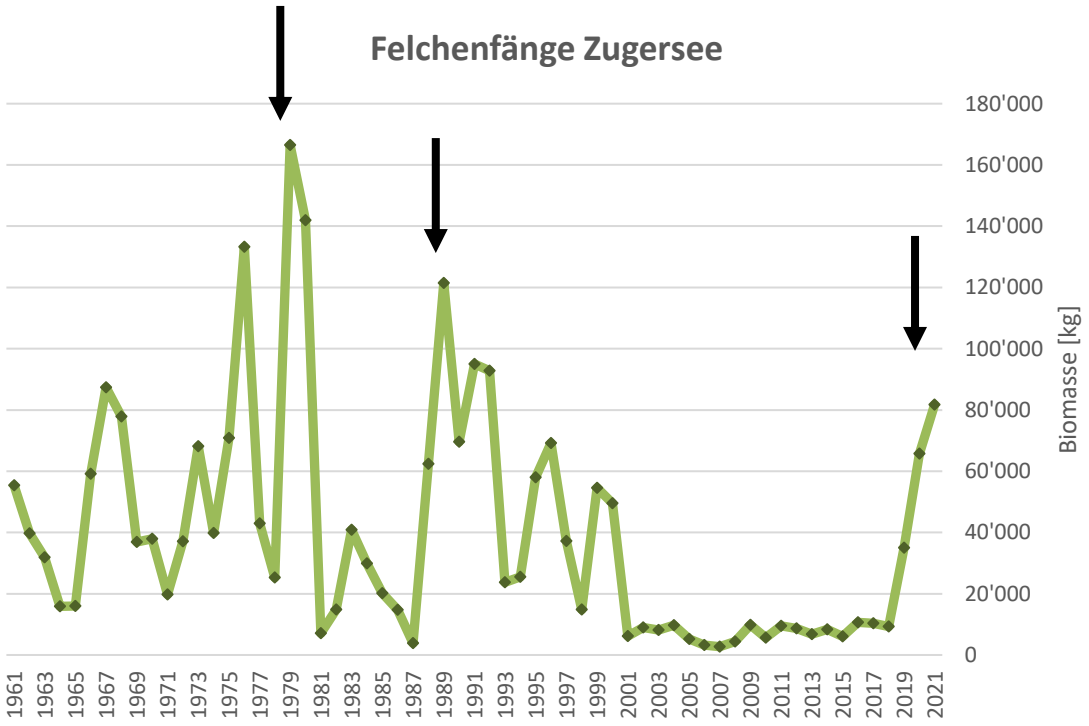

Abbildung 4-1: Die Entwicklung der Felchenfänge im Zugersee ab 1961 bis 2021.

Seit 2011 werden bei den Berufsfischerfängen auch die monatlichen Erträge dokumentiert. Die Daten zeigen in allen Monaten der letzten Jahren einen Anstieg der Felchenfänge. Es sind also kaum saisonale Schwankungen feststellbar (Abbildung 4-2). Lediglich im Winter 2021 wurde ein leichter Rückgang der Fänge beobachtet. Auch vor 2019 waren die Fänge während den verschiedenen Jahreszeiten in etwa konstant. Interessanterweise wurde der Anstieg der Fänge zuerst im Sommer beobachtet und zuletzt im Frühling. Dies könnte ein Hinweis auf ein schnelleres Wachstum der Felchen darstellen, da das Wachstum in der Regel im Frühling einsetzt und im Sommer am grössten ist.

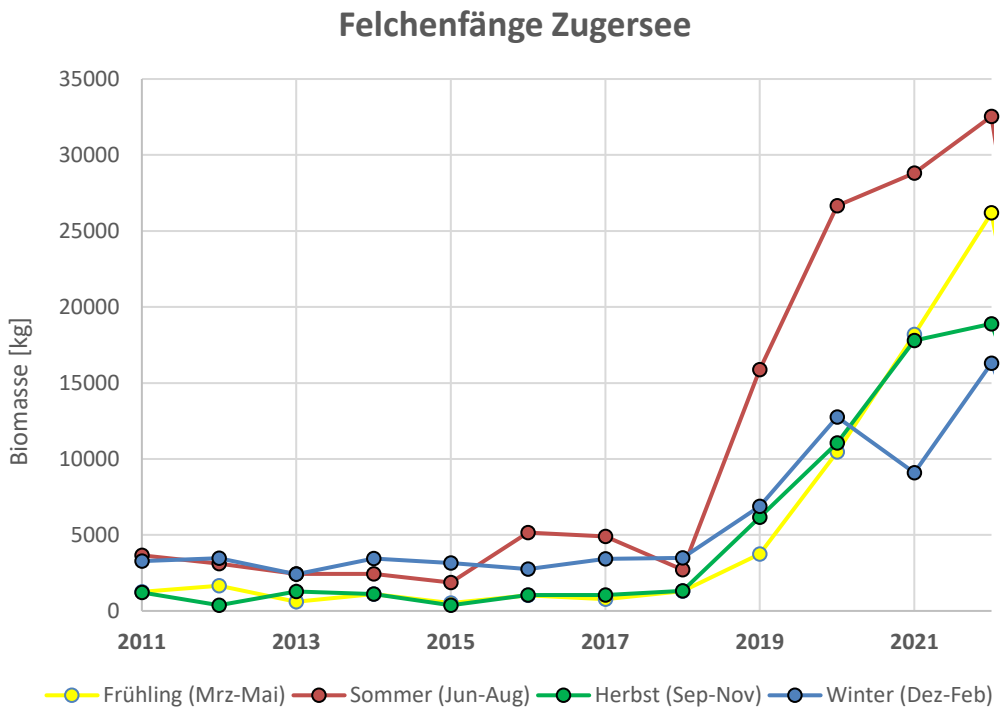

Abbildung 4-2: Felchenfänge im Zugersee nach Jahreszeit.

4.2 Vergleich mit Rötelfängen

Interessanterweise fielen die Rötelfänge der Berufsfischer höher aus, wenn die Felchenfänge gering waren. So lieferten die Rötel 1974 mit 2'991 kg, 1993 mit 4'632 kg und 2015 mit 6'007 kg sehr gute Erträge während zur gleichen Zeit die Felchenerträge für diese Zeitperiode tief waren (Abbildung 4-3).

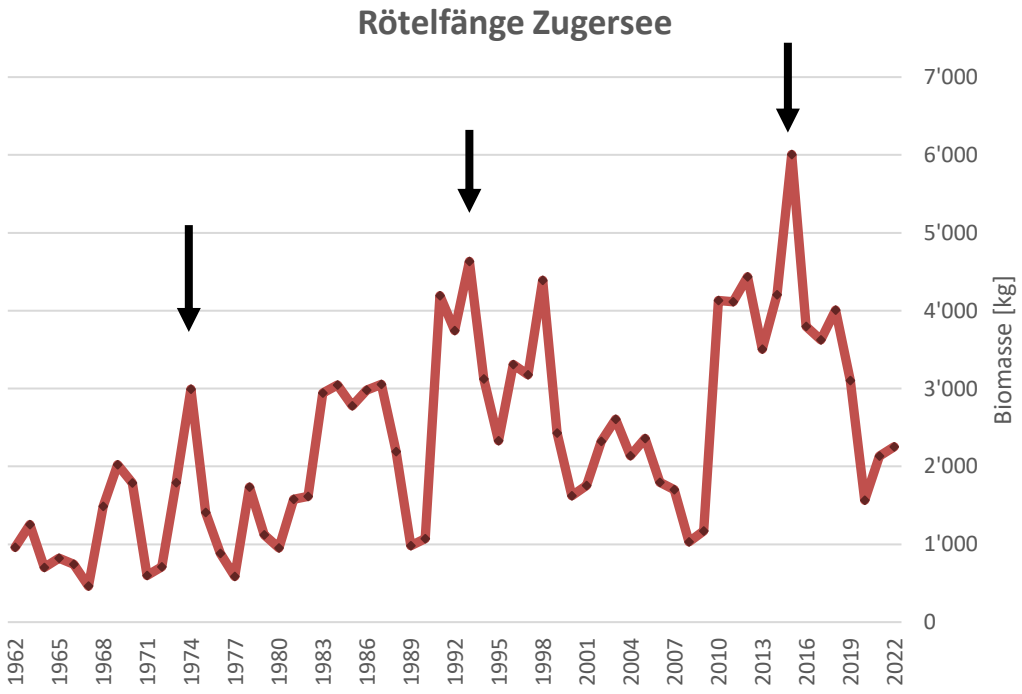

Abbildung 4-3: Entwicklung der Rötelfänge im Zugersee von 1962 bis 2022.

Beim Vergleich der Felchen- und Rötelfänge konnte eine leichte negative Korrelation festgestellt werden (R=-0.25; p<0.05). Je mehr Felchen gefangen wurden, desto weniger Rötel gingen ins Netz (Abbildung 4-4). Vermutlich hängt diese gegensätzliche Entwicklung mit dem Fangverhalten der Fischer zusammen, die sich bei hohen Felchenfängen insbesondere auf diese fokusieren und ihre Fangtechniken und -orte entsprechend anpassen.

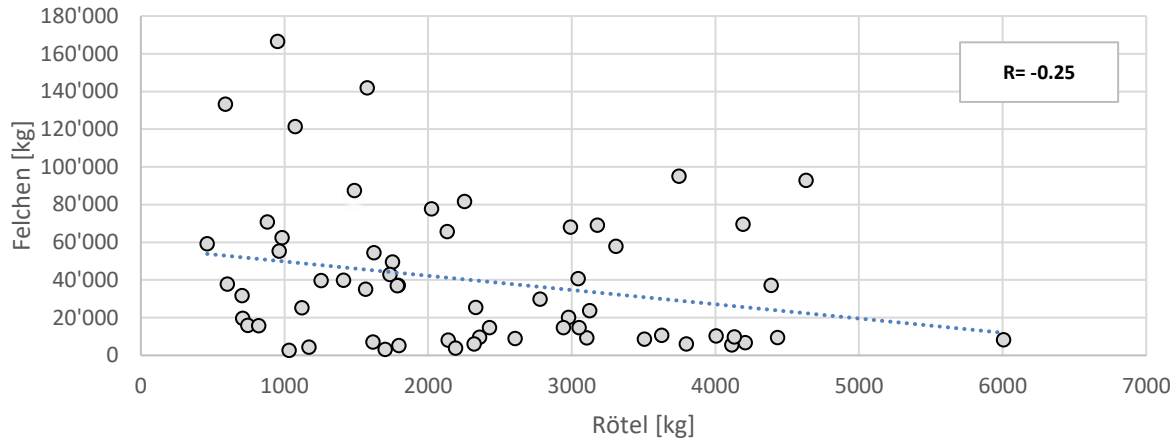

Abbildung 4-4: Korrelation von Felchen- und Rötefängen der Berufsfischer im Zugersee.

4.3 Entwicklung der Besatzzahlen

Die Felchen-Besatzzahlen schwanken von Jahr zu Jahr, haben aber in den letzten Jahren (mit zuletzt 26'000'000 eingesetzten Felchen im Jahr 2020) zugenommen und liegen heute deutlich über dem langjährigen Durchschnitt von ca. 10'000'000 (Abbildung 4-5). Die Entwicklung der Besatzzahlen wiederspiegelt die beim Laichfischfang gefangene Anzahl Felchen, welche wiederum zu höheren Besatzzahlen führten. Der überaus grösste Teil wird als Brütlinge in den Zugersee eingesetzt. Der Anteil Sömmerlinge am Besatz liegt jeweils unter 10 %.

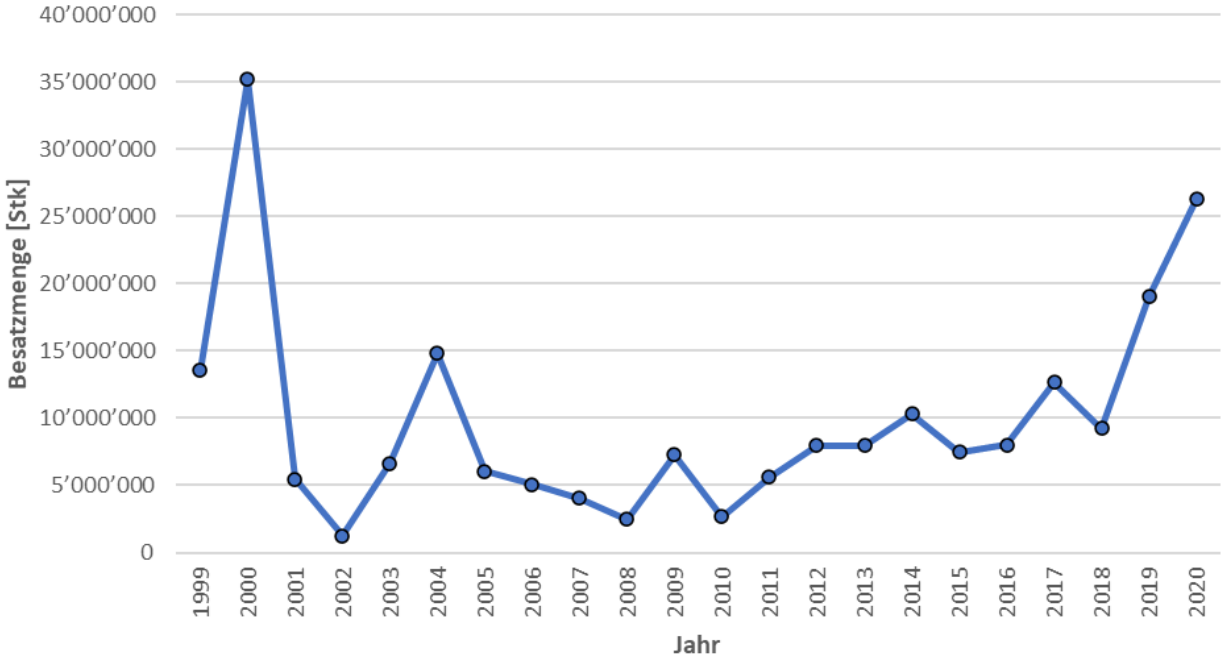

Abbildung 4-5: Entwicklung der Felchen-Besatzzahlen (Brut + Sömmerlinge).

4.4 Korrelation zwischen Besatz- und Fangzahlen

Unter der Annahme, dass Felchen ab dem 3. Lebensjahr gefangen werden, wurden die totalen Besatzzahlen (Brütlinge + Sömmerlinge) mit den Felchenfängen drei Jahre später verglichen (Abbildung 4-6).
Ein klares Muster scheint sich nicht abzuzeichnen. Die Besatzzahlen sind 2016 bis 2018 in etwa konstant geblieben und trotzdem sind die Fangerträge drei Jahre später (2019 bis 2021) immer mehr angestiegen. 2019 war der Besatz mit 19'000'000 einiges höher als in den Vorjahren, auch die Fangerträge sind 2022 am Höchsten ausgefallen. Aufgrund der vorliegenden Daten kann davon ausgegangen werden, dass die höheren Besatzzahlen der letzten Jahren eine Folge der höheren Bestandsdichte/Laichfischfänge ist und nicht als Ursache für den zunehmenden Bestand angesehen werden kann.

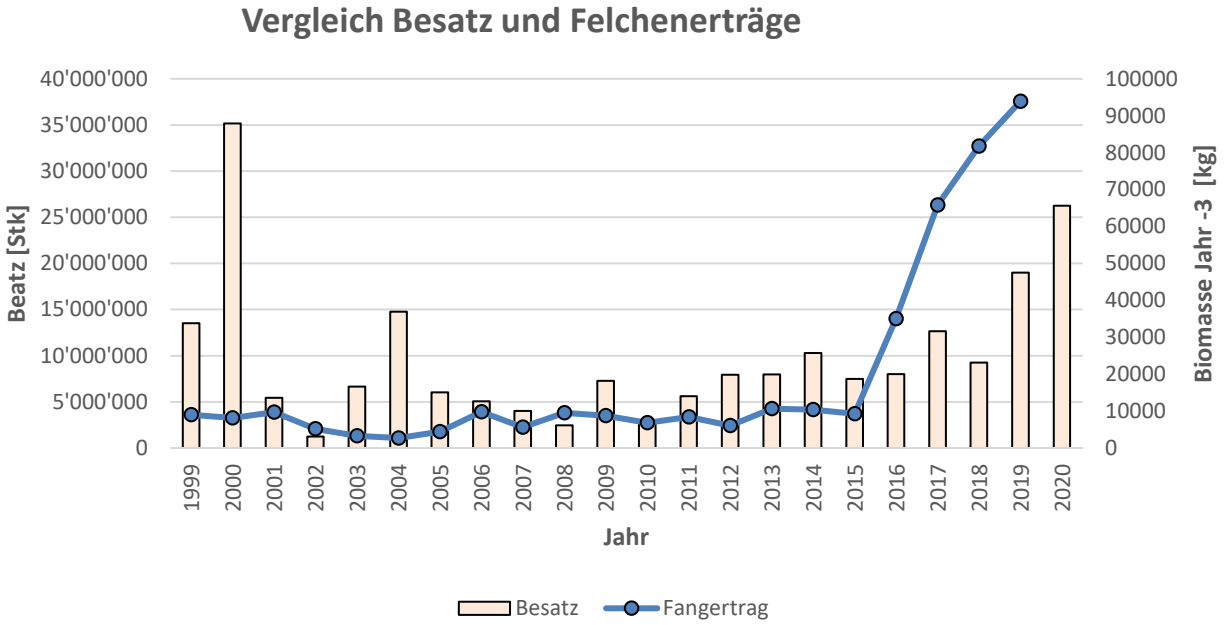

Abbildung 4-6: Vergleich der Besatzzahlen mit den Felchenfangerträgen drei Jahre später.

4.5 Entwicklung des Durchschnittsgewichts der Felchen

Daten aus dem Laichfischfang von 2005 dokumentieren für laichreife Tiere eine mittlere Länge von 33 cm, wobei ihr Alter nicht bekannt war [31].
Seit 2007 werden neben dem Gesamtgewicht auch die Anzahl gefangener Felchen der Berufsfischer angegeben. Anhand dieser Daten lässt sich das mittlere Gewicht der Felchen berechnen und die Entwicklung des Gewichts darstellen. Während die laichreifen Fische 2007 rund 270 g betrugen, liegen die Durchschnittsgewichte heute bei 330 g, wobei auch heute ihr Alter beim Fang unbekannt ist (Abbildung 4-7). Die Gewichtszunahme beim Laichfischfang könnte jedoch ein Hinweis auf ein leicht besseres Wachstum der Felchen darstellen. Wobei hier zu bemerken ist, dass schon 2009 etwa ähnlich schwere Fische gefangen wurden, die Anzahl der gefangenen Individuen war allerdings damals deutlich geringer, was wiederum für eine Zunahme des Bestands spricht.

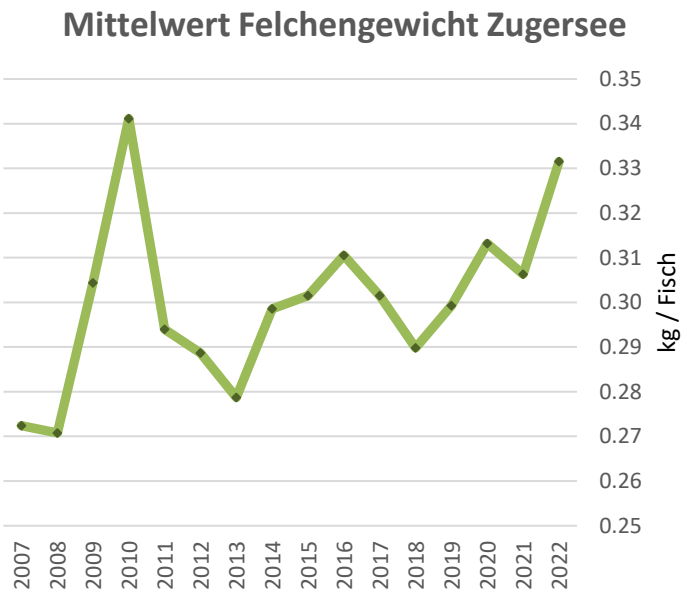

Abbildung 4-7: Das Durchschnittsgewicht der Felchen hat sich in den letzten Jahren von 270 g auf 330 g erhöht.

4.6 Fangaufwand und Bestandsentwicklung

Genaue Daten zum Fangaufwand der Berufsfischer und der Angelfischer liegen nicht vor. Derzeit sind sieben Berufsfischer zu unterschiedlichen Stellenprozenten aktiv. Bis 2022 machten die Berufsfischer insgesamt 540 Stellenprozente aus, heute sind es mit 480 Stellenprozenten etwas weniger. Rund 800 Jahrespatente für Freizeitangler werden jährlich ausgestellt. Diese hielten sich die letzten 10 Jahre in etwa konstant. Vor 2009 waren es rund 200 mehr. Anhand dieser Daten lässt sich keine Aufwandkorrigierten Fangentwicklungen (CPUE) ableiten, die einen Hinweis auf die Bestandsentwicklung liefern würden. Da auch kein standardisiertes Monitoring des Felchenbestands durchgeführt wird, kann heute anhand der vorliegenden Daten nicht beurteilt werden, ob es zu einer Bestandszunahme der Felchen im See gekommen ist.

Mündliche Angaben von den Berufsfischern (Pers. Mitteilungen Roman Keller, Pascal Reichlin) legen nahe, dass heute weniger Netze ausgelegt werden als noch vor einigen Jahren. Entgegen der aufgestellten Hypothese scheint demnach heute nicht ein erhöhter Befischungsdruck vorzuliegen. Dies wiederum stützt die Hypothese, dass der Felchenbestand deutlich zugenommen haben muss.

Der Peak der Felchenfänge, der in den 90er Jahren im Zugersee beobachtet wurde kann auch in anderen Schweizer Seen beobachtet werden (Abbildung 4-8). Zu dieser Zeit waren demnach viele Seen in der Schweiz ertragsreich. Der anfang der 80er Jahre im Zugersee beobachtete erhöhte Fangertrag konnte schweizweit nicht festgestellt werden , wobei hier zu beachten ist, dass vor 1989 nicht alle Kantone standardisierte Fangstatistiken führten.

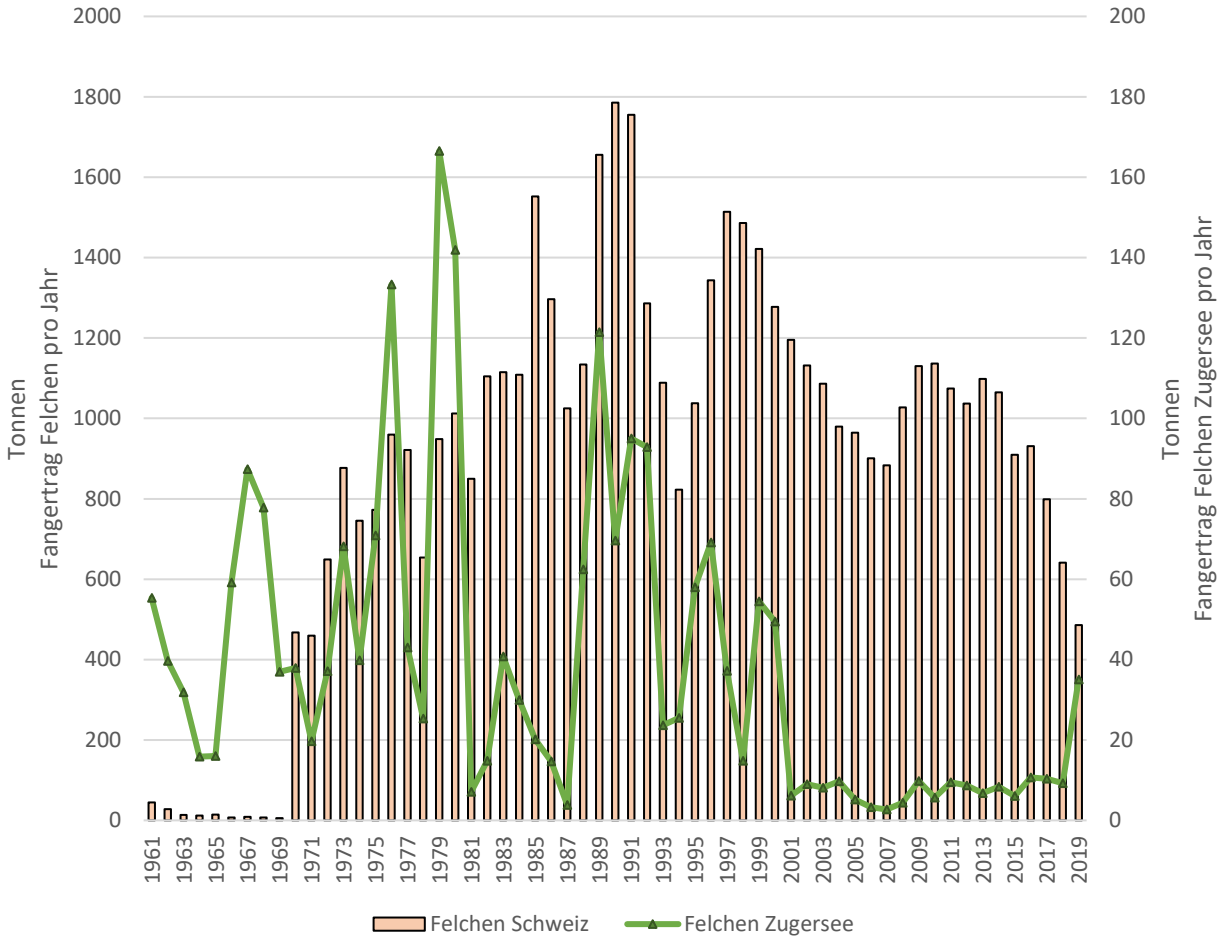

Abbildung 4-8: Felchenfänge in allen Schweizer Grossseen seit 1961.

Werden die Daten der einzelnen Seen betrachtet, lässt sich nach den 90er Jahren ein starker Felchenfangrückgang feststellen (Abbildung 4-9). Lediglich der Sempachersee und der Thunersee weisen heute höhere Fangzahlen auf im Vergleich zu damals.

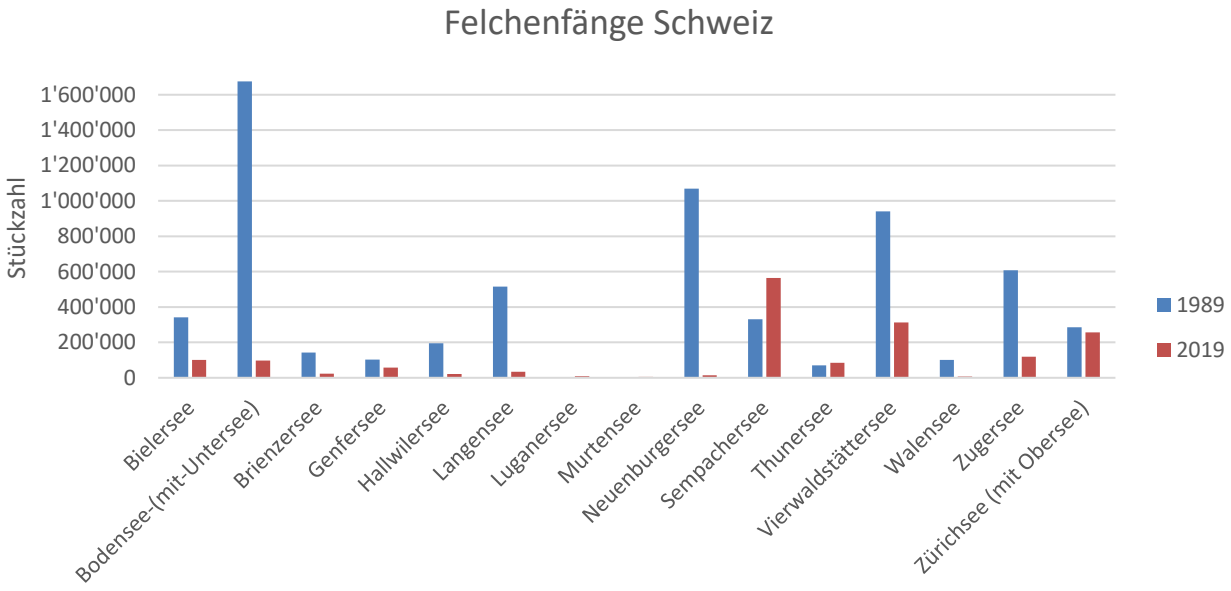

Abbildung 4-9: Vergleich der Felchenfänge in 15 Schweizer Grossseen zwischen 1989 und 2019.

Beim Vergleich des Felchenertrags pro km² Seefläche, lässt sich erkennen, dass gewisse Seen wie der Vierwaldstättersee, Walensee, Neuenburgersee und Thunersee eher geringe Schwankungen in den Fangerträgen aufweisen. Hingegen zeigen Zugersee und Sempachersee grössere Schwankungen (Abbildung 4-10).

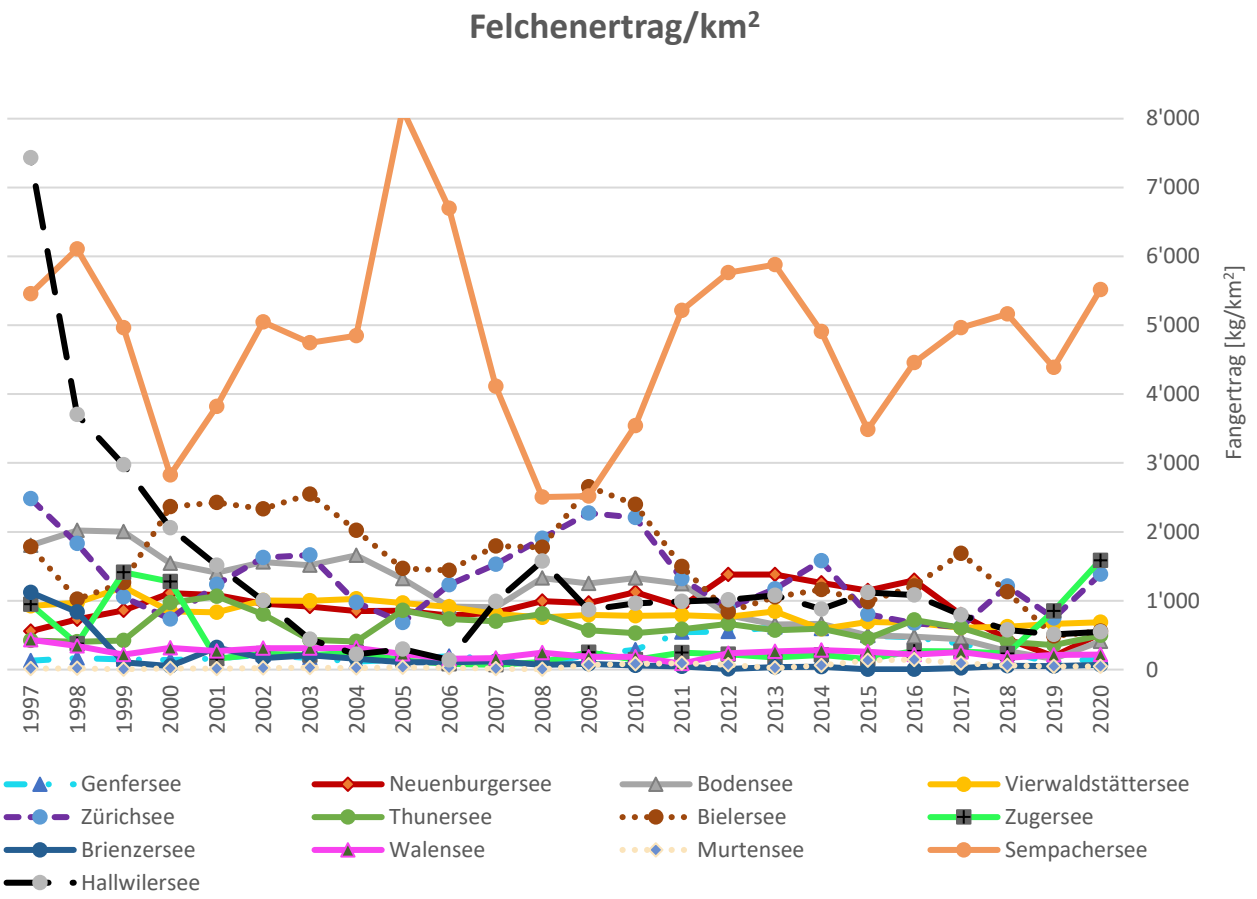

Abbildung 4-10: Felchenertrag pro Seefläche in 13 Schweizer Grossseeen.

Ein Vergleich von Seen mit ähnlichen Eigenschaften in Bezug auf den Nährstoffhaushalt zeigt, dass in der Vergangenheit viele dieser Seen ebenfalls Schwankungen in den Fängen aufwiesen [32]. Während der Zugersee seit 2019 hohe Fangerträge liefert, war dies beim Hallwilersee 2008 der Fall. Beim Sempachersee konnten erhöhte Erträge sowohl 2005 als auch 2013 beobachtet werden (Abbildung 4-11). Nährstoffreiche Seen scheinen somit eher Schwankungen unterworfen zu sein. Beobachtete Ertragspeaks halten meistens jedoch nur für 2–3 Jahre an, bevor die Fänge wieder deutlich sinken. Solche zyklischen Entwicklungen der Bestandesdichten werden durch intraspezifische Konkurrenz erklärt [32].

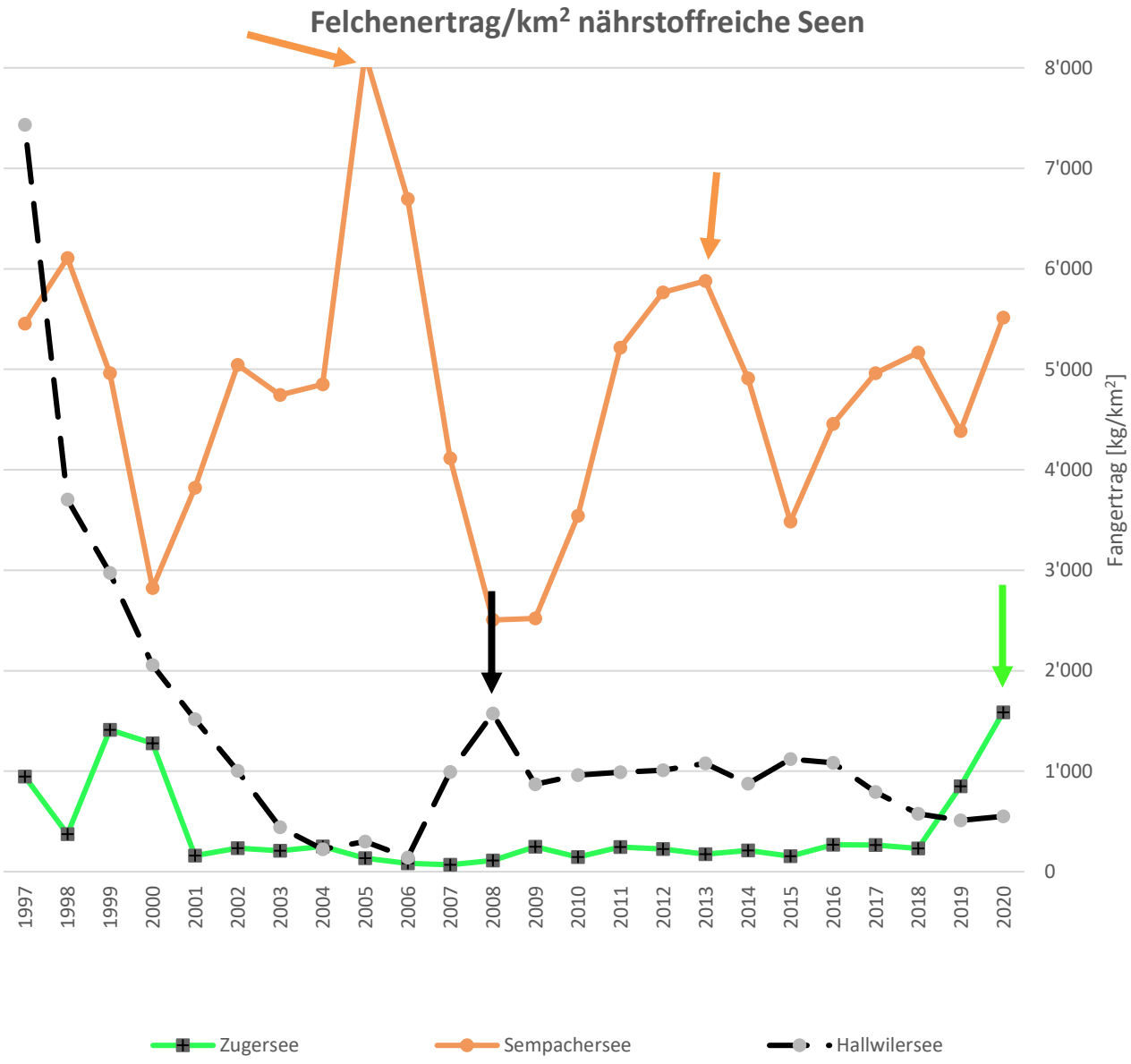

Abbildung 4-11: Felchenertrag pro Seefläche im Zugersee, Sempachersee und Hallwilersee.

4.7 Prädation

Dass eine verminderte Prädation die Felchenerträge anstiegen liess, erscheint eher unwahrscheinlich. Die Fangerträge von Hechten im Zugersee hat sich seit 2014 mehr als verdreifacht. Während fischfressende Vögel wie der Gänsesäger in den letzten Jahren konstant blieben, hat sich die Kormoranpopulation mit dem Anstieg der Felchenerträge ebenfalls mehr als verdoppelt (Abbildung 4-12).

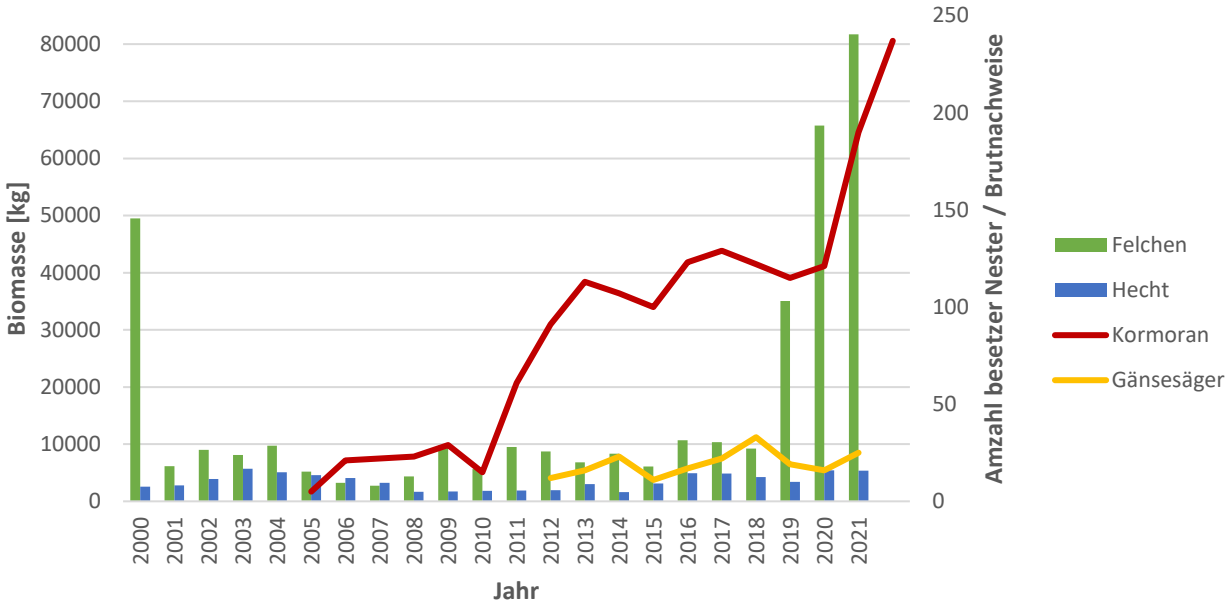

Abbildung 4-12: Anstieg des Felchenertrags mit dem Anstieg der Prädatoren (Daten Vogelwarte Sempach).

4.8 Zeitliche Entwicklung der abiotischen Eigenschaften der Seeschichten

4.8.1 Temperatur

Während der geschichteten Periode im Sommer/Herbst zeigten alle Wasserschichten einen positiven Temperaturtrend über die Jahre: Die Temperatur des Hypolimnions hat sich durchschnittlich um 0.44 °C, die des Metalimnions um 1.03 °C und die des Epilimnions sogar um 1.29 °C pro 10 Jahre erhöht (Abbildung 4-13). Dabei fluktuierte die Temperatur der oberen Wasserschichten (Epi- und Metalimnion) stärker zwischen den Jahren als die Temperatur des Tiefenwassers (Hypolimnion).

Ähnlich erwärmte sich die Oberflächenschicht während der Zeitperiode der Larvalentwicklung im Frühling um 0.93 °C pro 10 Jahre.

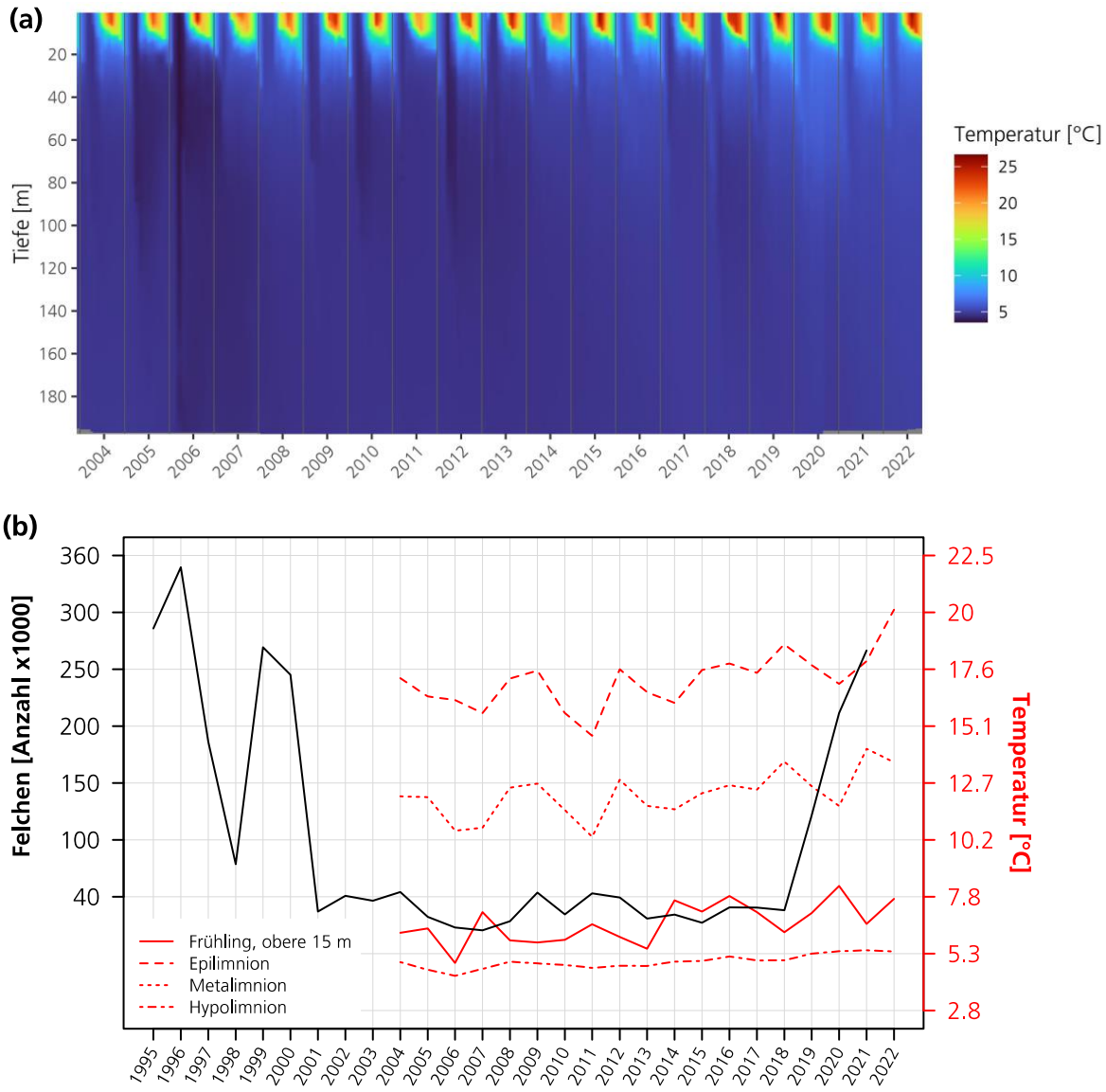

Abbildung 4-13: Interpoliertes Temperatur-Tiefenprofil des Zugersees (2004–2022). (b) Zeitliche Entwicklung der jährlichen Felchenfänge (schwarz) und der Temperatur in der Oberflächenschicht (< 15 m) während der Larvalentwicklung im Frühling, sowie der Temperatur im Epi-, Meta- und Hypolimnion (rot) während der geschichteten Periode im Sommer/Herbst.

4.8.2 Sauerstoff

Während der geschichteten Periode im Sommer/Herbst zeigte der Sauerstoffgehalt des Epi- und Metalimnions einen positiven Trend über die Jahre: Im Epilimnion nahm der Sauerstoffgehalt um 0.59 mg/L und im Metalimnion sogar um 1.21 mg/L pro 10 Jahre zu. Hingegen nahm der Sauerstoffgehalt im Hypolimnion mit 0.53 mg/L pro 10 Jahre ab (Abbildung 4-14).

Die höchste Sauerstoffkonzentration war in der Oberflächenschicht während der Larvalentwicklung im Frühling zu verzeichnen (maximal 11.5 mg/L im April) (Abbildung 4-15). Zudem nahm der Sauerstoffgehalt in dieser Schicht zu dieser Jahreszeit um 0.52 mg/L pro 10 Jahre zu.

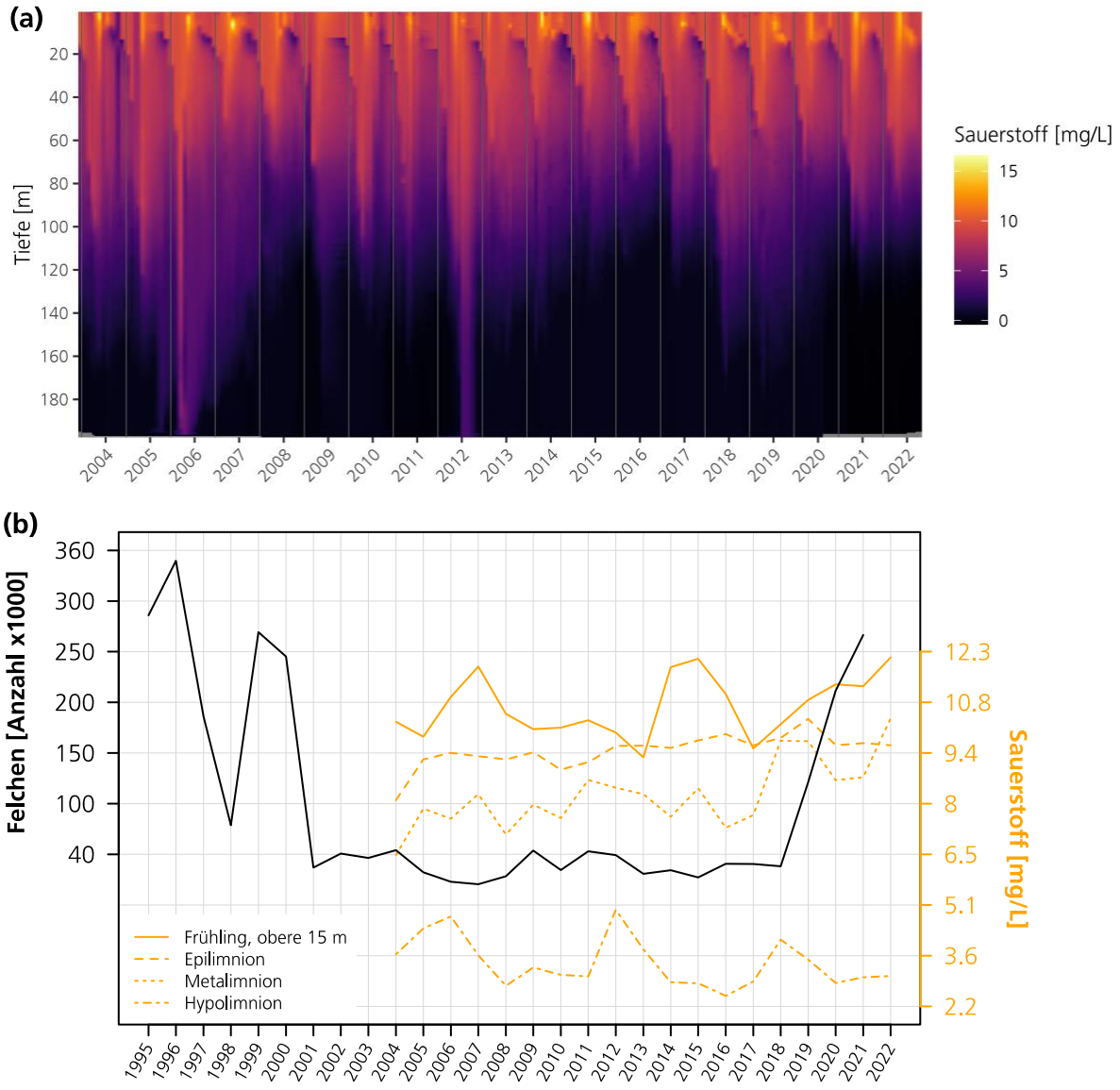

Abbildung 4-14: (a) Interpoliertes Sauerstoff-Tiefenprofil des Zugersees (2004–2022). (b) Zeitliche Entwicklung der jährlichen Felchenfänge (schwarz) und des Sauerstoffgehalts in der Oberflächenschicht (< 15 m) während der Larvalentwicklung im Frühling, sowie des Sauerstoffgehalts im Epi-, Meta- und Hypolimnion (gelb) während der geschichteten Periode im Sommer/Herbst.

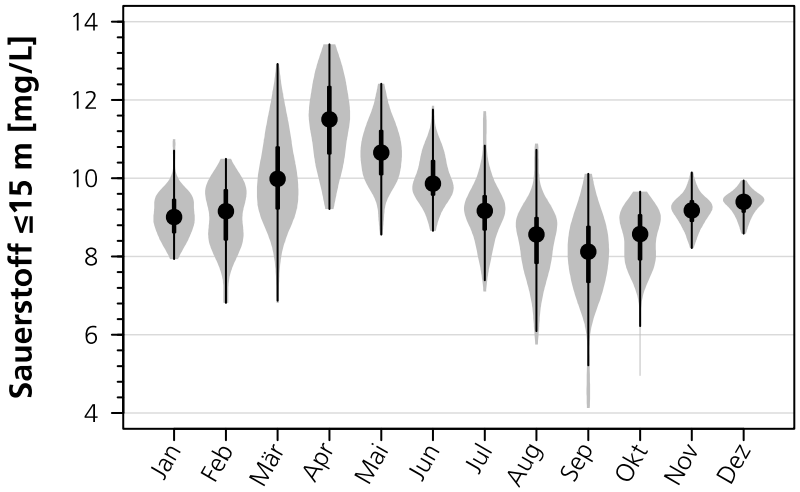

Abbildung 4-15: Violindiagramm des monatlichen Sauerstoffgehalts der Oberflächenschicht (≤ 15 m). Dargestellt sind der Median (schwarzer Punkt), Interquartilsbereich (dicke schwarze Linie), 1.5x Interquartilsbereich (dünne schwarze Linie), sowie eine Kernel-Dichte-Schätzung (grauer Bereich) um die Verteilungsform der Daten anzuzeigen.

4.8.3 Phosphat

Bis 2013 nahm der Phosphatgehalt während der geschichteten Periode im Sommer/Herbst in allen Schichten stetig ab (Epilimnion: 4 µg/L pro 10 Jahre; Metalimnion: 9 µg/L pro 10 Jahre; Hypolimnion: 45 µg/L pro 10 Jahre). Zwischen 2013 und 2017 stieg der Phosphatgehalt im Hyoplimnion von 96 µg/L wieder auf 116 µg/L, bevor er 2018 aber wieder zu fallen beging und seither bei ca. 106 µg/L stagnierte. Im Epi- und Metalimnion stagnierte der Phosphatgehalt seit 2013 bei ca. 2 µg/L (Epilimnion) bzw. 3 µg/L (Metalimnion) (Abbildung 4-16). Betrachtet man die Phosphorkonzentration über die gesamte Seetiefe während der Frühjahrszirkulation, befindet sich der Zugersee gemäss OECD-Studie [33] mit 99 µg/L im Jahre 2022 immer noch in einem eutrophen bis hypereutrophen Zustand.

Während der Larvalentwicklung im Frühling nahm der Phosphatgehalt der Oberflächenschicht ebenfalls kontinuierlich um 24 µg/L pro 10 Jahre ab.

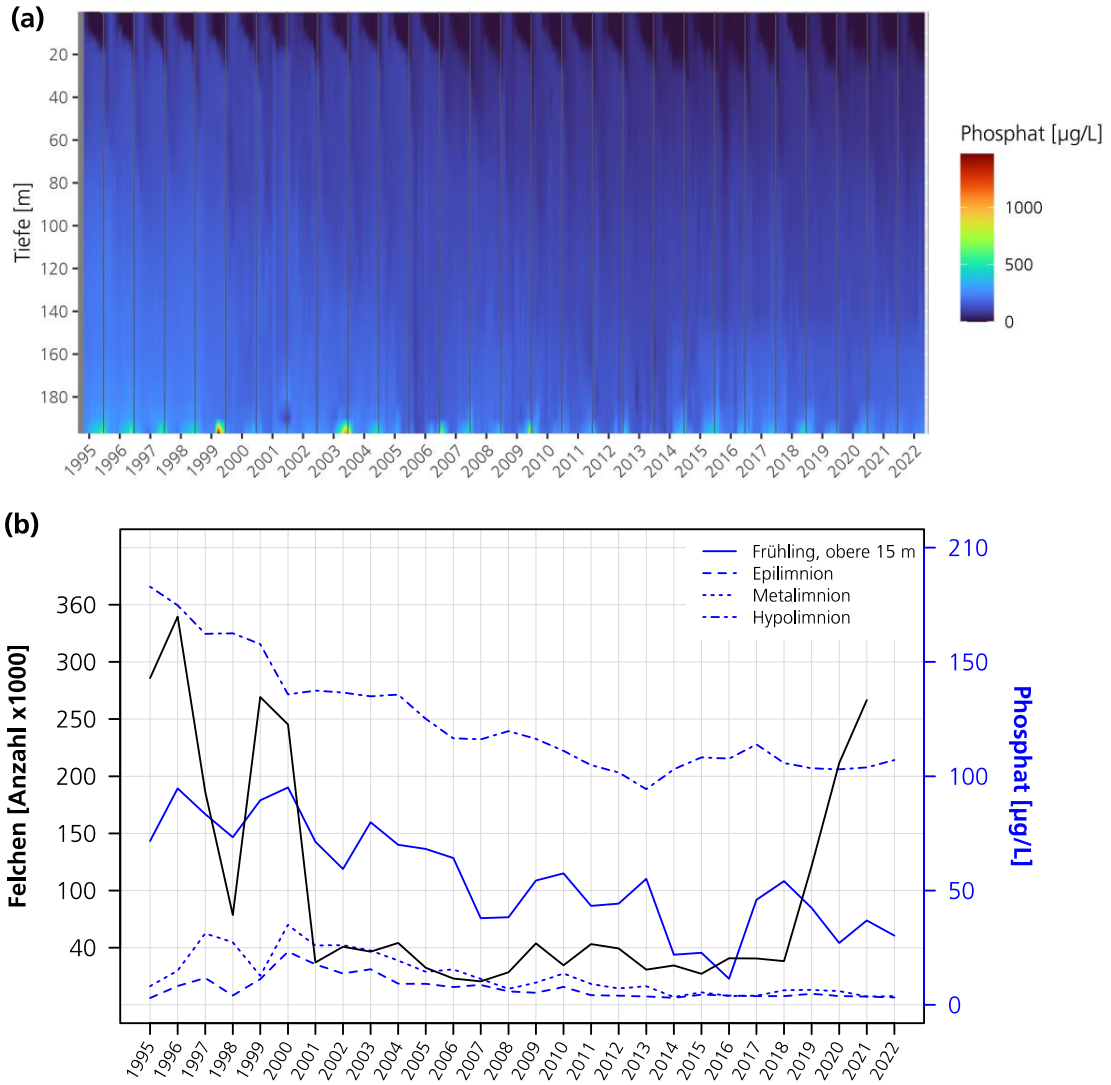

Abbildung 4-16: (a) Interpoliertes Phosphat-Tiefenprofil des Zugersees (1995–2022). (b) Zeitliche Entwicklung der jährlichen Felchenfänge (schwarz) und der Phosphatkonzentration in der Oberflächenschicht (< 15 m) während der Larvalentwicklung im Frühling, sowie der Phosphatkonzentration im Epi-, Meta- und Hypolimnion (blau) während der geschichteten Periode im Sommer/Herbst.

4.8.4 Ammonium

Der Ammoniumgehalt fluktuierte (insbesondere in früheren Jahren und im Hypolimnion) relativ stark zwischen den einzelnen Jahren. Zeitliche Trends sind demnach nur schwer zu erkennen (Abbildung 4-17).

Über die Jahre nahm die Ammoniumkonzentration während der geschichteten Periode im Sommer/Herbst aber in allen Schichten ab (Epilimnion: 4 µg/L pro 10 Jahre; Metalimnion: 4 µg/L pro 10 Jahre; Hypolimnion: 2 µg/L pro 10 Jahre). Zudem schien sich die Konzentration im Epi- und Metalimnion seit 2011 auf ein relatives tiefes Niveau eingependelt zu haben (13 µg/L).

Während der Larvalentwicklung im Frühling nahm die Ammoniumkonzentration der Oberflächenschicht ebenfalls um 4 µg/L pro 10 Jahre ab.

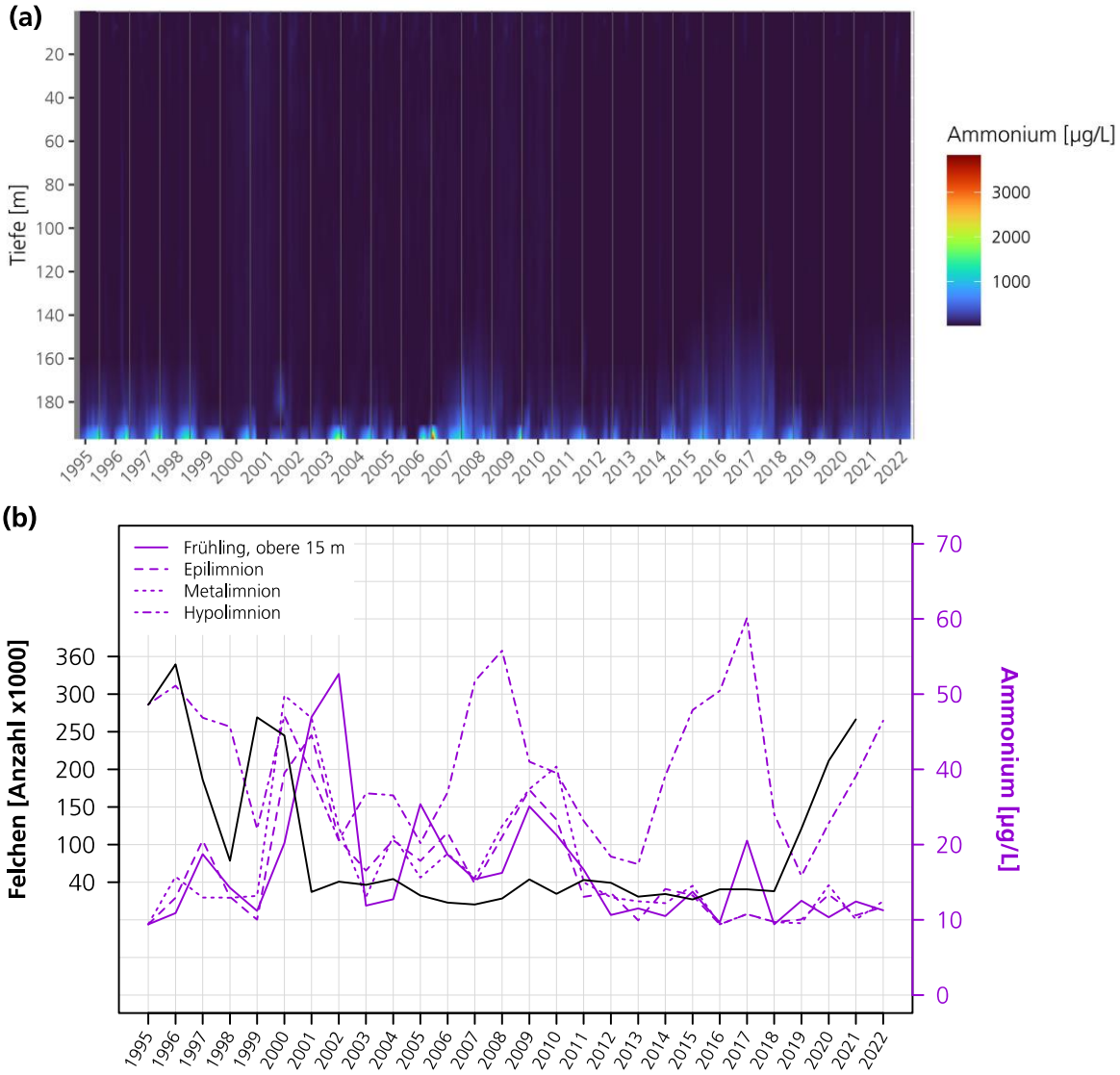

Abbildung 4-17: (a) Interpoliertes Ammonium-Tiefenprofil des Zugersees (1995–2022). (b) Zeitliche Entwicklung der jährlichen Felchenfänge (schwarz) und der Ammoniumkonzentration in der Oberflächenschicht (< 15 m) während der Larvalentwicklung im Frühling, sowie der Ammoniumkonzentration im Epi-, Meta- und Hypolimnion (lila) während der geschichteten Periode im Sommer/Herbst.

4.8.5 Chlorophyll a

Die Chlorophyll a-Konzentration war durchschnittlich am höchsten in der Oberflächenschicht während der Larvalentwicklung im Frühling (ø 5.16 µg/L). Zudem nahm die Konzentration in dieser Schicht um 2.84 µg/L pro 10 Jahre zu.

Während der geschichteten Periode im Sommer/Herbst war die Chlorophyll a-Konzentration ebenfalls hoch in den oberen Wasserschichten und nahm mit zunehmender Wassertiefe ab (Hypolimnion: 1 µg/L; Metalimnion: 2.74 µg/L; Epilimnion: 2.96 µg/L). Auch während der geschichteten Periode nahm die Konzentration über die Jahre zu. Dies in allen, aber insbesondere in den oberen Wasserschichten: Pro 10 Jahre um 0.69 µg/L im Epilimnion, 0.79 µg/L im Metalimnion und 0.14 µg/L im Hypolimnion (Abbildung 4-18).

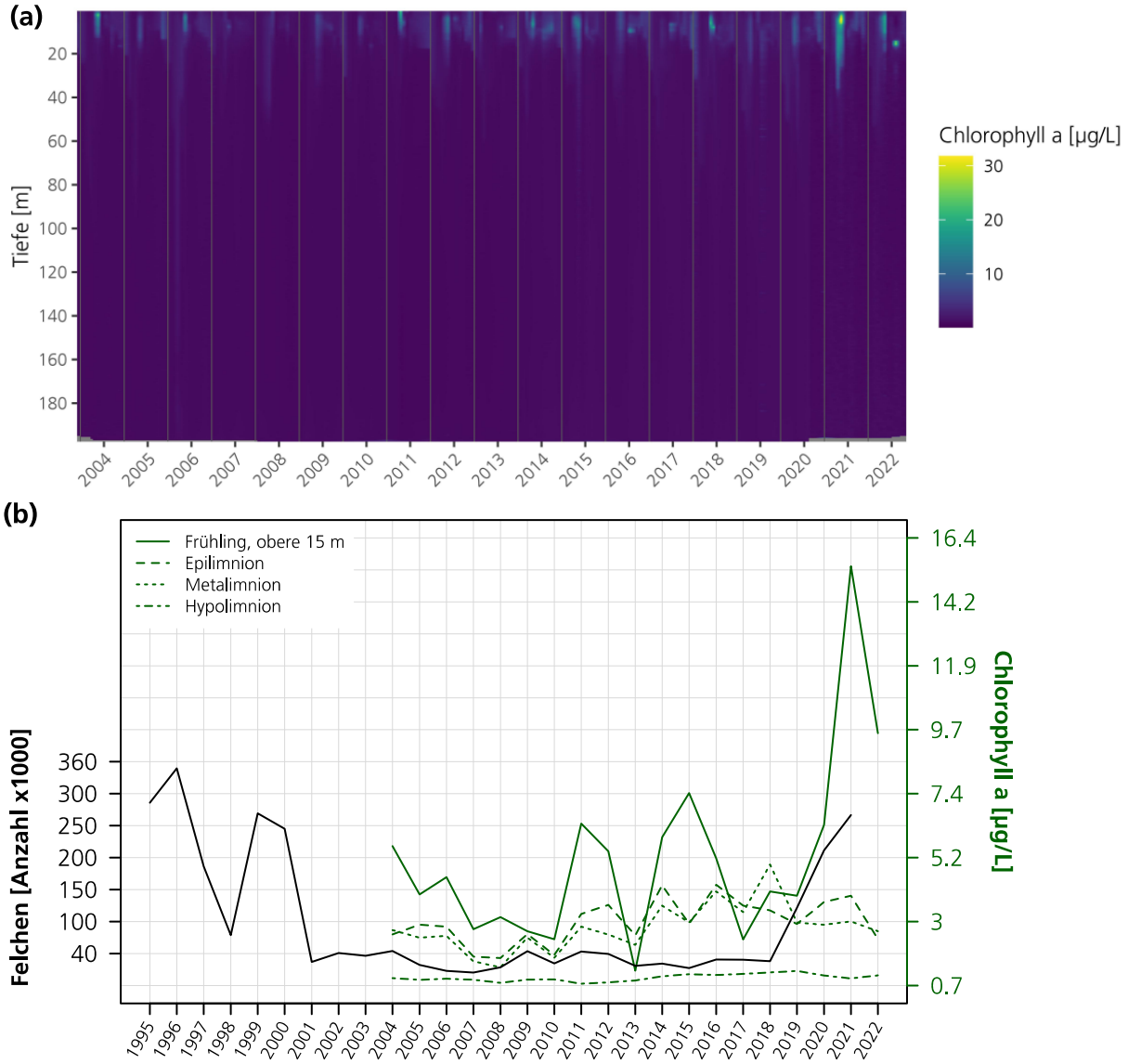

Abbildung 4-18: (a) Interpoliertes Chlorophyll a-Tiefenprofil des Zugersees (2004–2022). (b) Zeitliche Entwicklung der jährlichen Felchenfänge (schwarz) und der Chlorophyll a-Konzentration in der Oberflächenschicht (< 15 m) während der Larvalentwicklung im Frühling, sowie der Chlorophyll a-Konzentration im Epi-, Meta- und Hypolimnion (grün) während der geschichteten Periode im Sommer/Herbst.

4.8.6 Geeigneter Bereich für Felchen

Basierend auf den Temperatur- (<20 °C) und Sauerstoffanforderungen (>4 mg/L) von Felchen (siehe Kap. 3.7.2.), konnten über das Jahr im Durchschnitt 86 m der Wassersäule von adulten Felchen genutzt werden. Dieser geeignete Bereich nahm zwar über die Jahre aufgrund des abnehmenden Sauerstoffgehalts im Tiefenwasser von unten her mit durchschnittlich 13 m pro 10 Jahren ab, betrug im Jahre 2022 aber immer noch 78 m (Abbildung 4-19 a; Abbildung 4-20). Dies korreliert mit den Beobachtungen im Projet Lac, bei welchem 2014 unterhalb 80 m keine Fische mehr gefangen wurden [8]. Der Bereich der geeignete Bedingungen für adulte Felchen bietet, war dabei in den oberen Schichten während der Frühjahrszirkulation am grössten, da in diesen die höchsten Sauerstoffkonzentrationen und besten Temperaturverhältnisse von 6–8 °C vorherrschen (Abbildung 4-21 a).

Der Bereich der optimale Bedingungen mit Temperaturen von 10–16 °C für die Larven bietet, war während der Larvalentwicklung im März/April durchschnittlich lediglich 0.7 m gross (Abbildung 4-21 b). Durch die Erwärmung der Wassertemperatur im Frühling vergrösserte sich dieser Bereich hingegen um 0.65 cm pro 10 Jahre (Abbildung 4-20).

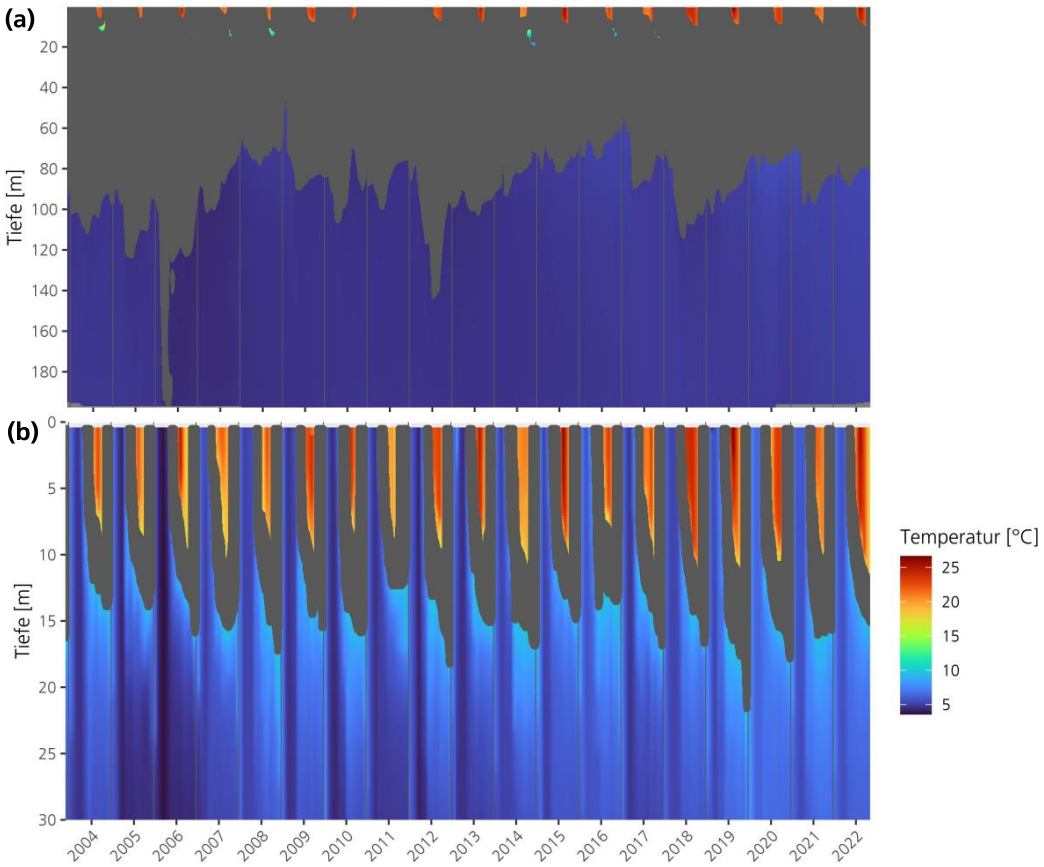

Abbildung 4-19: (a) Interpoliertes Temperatur-Tiefenprofil des Zugersees (2004–2022). In grau ist der basierend auf den Temperatur- und Sauerstoffanforderungen von Felchen geeignete Bereich dargestellt. (b) Interpoliertes Temperatur-Tiefenprofil des Zugersees (2004–2022). In grau ist der für die Larvalentwicklung optimale Temperaturbereich (10-16°C) dargestellt.

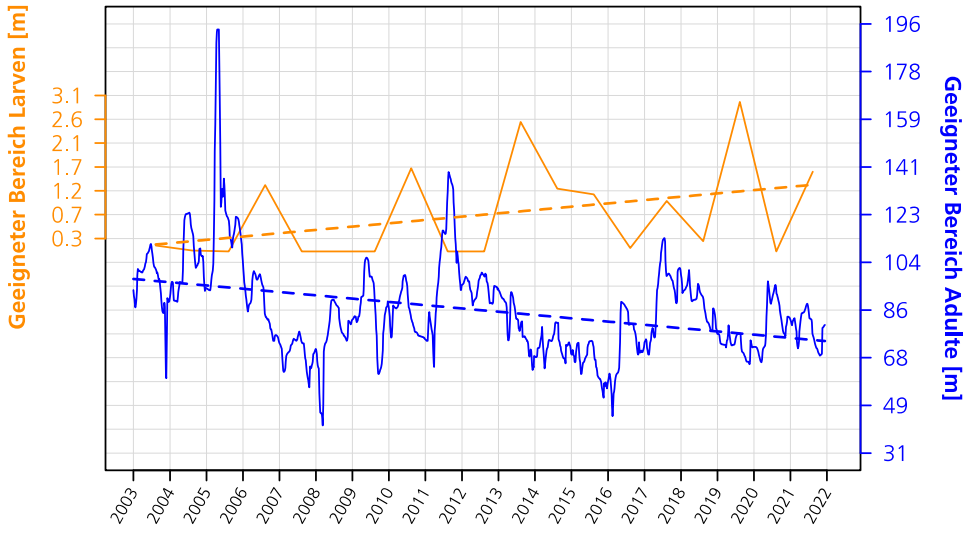

Abbildung 4-20: Zeitliche Entwicklung des Bereichs der optimale Temperaturbedingungen für die Larvalentwicklung im März/April bietet (orange) sowie des Bereichs der von adulten Felchen genutzt werden kann (bezüglich Temperatur und Sauerstoffgehalt) (blau). Die gestrichelten Linien entsprechen den linearen Trend

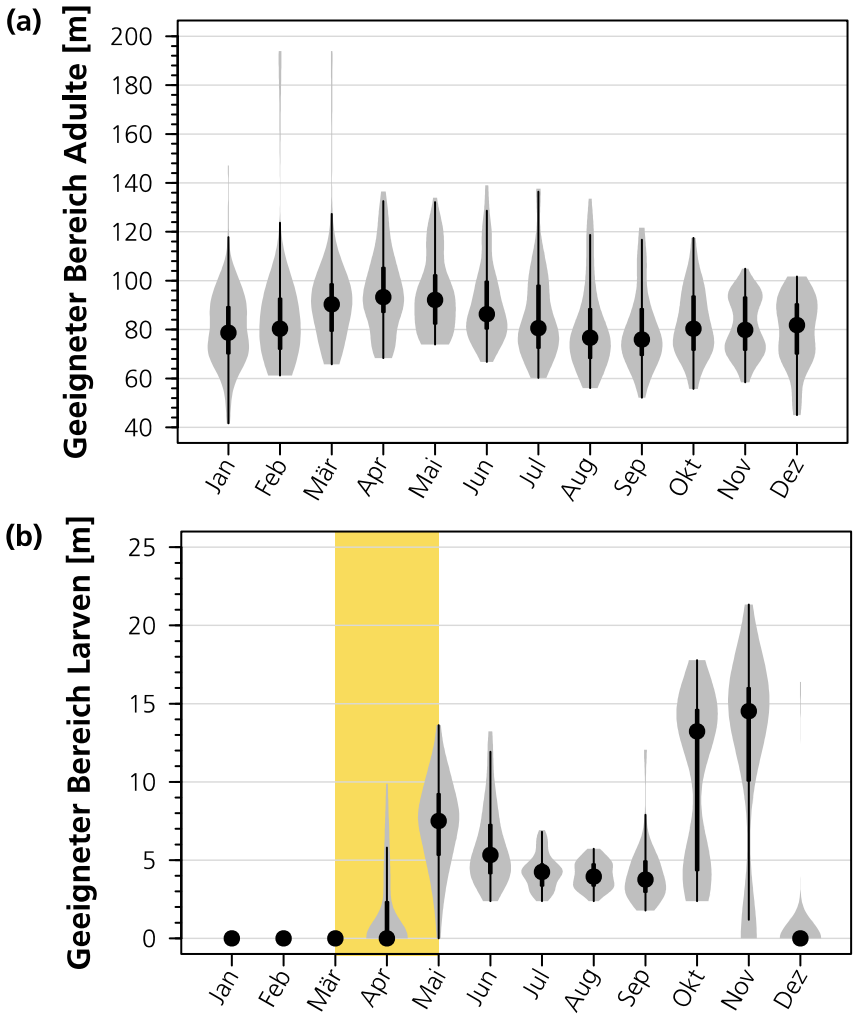

Abbildung 4-21: Violindiagramme des monatlichen für (a) adulte Felchen und (b) Larven geeigneten Bereichs. Dargestellt sind der Median (schwarzer Punkt), Interquartilsbereich (dicke schwarze Linie), 1.5x Interquartilsbereich (dünne schwarze Linie), sowie eine Kernel-Dichte-Schätzung (grauer Bereich) um die Verteilungsform der Daten anzuzeigen. In (b) ist zudem der Zeitraum des Larvenschlupfes markiert (gelber Balken).

4.9 Zeitliche Entwicklung der abiotischen Eigenschaften der Seeschichten

4.9.1 Beginn Winterzirkulation

Das erste Datum im Herbst, an dem das Epi-, Meta- und Hypolimnion anhand der Temperaturverhältnisse nicht mehr auseinander gehalten werden konnte, wurde als Beginn der Winterzirkulation definiert. Über die Jahre verspätete sich der Beginn der Winterzirkulation um 5 Tage pro 10 Jahre von Mitte gegen Ende November.

4.9.2 Maximale Tiefe der Thermokline

Die maximale Tiefe der Thermokline vertiefte sich über die Jahre um durchschnittlich 16 m pro 10 Jahre (Abbildung 4-22). Mit anderen Worten, die Schicht mit durchmischtem Oberflächenwasser wurde grösser.

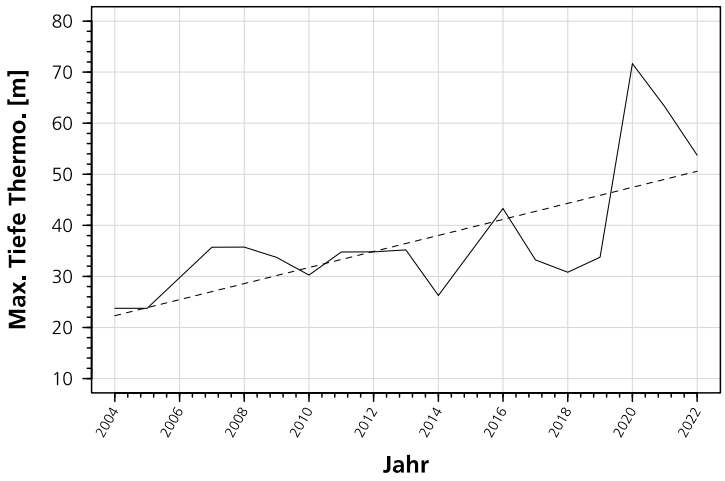

Abbildung 4-22: Zeitliche Entwicklung der maximalen Tiefe der Thermokline. Die gestrichelte Linie entspricht dem linearen Trend über die Jahre.

4.9.3 Windeinfluss auf die Tiefe der Thermokline

Im Winter vertiefte sich die Thermokline mit zunehmenden Windstress, nicht jedoch im Sommer (Abbildung 4-23 a). Mit zunehmendem Windstress erhöhte sich zudem die Wahrscheinlichkeit für eine Volldurchmischung im Winter (d.h. Phasen ohne Thermokline; Abbildung 4-23 b).

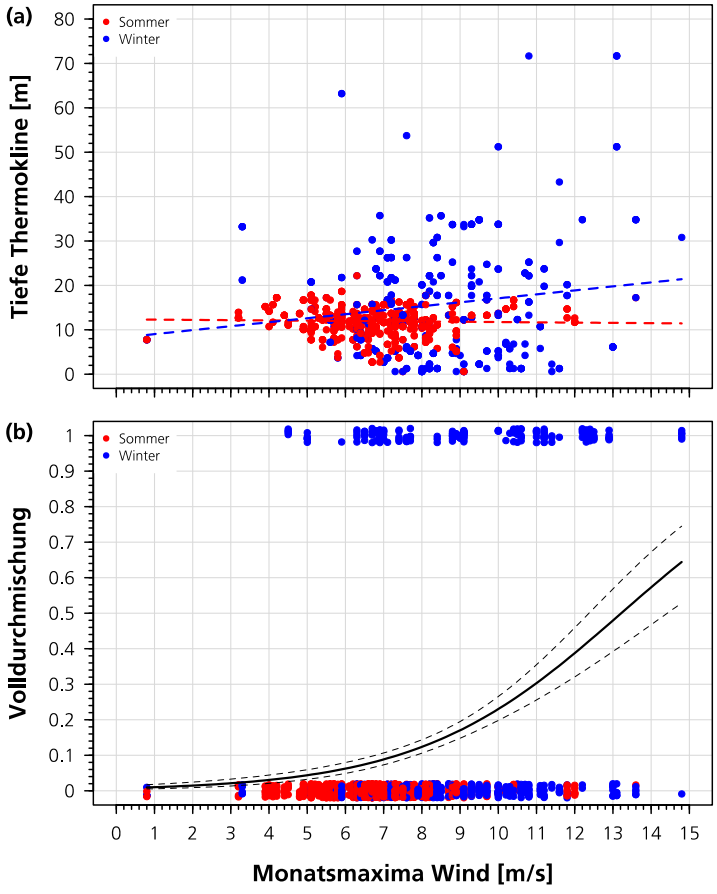

Abbildung 4-23: (a) Tiefe der Thermokline in Abhängigkeit der monatlichen Maxima der Windstärke bei der Messstation «Cham (CHZ)» im Sommer (rot) und Winter (blau). Die gestrichelten Linien entsprechen den linearen Trends über die Jahre. (b) Wahrscheinlichkeit für eine Volldurchmischung (± 95 % Vertrauensintervall) als Funktion der monatlichen Maxima der Windstärke bei der Messstation «Cham (CHZ)». Bei den Rohdaten (1=durchmischt; 0=geschichtet) wird zudem zwischen Sommer (rot) und Winter (blau) unterschieden.

4.9.4 Brunt-Väisäla-Frequenz

Das Quadrat der Brunt-Väisäla-Frequenz in der Tiefe der Thermokline betrug im Durchschnitt 0.002 s^{-2} im Sommer und 0 s^{-2} im Winter. Während ein leichter positiver Trend über die Jahre im Sommer zu verzeichnen war (0.0002 s^{-2} pro 10 Jahre), veränderte sich das Quadrat der Frequenz im Winter nicht (Abbildung 4-24). Das Quadrat der Brunt-Väisäla-Frequenz deutet auf eine stabile Schichtung im Sommer und eine labile Schichtung im Winter hin. Zudem nimmt die Stabilität der Schichtung über die Jahre im Sommer zu.

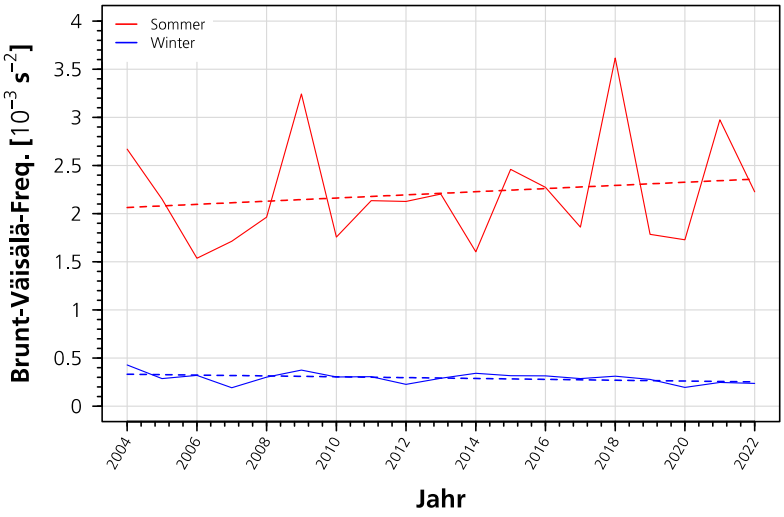

Abbildung 4-24: Zeitliche Entwicklung des Quadrats der Brunt-Väisäla-Frequenz in der Tiefe der Thermokline im Sommer (rot) und Winter (blau). Die gestrichelten Linien entsprechen den linearen Trends über die Jahre.

4.9.5 Schmidt-Stabilität

Die Schmidt-Stabilität betrug im Durchschnitt 8.73 kJ/m^2 im Sommer und 0.76 kJ/m^2 im Winter. Zudem war ein positiver Trend über die Jahre sowohl im Sommer als auch im Winter zu verzeichnen: 1.9 kJ/m^2 pro 10 Jahre im Sommer und 0.19 kJ/m^2 pro 10 Jahre im Winter (Abbildung 4-25). Die Schmidt-Stabilität deutet auf eine Schichtung des Zugersees im Sommer und eine partielle Durchmischung im Winter hin. Die thermische Schichtungsstabilität nimmt aber über die Jahre ganzjährig zu.

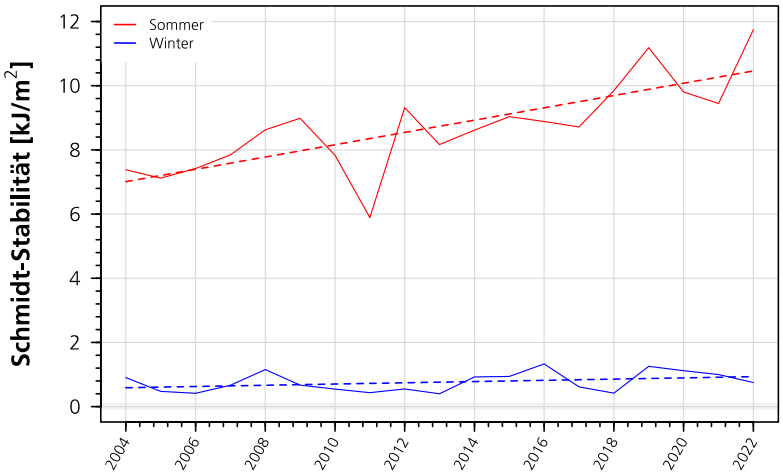

Abbildung 4-25: Zeitliche Entwicklung der Schmidt-Stabilität im Sommer (rot) und Winter (blau). Die gestrichelten Linien entsprechen den linearen Trends über die Jahre.

4.9.6 Lake Number

Die Lake Number betrug im Durchschnitt 89 im Sommer und 14 im Winter. Zudem war ein positiver Trend über die Jahre sowohl im Sommer als auch im Winter zu verzeichnen: 20 pro 10 Jahre im Sommer und 1 pro 10 Jahre im Winter (Abbildung 4-26). Die Lake Number deutet auf eine ausgeprägte Schichtung im Sommer mit einer Zirkulation des Epilimnions durch Windeinwirkung hin. Das Metalimnion wird lediglich im Winter partiell durchmischt. Weiterhin nimmt die Schichtungsstabilität sowohl im Sommer als auch im Winter (auch wenn nur leicht) über die Jahre zu.

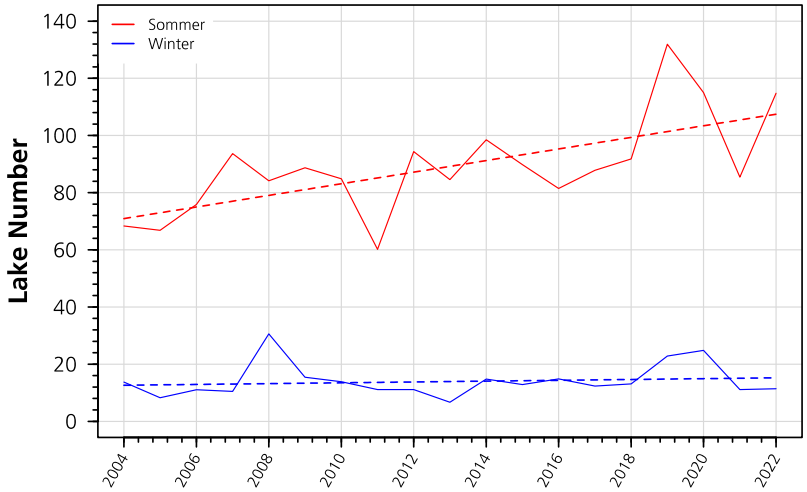

Abbildung 4-26: Zeitliche Entwicklung der Lake Number im Sommer (rot) und Winter (blau). Die gestrichelten Linien entsprechen den linearen Trends über die Jahre.

4.10 Limnologische Einflüsse auf den Felchenbestand

4.10.1 Einflüsse der abiotischen Eigenschaften der Seeschichten

Oberflächenschicht (Frühling)

Die jährlichen Felchenfänge korrelierten signifikant und stark positiv mit der Temperatur (R=0.5; *p<0.05*) und der Chlorophyll a-Konzentration (R=0.5; *p*<0.01) der Oberflächenschicht im Frühling (Abbildung 4-27 a). Die jährlichen Felchenfänge korrelierten jedoch nicht signifikant mit dem Sauerstoffgehalt (R=-0.3; *p*=0.25), Phosphat- (R=0.3; *p*=0.352) oder Ammoniumkonzentration (R=0.0; *p*=0.796, Abbildung 4-27 a).

Epilimnion (Sommer/Herbst)

Die jährlichen Felchenfänge korrelierten positiv mit der durchschnittlichen Temperatur (R=0.3; *p*=0.36) und Chlorophyll a-Konzentration im Epilimnion (R=0.5; *p*=0.3) und negativ mit dem Sauerstoffgehalt (R=-0.1; *p*=0.834) und der Phosphatkonzentration (R=-0.2; *p*=0.662). Jedoch war keine dieser Korrelationen signifikant (Abbildung 4-27 b). Ebenfalls war keine Korrelation mit der Ammoniumkonzentration zu verzeichnen (R=0.0; *p*=0.996).

Metalimnion (Sommer/Herbst)

Die jährlichen Felchenfänge korrelierten positiv, aber nicht signifikant, mit der durchschnittlichen Temperatur (R=0.5; *p*=0.094) und Sauerstoffgehalt (R=0.5; *p*=0.208) im Metalimnion, nicht jedoch

mit der Phosphat- (R=0.0; *p*=0.946), Ammonium- (R=0.1; *p*=0.928) oder Chlorophyll a-Konzentration (r=0.1; *p*=0.918) (Abbildung 4-27 c).

Hypolimnion (Sommer/Herbst)

Die jährlichen Felchenfänge korrelierten signifikant und stark positiv mit der durchschnittlichen Temperatur (R=0.7; *p*<0.001) und nur schwach aber signifikant negativ mit der Ammonium- (R=-0.2; *p>0.05)* und Chlorophyll a-Konzentration (R=-0.2; *p*<0.05) im Hypolimnion. Da das Hypolimnion aber kaum Lebensraum für Felchen bietet, entstehen diese Zusammenhänge mit den Felchenfängen

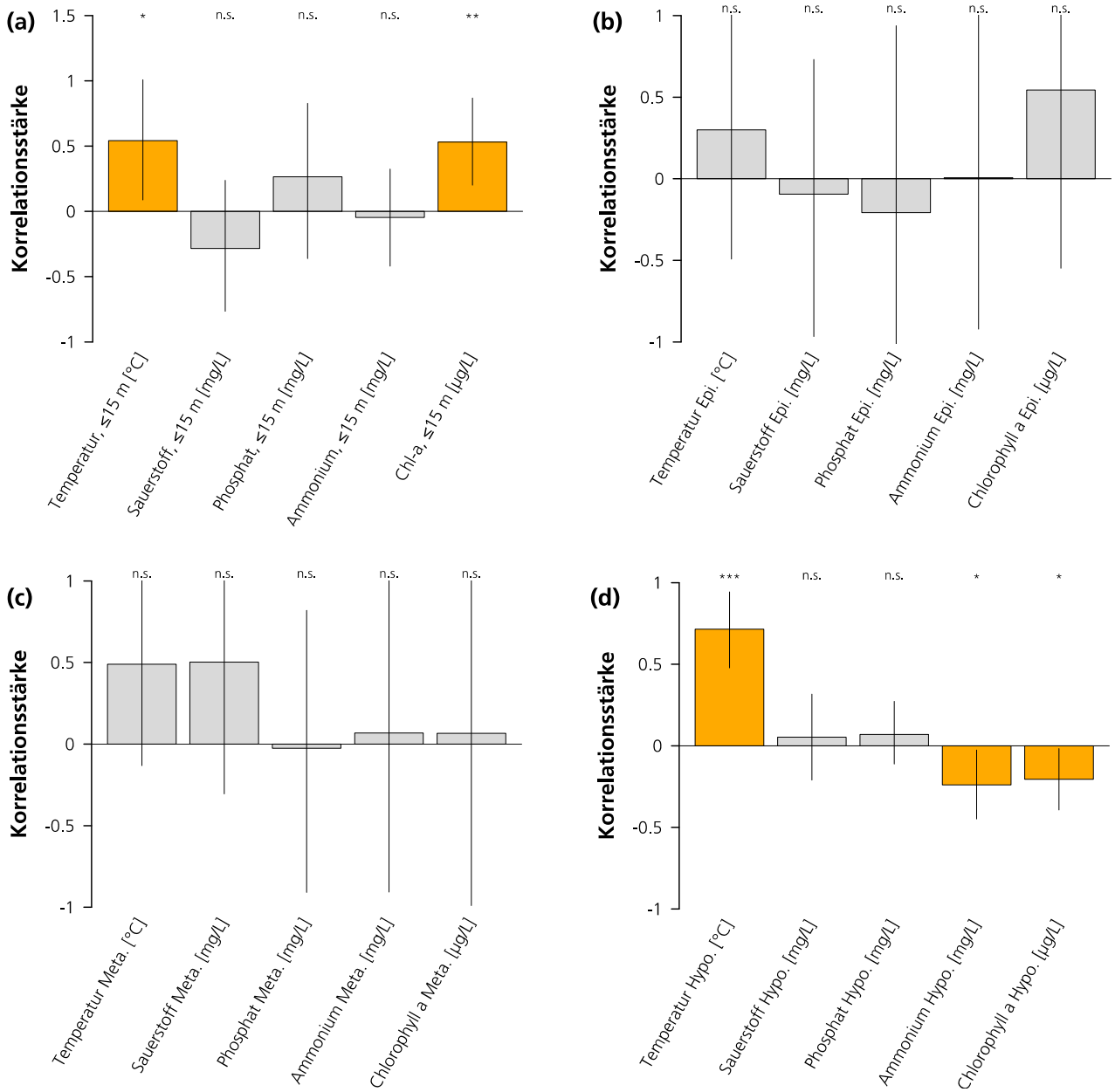

Abbildung 4-27: Korrelationsstärke (± 95 % Vertrauensintervall) zwischen den jährlichen Felchenfängen und der Temperatur, Sauerstoffgehalt, Phosphat-, Ammonium- und Chlorophyll a-Konzentration in (a) der Oberflächenschicht (≤ 15 m) während der Larvalentwicklung im Frühling und im (b) Epi-, (c) Meta- und (d) Hypolimnion während der geschichteten Periode im Sommer/Herbst. Signifikante Korrelationen sind in orange dargestellt. Signifikanz-Code basierend auf dem P-Wert: P< 0.001***, < 0.01**, ≤ 0.05*, > 0.05 n.s.

wahrscheinlich eher durch indirekte Korrelationen mit anderen Faktoren nahe der Oberfläche. Hingegen war keine Korrelation mit dem Sauerstoffgehalt (R=0.1; *p*=0.694) oder der Phosphatkonzentration (R=0.1; *p*=0.410) zu verzeichnen (Abbildung 4-27 d).

4.10.2 Einflüsse von Temperatur und Chlorophyll a der Oberflächenschicht

Die jährlichen Felchenfänge korrelierten signifikant positiv mit der Temperatur und der Chlorophyll a-Konzentration der Oberflächenschicht (Abbildung 4-27 a). Die Korrelation mit der Temperatur war dabei grösser (auch wenn nur knapp nicht signifikant) wenn man die Felchenfänge ein Jahr später (R=0.7; *p*=0.058) und zwei Jahre später (R=0.8; *p*=0.114) betrachtete. Da der statistische Fehler mit jedem Jahr grösser wird, kann in den Folgejahren (+3 bis +5) aber keine Aussage mehr gemacht werden (Abbildung 4-28 a).
Die jährlichen Felchenfänge korrelierten nur im aktuellen Jahr signifikant positiv mit der Chlorophyll a-Konzentration. In den Folgejahren ist aufgrund des statistischen Fehlers die Aussagekraft zu gering (Abbildung 4-28 b).

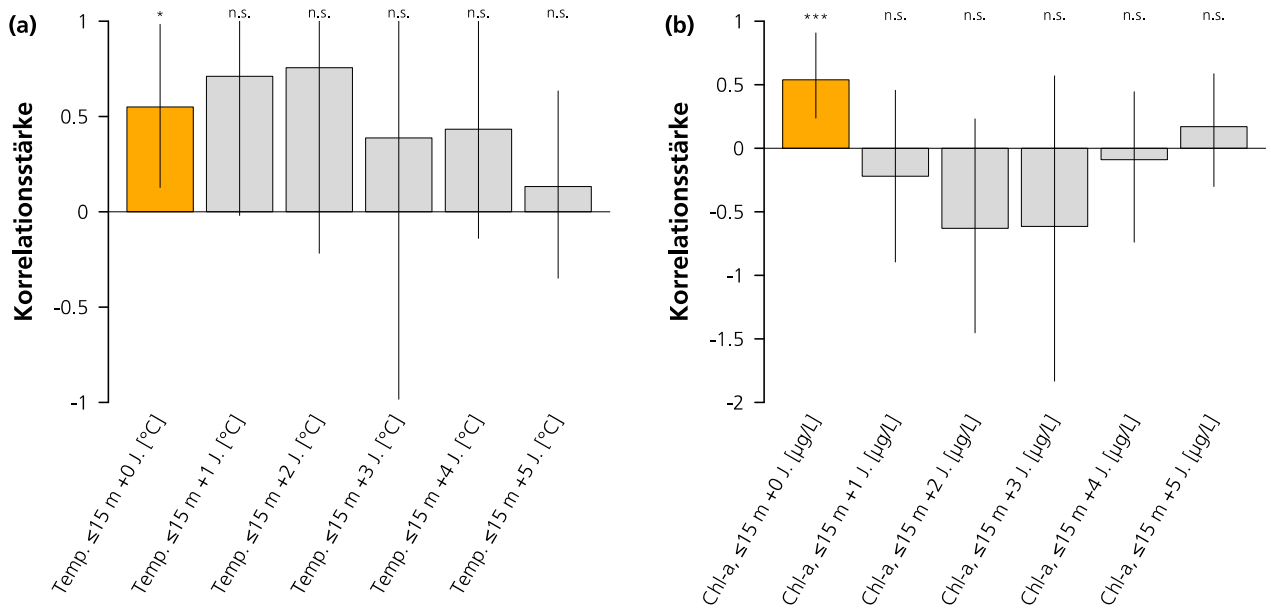

Abbildung 4-28: Korrelationsstärke (± 95 % Vertrauensintervall) zwischen den jährlichen Felchenfängen im aktuellen Jahr sowie in 1–5 Jahren und der Temperatur und Chlorophyll a-Konzentration in der Oberflächenschicht (≤ 15 m) während der Larvalentwicklung im Frühling. Signifikante Korrelationen sind in orange dargestellt. Signifikanz-Code basierend auf dem P-Wert: P< 0.001***, < 0.01**, ≤ 0.05*, > 0.05 n.s.

4.10.3 Einflüsse der Seeschichtung und -zirkulation

Die jährlichen Felchenfänge korrelierten signifikant und stark positiv mit der maximalen Tiefe der Thermokline (R=0.6; *p*<0.001), nicht jedoch mit der Schmidt-Stabilität (R=0.0; *p*=0.896), Lake Number (R=0.2; *p*=0.516) oder dem Quadrat der Brunt-Väisäla-Frequenz (R=0.3; *p*=0.152) (Abbildung 4-29).

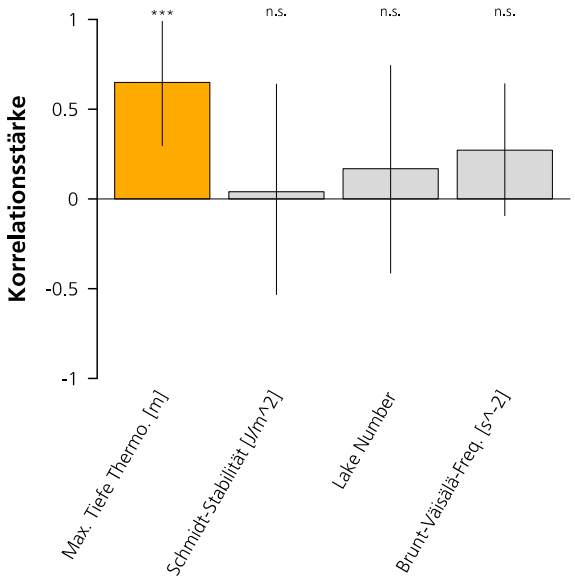

Abbildung 4-29: Korrelationsstärke (± 95 % Vertrauensintervall) zwischen den jährlichen Felchenfängen und der maximalen Tiefe der Thermokline, Schmidt-Stabilität, Lake Number und Quadrat der Brunt-Väisäla-Frequenz. Signifikante Korrelationen sind in orange dargestellt. Signifikanz-Code basierend auf dem P-Wert: P< 0.001***, < 0.01**, ≤ 0.05*, > 0.05 n.s.

5 DISKUSSION

Die Felchenerträge im Zugersee sind ab 2018 markant angestiegen, dies nachdem sie sich seit 2001 auf tiefem Niveau bewegten. Dass die Fangzunahme auf eine Zunahme im Felchenbestand beruht, scheint unbestritten zu sein, gründet allerdings nur auf den Erfahrungswerten der Fischer, da keine Monitoringdaten vorliegen, welche die Bestandsentwicklung dokumentieren.

Zur Erklärung des sprunghaften Anstiegs der Fänge wurden verschiedene Hypothesen aufgestellt und zahlreiche limnologische und biologische Datensätze analysiert. Während für den Zugersee relativ hochaufgelöste limnologische Daten verfügbar sind, liegen fischereiliche Daten lediglich in Form von Fang- und Besatzstatistiken vor. Aufwandkorrigierte Daten, die einen Rückschluss auf die Bestandsentwicklung ermöglichen würden, sind nicht vorhanden. Folglich begrenzt dies die Möglichkeiten, potenzielle Treiber für die Entwicklung des Felchenbestands zu identifizieren. Dennoch liefern die Auswertungen der vorhandenen Daten einige Hinweise.

In Abbildung 5-1**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** sind die prognostizierten Z usammenhänge zwischen den limnologischen und biologischen Faktoren sowie deren Einflüsse auf die Bestände in zusammenfassendener und vereinfachter Form dargestellt.

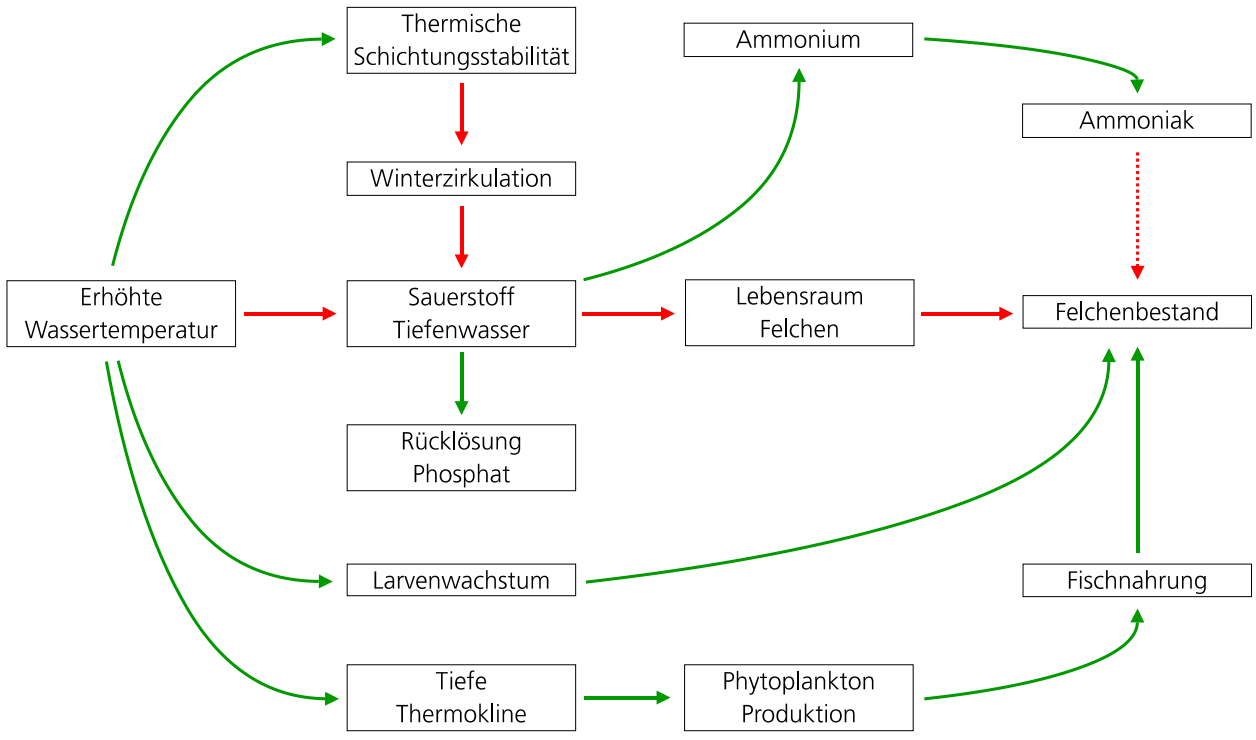

Abbildung 5-1 Zusammenfassung der prognostizierten limnologischen und biologischen Zusammenhänge und deren Einflüsse auf die Felchenbestände in vereinfachter Form. Positive Zusammehänge sind mit grünen und negative mit roten Pfeilen dargestellt.

5.1 Statistische Analyse

Die statistisch «besten» limnologischen Prädiktoren des Felchenbestands waren die Temperatur, Ammonium- und Chlorophyll a-Konzentration im Hypolimnion während der geschichteten Periode

im Sommer/Herbst, sowie die Temperatur und Chlorophyll a-Konzentration der Oberflächenschicht während der Larvalentwicklung im Frühling. Die Temperatur in der Oberflächenschicht während der Larvalentwicklung im Frühling korrelierte dabei insbesondere mit den Felchenfängen in den nachfolgenden zwei Jahren. Weiterhin spielte die Tiefe der Thermokline eine Rolle.

5.2 Limnologische Entwicklung

Limnologisch befindet sich der Zugersee in einer Phase der Veränderung. Neben einer langsamen Abnahme des Phosphorgehalts (auf hohem Niveau), sind insbesondere sich verändernde Temperaturmuster erkennbar. Die Erwärmung der oberen Seeschichten hat einen Einfluss auf den Sauerstoffgehalt und die Primärproduktion (und damit den Chlorophyll-a Gehalt). Ausserdem verändert sich das Dichteprofil und somit die Schichtungs- und Zirkulationseigenschaften des Sees. Die Thermokline verlagert sich in grössere Tiefen, die thermische Stabilität der Schichtung nimmt ganzjährig, aber insbesondere im Sommer zu und die Zirkulation im Winter verzögert sich durch die erhöhte Temperatur des Oberflächenwassers im Herbst.

Aus demselben Grund nimmt auch die Zeitspanne, in der eine Zirkulation im See überhaupt möglich ist insgesamt ab. Für das Tiefenwasser hat dies zur Folge, dass für eine Durchmischung mit Erneuerung der Sauerstoffzufuhr weniger Zeit zur Verfügung steht und tendenziell weniger Sauerstoff in die tieferen Seeschichten eingetragen wird. Unter diesen anoxischen Verhältnissen nimmt die durch unvollständigen Abbau organischer Biomasse verursachte Konzentration von Ammonium / Ammoniak und Nitrit während der Stagnationsphase zu.

Eine weitere Folge des Sauerstoffmangels im Tiefenwasser ist die Rücklösung des Phosphors aus dem Sediment [34]. Je später die Zirkulationsphase im Herbst und im Frühling einsetzt, desto länger dauert die Phase der Rücklösung und desto höher ist die Phosphatkonzentration im Hypolimnion [34]. Dies ist wahrscheinlich ein wichtiger Grund für die ansteigende Phosphatkonzentration zwischen 2013 und 2017 im Tiefenwasser.

Die Trendumkehr der Phosphatkonzentration im Winter 2017/2018 ist auf Stürme in Orkanstärke (Zubin und Burglind) zurückzuführen, die eine Vollzirkulation des Sees verursacht haben. Einerseits haben sie dadurch das akkumulierte Phosphat über die Wassersäule verteilt und andererseits Sauerstoff ins Tiefenwasser eingetragen. Es sind somit starke Stürme während der Zirkulationsphasen notwendig, um eine vollständige Durchmischung bis ins Tiefenwasser zu erreichen und die Rücklösung des Phosphats zu unterbrechen.

5.2.1 Mögliche positive Aspekte

Erhöhte Produktivität

Die Tiefe der sommerlichen Thermokline hat einen entscheidenden Einfluss auf die räumliche Verteilung und die Komposition der Planktongesellschaften [35]. Je tiefer die Thermokline, desto breiter die Schicht mit durchmischtem Oberflächenwasser und desto höher die Phytoplankton-Produktion im Epilimnion [35]. Dies erklärt die zunehmende Chlorophyll a- und Sauerstoffkonzentration in

den oberen Wasserschichten. Phytoplankton stellt wiederum die Futterbasis für Zooplankton dar, die ihrerseits als Nahrung für die Fische dient. Eine Vertiefung der Thermokline führt somit zu einer erhöhten Nahrungsverfügbarkeit für zooplanktisch ernährende Fische wie Felchen, sofern diese die Nahrung temperaturbedingt erreichen können. Ein ausreichendes Nahrungsangebot ist dabei insbesondere für die Larven nach dem Schlüpfen wichtig, da diese über keine Nahrungsreserven verfügen und rasch Zooplanktonnauplien fressen müssen. Inwiefern sich die limnologischen Veränderungen im Zugersee effektiv auch auf die Zooplanktongesellschaften ausgewirkt haben, kann jedoch nicht überprüft werden, da bisher keine standardisierten Zooplanktondaten vorlagen.

Beschleunigtes Larvenwachstum

Die Wassertemperatur der Oberflächenschicht erwärmt sich auch während der Larvalentwicklung im Frühling. Untersuchungen haben gezeigt, dass das Wachstum von Felchenlarven positiv temperaturabhängig ist [36], wobei die bevorzugte Wassertemperatur 10–16 °C beträgt [25]. Dass das Wachstum von Felchenlarven insbesondere durch die Temperatur und nicht nur durch Nahrungsverfügbarkeit limitiert ist, zeigt auch eine Studie vom Bodensee. In diesem Beispiel stieg die Oberflächentemperatur 1987 rund 10 Tage früher von 5 auf 12 °C als im Jahr 1986. Dies führte zu einem fast 10 Tage weiter fortgeschrittenen Larvenwachstum. Hingegen zeigte die wöchentliche Probenahme von Zooplankton im selben Zeitraum keinen Anstieg in der Abundanz [18]. Ein beschleunigtes Wachstum steigert die lokomotorischen Fähigkeiten und folglich die Effektivität der Nahrungsaufnahme und Fluchtreaktion [37]. Es ist demnach denkbar aber nicht erwiesen, dass die Erwärmung der Oberflächenschicht des Zugersees im Frühling die Überlebensfähigkeit der Larven steigert und somit die Felchenerträge (insbesondere in folgenden Jahren) begünstigt.

Erhöhte Nahrungsverfügbarkeit

Von der Erwärmung der Oberflächenschicht und von der damit verbundenen erhöhten Nahrungsverfügbarkeit profitieren sowohl Larven als auch adulte Felchen. Larven finden nach dem Schlüpfen im Frühling ausreichend Nahrung, was zusammen mit der erhöhten Wassertemperatur das Wachstum zu begünstigen und die Mortalität zu verringern vermag. Die Rekrutierung von jungen Felchen nimmt damit zu, was sich positiv auf die Bestände auswirkt. Das erhöhte Nahrungsangebot beschleunigt zudem das Wachstum von adulten Felchen. Das Durchschnittsgewicht der gefangenen Zugerseefelchen ist heute leicht höher als noch vor 15 Jahren. Das schnellere Wachstum führt dabei zu einer verbesserten Fängigkeit von Felchen. Der zurzeit beobachtete hohe Fangerfolg könnte somit das Resultat von beidem, grösseren Felchenbeständen und erhöhtem Wachstum, sein.

5.2.2 Mögliche negative Aspekte

Lebensraumverlust im Tiefenwasser

Die Erwärmung des Sees und die Zunahme der Primärproduktion bringen allerdings auch negative ökologische Auswirkungen mit sich: Setzt sich der Trend der markanten Zunahme der sommerlichen Wassertemperaturen im Epi- und Metalimnion zukünftig fort, ist in den Sommermonaten von einer stetigen Abnahme des verfügbaren oberflächennahen Lebensraums für adulte Felchen auszugehen.

Zudem führt der Abbau des jährlich neu gebildeten Phytoplanktons zu einer Zehrung des Sauerstoffgehalts im Tiefenwasser. Die zunehmende Schichtungsstabilität im Winter, schwächt die Zirkulation und reduziert somit den neuen Sauerstoffeintrag ins Tiefenwasser. Gemäss den Messreihen ist eine Ausdehung dieser sauerstoffarmen Schicht im Tiefenwasser bereits feststellbar.

Dies limitiert den Bereich der Wassersäule, der durch Felchen genutzt werden kann. Bei einer Reduktion dieser Wassersäule von 95 m auf 78 m in den letzten 20 Jahren ist gegenwärtig jedoch noch kein Einfluss auf die Felchenfänge ersichtlich, vermutlich weil die Habitatverfügbarkeit derzeit nicht der am stärksten limitierende Faktor für die Entwicklung des Felchenbestands darstellt. Setzt sich der Trend dieser beiden Prozesse, die durch Sauerstoff und Temperatur gesteuert sind, jedoch fort, limitiert dies (zumindest saisonal) den Lebensraum für Felchen sowohl oberflächennah als auch im Tiefenwasser immer mehr.

5.3 Vergleich mit anderen nährstoffreichen Seen

Starke Anstiege in den Felchenerträgen gab es im Zugersee bereits schon in früheren Jahren (1979, 1989), hielten jedoch kaum länger als 2–3 Jahre an. Auch im schweizweiten Vergleich erkennt man, dass die Felchenfänge insbesondere in nährstoffreichen Seen grösseren Schwankungen unterworfen sind, wie dies im Sempachersee oder Hallwilersee in der Vergangenheit der Fall war. Dies sind auch die Seen, bei denen seit längerem eine Zirkulationshilfe installiert ist und deren limnologischen Verhältnisse sich dadurch verbessern konnte.

Mit den standardisierten Befischungen des Projet Lac am Sempachersee 2018 konnte gezeigt werden, dass Felchen die gesamte Seetiefe besiedeln, obwohl die Sauerstoffverhältnisse in der Tiefe kritisch sind. Sie wurden bis in eine maximale Tiefe von 86 m gefangen [2]. Zusammen mit den Egli dominieren sie die Fischgemeinschaft. Der Hallwilersee wurde 2012 und 2022 ebenfalls standardisiert mit der Projet Lac Methode untersucht [38]. Es konnte festgestellt werden, dass zwar Felchen bis in Tiefen von 25 m gefangen werden, diese jedoch kleiner sind als noch vor 10 Jahren. Die Lebensbedingungen für Felchen sind hier trotz Zirkulationshilfe nach wie vor nicht optimal. Zudem wird am Hallwilersee seit 1980 ein jährliches Monitoring durchgeführt, um Wachstum und Bestandesentwicklung der Felchen zu verfolgen [38–40]. Die hohe Nährstoffbelastung und die geringen zur Verfügung stehenden kühlen, sauerstoffreichen Bereiche beeinträchtigen die Entwicklung der Felchen, so dass eine natürliche Reproduktion kaum funktioniert. Dies konnte eine kürzlich durchgeführte Felcheneieruntersuchung bestätigen, bei welcher zwar viele Eier gefunden wurden, aber nur wenige überlebensfähig waren [41]. Das Sanierungsziel ist daher noch nicht erreicht bzw. es stellt sich die Frage ob der Hallwilersee im natürlichen Zustand ein Felchensee war.

Es zeigt sich, viele Seen sind trotz ähnlichen Nährstoffverhältnissen sehr unterschiedlich in ihren Felchenbeständen und Erfolgen der Besatzmassnahmen bzw. in ihrer natürlichen Rekrutierung. Umso schwieriger ist es demnach vorauszusagen, wie sich die Felchenfänge im Zugersee in Zukunft weiterentwickeln werden.

6 ÜBERPRÜFUNG DER HYPOTHESEN

1. **Der Felchenbestand hat zugenommen, was zu höheren Fangerträgen führt.**

   WAHRSCHEINLICH, ABER UNGENÜGENDE DATENGRUNDLAGE

   Die Erwärmung der Oberflächenschicht während der Larvalentwicklung im Frühling führt vermutlich zu einem beschleunigten Wachstum und zu einer reduzierten Mortalität der Felchenlarven. Dies würde eine verstärkte Rekrutierung von jungen Felchen verursachen, was sich positiv auf die Bestände und somit Fangerträge auswirkt. Insbesondere die Aussagen der Fischer, die eine Zunahme der Fangerträge trotz reduziertem Fangaufwand beobachten, deuten auf einen grösseren Felchenbestand hin. Da der Fangaufwand allerdings nicht dokumentiert wurde, lässt sich diese Hypothese aber nicht belegen.

2. **Aufgrund grösserer Nahrungsverfügbarkeit nimmt das Wachstum der Felchen zu, weshalb die Fängigkeit der Felchen verbessert wird (höhere Fangeffizienz bei gleich bleibendem Bestand).**

   UNKLAR, DA UNGENÜGENDE DATENGRUNDLAGE

   Die Felchenfänge korrelierten signifikant positiv mit der Tiefe der Thermokline. Eine Vertiefung der Thermokline führt zu einer erhöhten Phytoplankton Produktion im Epilimnion und schlussendlich zu einer erhöhten Nahrungsverfügbarkeit für Felchen. Die erhöhte Nahrungsverfügbarkeit führt möglicherweise zu einem schnelleren Wachstum und somit verbesserten Fängigkeit von Felchen. Um dies jedoch belegen zu können, fehlen Daten zur Nahrungsverfügbarkeit (Zooplankton) und zum Wachstum der Felchen im Zugersee.

3. **Der für Felchen nutzbare Lebensraum nimmt zu, was zu einer Zunahme des Felchenbestands führen könnte. Geeignete Sauerstoffverhältnisse sind in einer breiteren Wasserschicht vorhanden.**

   WIDERLEGT

   Aufgrund der schwächer werdenden und später einsetzenden Winterzirkulation vermindert sich der Sauerstoffeintrag ins Tiefenwasser. Dadurch wird der Bereich der Wassersäule der von Felchen genutzt werden kann von unten her kontinuierlich reduziert. Derzeit ist dieser Bereich mit rund 78 m anscheinend noch ausreichend. Aufgrund des Verlusts an Tiefenhabitat, muss diese Hypothese widerlegt werden.

4. **Der Zeitpunkt des Schlupfes oder der Laichzeit verschiebt sich in ein günstigeres Zeitfenster.**

   UNKLAR, DA UNGENÜGENDE DATENGRUNDLAGE

Die Felchenfänge korrelierten signifikant positiv mit der Temperatur- und Chlorophyll a-Konzentration der Oberflächenschicht während der Larvalentwicklung im Frühling. Es ist bekannt, dass das Wachstum von Felchenlarven positiv temperaturabhängig ist. Durch die Erwärmung der Oberflächenschicht verschiebt sich der Zeitpunkt des Schlupfes womöglich in ein günstigeres Zeitfenster mit besserer Nahrungsverfügbarkeit im Frühling, wodurch das Larvenwachstum und schlussendlich der Felchenbestand begünstigt werden. Die Datengrundlage, insbesondere das Fehlen von Zooplanktondaten, Daten zum Fortpflanzungszeitpunkt und zum Schlupfzeitpunkt, verunmöglichen eine Überprüfung der Hypothese.

5. **Der Befischungsdruck nimmt zu wodurch mehr Fische gefangen werden.**

   UNWAHRSCHEINLICH, ABER UNGENÜGENDE DATENGRUNDLAGE

   Es lagen keine Daten über den Befischungsaufwand von Berufsfischern und Angelfischern vor, weshalb kein CPUE errechnet werden konnte. Anhand der Aussagen von Netzfischern, die den Grossteil der Felchen fangen, ist davon auszugehen, dass der Befischungsdruck nicht zugenommen hat.

6. **Die Besatzmenge hat zugenommen, was zum Bestandeswachstum geführt hat.**

   WIDERLEGT (UNTER VORBEHALT)

   Die Besatzzahlen nahmen aufgrund der erhöhten Fänge im Laichfischfang seit 2019 zu. Allerdings sind die Felchenfänge bereits vor der Erhöhung der Besatzzahlen angestiegen. Die Besatzmenge kann somit nicht als Erstursache für die Bestandszunahme angesehen werden. Es kann allerdings nicht ganz ausgeschlossen werden, dass die zugenommene Besatzmenge nach der ursprünglichen Bestandszunahme möglicherweise zu einer vorübergehenden Stabilisation der hohen Fänge beigetragen hat.

7. **Die natürliche Rekrutierung hat zugenommen wodurch der Bestand wächst.**

   WAHRSCHEINLICH, ABER UNGENÜGENDE DATENGRUNDLAGE

   Es wurden 2020 mehr lebende Felcheneier gefunden als in den Vorjahren, was darauf hindeuten könnte, dass die natürliche Fortpflanzung heute besser funktioniert als früher. Zudem nahm die effektive Anzahl gefundener Eier gegenüber der Untersuchung von 2010 zu [13]. Es handelt sich aber um Einzelaufnahmen, weshalb auch diesbezüglich keine sicheren Schlüsse gezogen werden können. Eine verstärkte Rekrutierung ist aber durch die reduzierte Larvenmortalität aufgrund von günstigeren Entwicklungsbedingungen zu erwarten.

8. **Die Dichte von Prädatoren wie Kormoran, Gänsesäger und Hecht haben abgenommen.**

   WIDERLEGT

Trotz grösseren Kormoran- und Hechtpopulationen haben die Felchenerträge zugenommen. Eine Abnahme der Prädation hat demnach nicht stattgefunden, im Gegenteil sie dürfte deutlich zugenommen haben.

7 FAZIT

Mit dem Klimawandel verändern sich die Wassertemperaturen und damit die Schichtungs- und Zirkulationseigenschaften des Zugersees. **Zurzeit profitieren** die Felchen vermutlich von einer **erhöhten Nahrungsverfügbarkeit** und **günstigeren Bedingungen** während der **Larvalentwicklung im Frühling**. Aufgrund der schwächer werdenden und später einsetzenden Winterzirkulation vermindert sich jedoch der Sauerstoffeintrag ins Tiefenwasser. Dadurch wird der **Bereich der Wassersäule** der von **Felchen** genutzt werden kann von unten her kontinuierlich **reduziert**. Aufgrund des kontinuierlichen Verlusts an Habitat, ist langfristig somit eher mit **negativen Auswirkungen des Klimawandels** auf den Felchenbestand zu rechnen.

Eine Zirkulationshilfe, welche die Sauerstoffverhältnisse im Zugersee verbessert, dürfte demnach längerfristig **positive Effekte** auf den Felchenbestand haben. Insbesondere, weil sich aufgrund des Klimawandels die **Stagnationsphasen zukünftig verlängern** werden und somit ein immer längerer Zeitraum besteht, in dem kein neuer Sauerstoff in das Tiefenwasser eingetragen wird. Zu beachten ist jedoch, dass durch die Zirkulationshilfe nicht ein unkontrollierter Eintrag des stark phosphorhaltigen Tiefenwassers in die phototrophe Schicht stattfindet. Zudem ersetzt eine solche Zirkulationshilfe nicht die dringend notwendigen Massnahmen zur Minderung des Phosphoreintrags, die langfristig und trotz Klimawandel eine nachhaltige Verbesserung des limnologischen Zustands des Sees ermöglichen würden.

8 EMPFEHLUNGEN

In Tabelle 8-1 werden Empfehlungen für Möglichkeiten eines Monitorings am Zugersee aufgezeigt sowie deren Priorität beurteilt.

Tabelle 8-1: Empfehlungen für ein mögliches Zugerseemonitoring.

Methodik	Beschreibung	Vorteile	Nachteile	Priorität	Literatur
Markierung Felcheneier	Gestreifte Felcheneier werden mit Alizarinrot markiert. Gefangene Felchen werden auf Markierung untersucht und der Anteil aus Besatz und Naturverlaichung stammender Fische bestimmt.	+ Erfolgskontrolle Besatz + Erfolgskontrolle Naturverlaichung + Verifikation Altersbestimmungen	- Substitution von Wildfischen durch Besatzfische kann nicht beurteilt werden.	Mittel	[42]

Regelmässige Messung Umweltparameter	Mit dem Monitoring des Sauerstoffs und der Temperatur lassen sich die wichtigsten limnologischen Veränderungen mit Auswirkungen auf Felchen verfolgen. Momentan bestehen nur monatlich gemessene Tiefenprofile, wodurch die Temperatur- und Sauerstoffveränderungen nur ungenau beurteilt werden können. Diese Parameter sollten deshalb in hochauflösender Form (d.h. in Form einer vertikalen Datenloggerkette oder einer automatisierten täglichen Profilmessung) erhoben werden. Dies könnte in Kombination mit dem Aquascop durchgeführt werden.	+ automatisierte Messung + in Kombination mit Aquascop + ermöglichen direkte Zusammenhänge mit Zooplankton + Sonden sind günstig	- nicht flächendeckend	Mittel	[43]
Monitoring Plankton	Der Kanton Zug installiert ein Aquascop für ein langjähriges Monitoring des Planktons. Dieses bildet die Grundlage für die Nahrungspyramide im See und ist daher für das Verständnis der Veränderungen im See entscheidend. Das Aquascop sollte in der produktivsten Schicht installiert werden um die Maximalproduktion und somit Nahrungsvorkommen abschätzen zu können.	+ wird bereits realisiert + kontinuierliche Datenerhebung + Voraussagen über Algenblüten möglich + in Kombination mit Umweltparametern möglich + Datenanalyse automatisiert	- teuer - nicht flächendeckend	Hoch	[44]
Monitoring Felchenwachstum	Bei gefangenen Felchen werden Schuppen für eine Altersbestimmung entnommen. Von der Alters-Gewichts/Längen-Beziehung lässt sich schliesslich die Wachstumskurve ableiten. Dadurch können Aussagen über Wachstum, Konditionsindex und Populationsaufbau gemacht werden.	+ geringer Aufwand + Rückschluss auf Wachstum + auch ältere Proben könnten untersucht werden	keine	Hoch	[45]
Dokumentation Befischungsaufwand	Der CPUE-Wert wird erfasst. D.h. Anzahl Netze und Dauer der Befischung werden standardisiert dokumentiert	+ in Kombination mit Monitoring Felchenwachstum -> einzelne	- keine Aussage über Anteil Besatz/Naturverlaichung	Hoch	[46]

	und die gefangenen Felchen gezählt und gewogen.	Schuppen entnehmen. + kleiner Mehraufwand	- nur Berufsfischerfänge		
Dokumentation Besatz	Anzahl gestreifter Fische, Menge gewonnener Laich, Temperatur Zugergläser, Zeitpunkt 50%, 90% geschlüpfte Brütlinge, Zeitpunkt und Menge Besatz, Temperatur See	+ kleiner Mehraufwand + kann von Züchter standardisiert dokumentiert werden + Wissen weitergeben	- keine Aussage über Überleben im See - keine Aussage über Populationsaufbau	Hoch	
Monitoring Felchenbestand	Standardisierte Probefänge mit Multimaschennetzen zu verschiedenen Jahreszeiten (z.B. Wiederholung Projet Lac, oder zumindest Vertikalnetze Projet Lac). Aus fischereilicher Sicht langfristig ein jährliches Monitoring mit Multimaschen-Schwebnetzen (Einsatz 2-3 Mal pro Jahr im Pelagial).	+ Aussage über Populationsaufbau + Aussage über besiedelten Lebensraum + in Kombination mit Erhebung Umweltparameter möglich + auch kleine Fische werden gefangen + Weiterführende Analysen (Altersbestimmung, genetische Analysen) möglich	- aufwändig - sollte periodisch wiederholt werden	Hoch	[8, 39]
Monitoring Felcheneier	Naturverlaichte Felcheneier werden regelmässig (alle 3-4 Jahre) auf deren Überlebensrate untersucht.	+ in Kombination mit Umweltparametern + Aussage über natürliche Reproduktion	- Mehrwert durch regelmässige Aufnahmen	Mittel	[22]

9 LITERATUR

1. Wüest, Alfred. Belüftung Greifensee im Sommer 2009.
2. Vonlanthen, P., T. Kreienbühl, and G. Périat. 2019. *Standardisierte Befischung Sempachersee - Resultate der Erhebungen vom September 2018*. Auftraggeber: Kanton Luzern, Dienststelle Landwirtschaft Und Wald, Sursee. Aquabios GmbH.
3. Sanierung Hallwilersee – 20 Jahre Seebelüftung. 2007.
4. BAFU. 2016. *Der Zugersee. Zustand bezüglich Wasserqualität*. Ittingen: Bundesamt für Umwelt, Abteilung Wasser.
5. AquaPlus. 2001. *Entwicklung des Gesamtphosphors Sediment eingelagerten Kieselalgen*.
6. Liechti, P. 1994. *Der Zustand der Seen in der Schweiz*. Schriftenreihe Umwelt Nr. 237. Bern: BUWAL, Bundesamt für Umwelt.
7. Alexander, T., and O. Seehausen. 2021. *Diversity, distribution and community composition of fish in perialpine lakes - "Projet Lac" synthesis report*. Kastanienbaum: Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology.
8. Vonlanthen, P., and G. Périat. 2015. *Artenvielfalt und Zusammensetzung der Fischpopulation im Zugersee*. Kastanienbaum: EAWAG.
9. Ruhlé, C. 1977. Biologie und Bewirtschaftung des Seesaiblings (Salvelinus alpinus L.) im Zugersee. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 39: 12–45.
10. Selz, O., Seehausen, O. 2021. *A taxonomic review of 10 whitefish species from the whitefish radiations of lakes Lucerne and Zug and from the lakes of Sarnen and Sempach, Switzerland, with descriptions of seven new species (Teleostei: Coregonidae).* Kastanienbaum: Eawag.
11. Fatio, V. 1890. Histoire naturelle des poissons. In *Faune des vertébrés de la Suisse*, ed. H. Georg. Genève et Bale.
12. Steinmann, P. 1950. Monographie der schweizer Koregonen. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 12+13.
13. Vonlanthen, P. 2020. *Entwicklung der Felcheneier im Zugersee - Ergebnisse der Untersuchung vom 2 März 2020*. Amt Für Wald Und Wild Des Kantons Zug. Cordast: Aquabios GmbH.
14. Luczynski, M, and A. Kirklewska. 1984. Dependence of Coregonus albula embryogenesis rate on the incubation temperature. *Aquaculture* 42: 43–55.
15. Ventling-Schwank, A.R. 1992. Reproduktion und larvale Entwicklungsphase der Felchen (Coregonus sp.) im eutrophen Sempachersee. |Inaugural - Dissertation zur Erlangung der Philosophischen Doktorwürde vorgelegt der Philosophischen Fakultät ll, Zürich: University of Zurich.
16. Thomas, G., H. Quob, J. Hartmann, and R. Eckmann. 2009. Human-induced changes in the reproductive traits of Lake Constance common whitefish (Coregonus lavaretus). *Journal of Evolutionary Biology* 22: 88–96.
17. HART, JOHN LAWSON. 1931. THE SPAWNING AND EARLY LIFE HISTORY OF THE WHITEFISH, COREGONUS CLUPEAFORMIS (MITCHILL), IN THE BAY OF QUINTE, ONTARIO. *Contributions to Canadian Biology and Fisheries* 6. NRC Research Press: 165–214. https://doi.org/10.1139/f31-007.
18. Eckmann, R., Rösch, R. 1998. Lake Constance fisheries and fish ecology. *Advanc. Limnol.* 53: 285–301.
19. Frey, D.G. 1955. *Distributional ecolgy of cisco, Coregonus artedii in Indiana.* Investigations of Indiana Lakes and Streams 4.
20. Cahn, A.R. 1927. *An ecological study of southern Wisconsin fishes, the brook silverside and the cisco in their realation to the region.* Illinois Biological Monographs 11.

21. Jacobson, Peter C., Thomas S. Jones, Pat Rivers, and Donald L. Pereira. 2008. Field Estimation of a Lethal Oxythermal Niche Boundary for Adult Ciscoes in Minnesota Lakes. *Transactions of the American Fisheries Society* 137. Taylor & Francis: 1464–1474. https://doi.org/10.1577/T07-148.1.
22. Müller, R. 2010. *Untersuchung über die Entwicklung der Felcheneier im Zugersee*. Im Auftrag Des Amtes Für Fischerei Und Jagd Des Kantons Zug. Horw: LIMNOS Fischuntersuchungen.
23. Braun, R. 1952. Limnologische Untersuchungen an einigen Seen im Amazonasgebiet. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 14: 1–128.
24. Winslow, L. 2022. Package 'rLakeAnalyzer'.
25. Thomas, G., R. Rösch, and R. Eckmann. 2010. Seasonal and long-term changes in fishing depth of Lake Constance whitefish. *Fisheries Management and Ecology* 17: 386–393. https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2010.00734.x.
26. Moosmann, Lorenz, and Daniel Mcginnis. 2004. *Machbarkeitsstudie zur Erweiterung des Lebensraums für Felchen im Greifensee*. EAWAG.
27. Geller, Walter, and Michael Hupfer. 2014. Seeökosysteme I: Verbreitung, Entstehung und die physikalisch-chemische Struktur von Seen. In *Handbuch Angewandte Limnologie*, 1–38. https://doi.org/10.1002/9783527678488.hbal2012002.
28. Lorenz, Sylvia, and T Kaudse. 2011. *F50/51 Limnophysik*.
29. Kraemer, B M, O Anneville, S Chandra, M Dix, E Kuusisto, D M Livingstone, A Rimmer, et al. 2015. Morphometry and average temperature affect lake stratification responses to climate change. *Geophysical Research Letters RESEARCH* 42: 4981–4988. https://doi.org/10.1002/2015GL064097.Received.
30. Schmidt, W. 1915. Über den Energiegehalt der Seen. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 6: 1–25.
31. Hudson, A. G. 2011. Population genomics and ecology of parallel adaptive radiations: the Alpine lake whitefish. Bern: Universität Bern.
32. Nusslé, S., and J.F. Rubin. 2017. *Palées du lac de Joux - Monitoring de décembre 2017*. Maison de La Rivière. Tolochenaz: Maison de la Rivière.
33. Lampert, W, and U Sommer. 1993. *Limnoökologie*. Stuttgart: Georg Thieme Verlag.
34. AWEL. 2022. *Wasser und Gewässer 2022*. Kanton Zürich, Baudirektion Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft Abteilung Gewässerschutz.
35. Cantin, Ariane, Beatrix E. Beisner, John M. Gunn, Yves T. Prairie, and Jennifer G. Winter. 2011. Effects of thermocline deepening on lake plankton communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68: 260–276. https://doi.org/10.1139/F10-138.
36. Goebel, Susanne E., Jan Baer, and Juergen Geist. 2017. Effects of temperature and rearing density on growth of juvenile European whitefish (*Coregonus macrophthalmus*) in aquaculture. *Fundamental and Applied Limnology* 189: 257–266. https://doi.org/10.1127/fal/2016/0803.
37. Hagmayer, Andres, Martin J. Lankheet, Judith Bijsterbosch, Johan L. van Leeuwen, and Bart J.A. Pollux. 2022. Maternal food restriction during pregnancy affects offspring development and swimming performance in a placental live-bearing fish. *Journal of Experimental Biology* 225: 1–10. https://doi.org/10.1242/jeb.242850.
38. Vonlanthen, P., G. Périat, O. Seehausen, and T. Alexander. 2014. *Artenvielfalt und Zusammensetzung der Fischpopulation im Hallwilersee*. Kastanienbaum: EAWAG.
39. Aquabios. 2019. *Fischereibiologische Untersuchungen Hallwilersee - Felchenmonitoring bis 2018*. Kanton Aargau, Abteilung Landschaft Und Gewässer Und Abteilung Gewässer Und Wald, Sektion Jagd Und Fischerei. Cordast: Aquabios GmbH.

40. Vonlanthen, P., and T. Polli. 2022. *Fischereibiologische Untersuchungen Hallwilersee - Felchenmonitoring bis 2021*. Auftraggeber: De-Partement Bau, Verkehr Und Umwelt, Sektion Jagd Und Fischerei, Kanton Aargau. Cordast: Aquabios GmbH.
41. Vonlanthen, P. 2023. *Entwicklung der Felcheneier im Hallwilersee - Ergebnisse der Untersuchungen vom 27.Januar 2023.*
42. Aquabios. 2014. *Otolithenmarkierung der Felcheneier vom Hallwilersee - 2014 - Ergebnisse der Markierung*. Châtonnaye: Aquabios GmbH.
43. BAFU. 2021. *Auswirkungen des Klimawandels auf die Schweizer Gewässer. Hydrologie, Gewässerökologie und Wasserwirtschaft.* Umwelt-Wissen. Bern.: Bundesamt für Umwelt BAFU.
44. Merz, Ewa, Thea Kozakiewicz, Marta Reyes, Christian Ebi, Marco Baity-Jesi, Paul Roberts, Jules S Jaffe, et al. Underwater dual-magnification imaging for automated lake plankton monitoring.
45. Birrer, A., and W. Schweizer. 1939. Der Balchen des Vierwaldstättersees. *Zeitschrift für Hydrologie* 8: 62–118. https://doi.org/10.1007/BF02485019.
46. Kirchhofer, A., M. Breitenstein, and P. Vonlanthen. 2021. *Monitoring der Felchenfänge der Berufsfischer von Brienzersee, Thunersee und Bielersee 1984-2018*. Auftraggeber: Fischereiinspektorat Des Kantons Bern. WFN.