

## PROJET LAC - METHODENBERICHT

Entwicklung und Anwendung einer Methode zur Erfassung des Fischbestands in stehenden Gewässern



## Impressum

### Auftraggeber

Bundesamt für Umwelt BAFU  
Abteilung Wasser  
Sektion Wasserqualität  
Papiermühlestrasse 172  
CH-3063 Ittigen  
Tel +41 58 461 44 26  
[www.bafu.admin.ch](http://www.bafu.admin.ch)

Bundesamt für Umwelt BAFU  
Abteilung Arten, Ökosysteme, Landschaften (AÖL)  
Sektion Fischerei  
Worbentalstrasse 68  
3063 Ittigen  
Tel +41 58 462 52 41  
[www.bafu.admin.ch](http://www.bafu.admin.ch)

### Auftragnehmer

Aquabios GmbH  
Les Fermes 57  
CH-1792 Cordast  
E-Mail: [info@aquabios.ch](mailto:info@aquabios.ch)  
<http://www.aquabios.ch>

TELEOS Suisse Sàrl  
Les Rangiers 11 E  
CH-2883 Montmelon  
E-Mail: [avis@teleos.info](mailto:avis@teleos.info)  
<http://www.teleos.info>

### Titelbild

Auslegen eines wissenschaftlichen Multimaschen-Versuchsnetzes im Sempachersee im Herbst 2018 (Foto P. Vonlanthen).

### Autoren

Pascal Vonlanthen: [p.vonlanthen@aquabios.ch](mailto:p.vonlanthen@aquabios.ch)  
Guy Périat: [periat@teleos.info](mailto:periat@teleos.info)

### Bemerkung:

Das "Projet Lac" wurde von der Eawag in Zusammenarbeit mit Kantonen und verschiedenen Forschungsanstalten durchgeführt. Dieser Bericht basiert auf Daten, die im Rahmen des "Projet Lac" gewonnen wurden. Der Bericht wurde finanziert von der Abteilung Wasser des BAFU. Für seinen Inhalt sind allein die Autoren verantwortlich.

**Zitiervorschlag:** Vonlanthen, P. & Périat, G., 2020. Projet Lac – Methodenbericht; Entwicklung und Anwendung einer Methode zur Erfassung des Fischbestands in stehenden Gewässern. Aquabios GmbH/Teleos Sàrl. Auftraggeber: Bundesamt für Umwelt BAFU, Abteilung Wasser, Sektion Wasserqualität.

### Danksagung

Für die Begleitung der Arbeiten und die Diskussion der Berichtsentwürfe bedanken wir uns bei: Bänz Lundsgaard-Hansen (BAFU), Susanne Haertel-Borer (BAFU), Diego Dagani (BAFU), Timothy Alexander (EAWAG), Ole Seehausen (EAWAG), Christiane Ilg (VSA-Plattform Wasserqualität).

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG .....</b>	<b>4</b>
<b>2</b>	<b>EINLEITUNG.....</b>	<b>5</b>
2.1	NOTWENDIGKEIT VON STANDARDISIERTEN AUFNAHMEN DER FISCHGESELLSCHAFTEN .....	5
2.2	ZIELE DES "PROJET LAC" .....	6
2.3	ZIELE DIESES BERICHTS .....	6
<b>3</b>	<b>"PROJET LAC"-METHODEN .....</b>	<b>8</b>
3.1	AUSWAHL DER BEFISCHUNGSMETHODEN .....	8
3.2	EU-WASSERRAHMENRICHTLINIE (CEN-METHODE) .....	9
3.3	VERTIKALNETZ-METHODE .....	12
3.4	ZEITRAUM FÜR DIE BEFISCHUNGEN .....	17
3.5	ECHOLOTAUFNAHMEN .....	18
3.6	ARTBESTIMMUNG, VERMESSUNG UND DATENERFASSUNG .....	19
3.7	VERTIEFTE TAXONOMIE UND GENETISCHE ANALYSEN.....	21
3.8	AUSWERTUNGEN UND ANALYSEN .....	23
3.9	AUFWAND "PROJET LAC" .....	24
<b>4</b>	<b>OPTIMIERUNG BEFISCHUNGSMETHODE .....</b>	<b>28</b>
4.1	ZIELE DER OPTIMIERUNG .....	28
4.2	VOR- UND NACHTEILE DER EINZELNEN METHODEN .....	28
4.3	REDUNDANZEN .....	29
4.4	HYPOTHESEN ZUR ANPASSUNG DER BEFISCHUNGSMETHODE .....	29
4.5	ERGEBNISSE DATENANALYSE "PROJET LAC" .....	31
4.6	VERGLEICHENDE VERSUCHSFÄNGE VERTIKALNETZE .....	32
4.7	VERGLEICHENDE VERSUCHSFÄNGE BODENNETZE .....	35
<b>5</b>	<b>REPRÄSENTATIVITÄT DER OPTIMISIERTEN BEFISCHUNGSMETHODE.....</b>	<b>44</b>
5.1	ZWEIMALIGE BEFISCHUNG SEMPACHERSEE 2018 .....	44
<b>6</b>	<b>EIGNUNG DER DATEN ZUR BEWERTUNG DES SEEZUSTANDS.....</b>	<b>50</b>
6.1	FISCHE ALS INDIKATOR FÜR DEN ZUSTAND EINES SEES.....	50
6.2	UFERBEFISCHUNGEN ALS INDIKATOR FÜR DEN ZUSTAND DER SEEUFER .....	51
6.3	BEWERTUNG AUSGEWÄHLTER SCHWEIZER SEEN NACH VORGABE DER WRRL.....	54
<b>7</b>	<b>EMPFEHLUNG FÜR EIN STANDARDISIERTES MONITORING DER FISCHE .....</b>	<b>62</b>
7.1	NEUE BEFISCHUNGSMETHODE – MONITORING VON SEEN.....	62
7.2	FELDLABOR .....	62
<b>8</b>	<b>GLOSSAR .....</b>	<b>63</b>
<b>9</b>	<b>LITERATURVERZEICHNIS .....</b>	<b>66</b>
<b>10</b>	<b>ANHANG –BEFISCHUNGSMETHODE FÜR SEEN .....</b>	<b>68</b>
10.1	HABITATKARTIERUNG .....	68
10.2	AUFBAU MULTIMASCHEN-KIEMENNETZE .....	70
10.3	BEFISCHUNGS-AUFWAND .....	71
10.4	ZEITRAUM UND DAUER DER BEFISCHUNGEN .....	73
10.5	ARTBESTIMMUNG, VERMESSUNG UND DATENERFASSUNG .....	73
10.6	VERTIEFTE TAXONOMIE UND GENETISCHE ANALYSEN.....	74

# 1 Zusammenfassung

Seit 2010 wurden alle grösseren Schweizer Seen einmal nach der Vorgehensweise des "Projet Lac" untersucht. Das Ziel des "Project Lac" war nicht nur die standardisierte Beschreibung vorhandener Fischarten, sondern auch eine fischökologische Beurteilung der Seezustände. Ziel des vorliegenden Berichts ist es, die methodischen Lehren aus dem von 2010 bis 2018 durchgeführten "Projet Lac" zu ziehen und zusammenzufassen.

Zunächst werden die im Rahmen des "Projet Lac" angewandten Methoden beschrieben. Dabei wird verdeutlicht, wie bei den Befischungen vorgegangen wurde und wie die Daten für die Analyse aufbereitet wurden. Anhand eines Vergleichs mit zwei unabhängigen Befischungen im Sempachersee kann daraufhin gezeigt werden, dass die Ergebnisse für die häufigen Arten nach den Protokollen des «Projet Lac» innerhalb des zu erwartenden Schwankungsbereichs liegen. Die Ergebnisse bestätigen die Annahme aus der wissenschaftlichen Literatur, wonach Befischungen nach den Methoden des "Projet Lac" genügend standardisiert, reproduzierbar und aussagekräftig sind, um verlässliche und insbesondere vergleichbare Resultate über den fischökologischen Ist-Zustand eines Sees zu erhalten. Der Aufwand, die Kosten und die Mortalität bei Kleinfischen im Zuge einer Befischung des "Projet Lac" waren jedoch gross.

Deshalb wurde versucht, den Aufwand und die Fischmortalität zu verringern. Die angepasste Methode wurde zu Testzwecken in mehreren Seen parallel mit der alten Methode eingesetzt. Die Ergebnisse aus diesem Vergleich zwischen der alten und der neuen Befischungsmethode zeigen, dass mit modifizierten Kiemennetzen insgesamt gleich viele Arten nachgewiesen werden können wie mit ursprünglichen Kiemennetzen. Die modifizierten Netze fangen zugleich

wie erhofft deutlich weniger Fische (-67 %) und auch weniger Biomasse (-25 %) als die zuvor eingesetzten Netze. Die Mortalität kann mit den modifizierten Netzen also deutlich reduziert werden.

Die erwünschte Verringerung der Mortalität geht jedoch auf Kosten der direkten Vergleichbarkeit des NPUE (bezüglich des Aufwands korrigierte Anzahl gefangener Fische) zwischen den ursprünglichen CEN- und den modifizierten Netzen. Die Fehlerquote liegt hinsichtlich der Anzahl gefangener Fische bei 25 % und muss bei Vergleichen zwischen Daten aus den "Projet Lac"-Fängen und denjenigen möglicher zukünftiger Befischungen mit modifizierten Netzen berücksichtigt werden. In der Arbeitsgruppe wurde entschieden, dass die Vorteile der Anpassung (Mortalitäts- und Aufwandsreduktion) diesen Nachteil mehr als aufwiegen. Deshalb wird empfohlen, die modifizierten Netze bei zukünftigen Monitorings in der Schweiz anzuwenden. Die empfohlenen Methoden für zukünftige standardisierte Befischungen können dem Anhang zu diesem Bericht entnommen werden.

Schliesslich wird im vorliegenden Bericht die Eignung der durch standardisierte Befischungen gewonnenen Daten zur Bewertung des ökologischen Zustands von Seen erörtert. Dabei zeigt sich, dass sich die Daten und die in der EU angewandten Verfahren grundsätzlich gut zur Bewertung der Seezustände in der Schweiz eignen. Bestimmte Indikatoren und Parameter müssen jedoch überarbeitet und an unsere Gewässer angepasst werden. Zur Erfolgskontrolle von Revitalisierungen sind zudem vor allem elektrische Befischungen von Uferpartien geeignet. Denn mit diesen gelingt es besonders gut, Unterschiede zwischen künstlichen und natürlichen Habitaten aufzuzeigen.

## 2 Einleitung

### 2.1 Notwendigkeit von standardisierten Aufnahmen der Fischgesellschaften

In den schweizerischen Voralpenseen leben überdurchschnittlich viele endemische Fischarten [1–3], für welche die Schweiz eine besondere Verantwortung trägt. Gemäss Zweckartikel des Bundesgesetzes über die Fischerei (Art. 1 Abs. 1 Bst. a BGF, SR 923.0) sollen die natürliche Artenvielfalt und der Bestand einheimischer Fische, Krebse und Makroinvertebraten sowie deren Lebensräume erhalten, verbessert oder nach Möglichkeit wiederhergestellt werden. Die Kantone sind dabei gemäss Verordnung zum Bundesgesetz über die Fischerei (VBGF, SR 923.01) verpflichtet, für ihre jeweiligen Gebiete die Gewässerabschnitte zu bezeichnen, in denen Fische und Krebse mit dem Gefährdungsstatus 1-3 leben (1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet; vgl. Art. 10 Abs. 1 VBGF).

Um ein Ökosystem mit den darin lebenden Organismen schützen und erhalten zu können, müssen dessen Zustand und die dafür verantwortlichen Ursachen bekannt sein. Ab 2010 wurde im Rahmen des Forschungsvorhabens „Projet Lac“ [4] zum ersten Mal mit umfassenden und standardisierten Aufnahmen von Fischbeständen in grossen, natürlichen und tieferen Alpenrandseen begonnen. Bis dahin

beruhte das Wissen hauptsächlich auf Fangstatistiken, Erfahrungen der Behörden, der Fischer, Einzelbeobachtungen, gezielten Monitorings (z.B. Felchenmonitoring) und artenspezifischen wissenschaftlichen Studien. Solche Daten sind oftmals nicht ausreichend standardisiert, um gesicherte Aussagen über den Zustand ganzer Fischgemeinschaften sowie die Entwicklung von Beständen formulieren zu können. Bei Fischfangstatistiken fehlen zum Beispiel oft Angaben über den für den Fang benötigten Aufwand und sie spiegeln lediglich einen Teil der Artenvielfalt eines Sees wider.

Um den Fischbestand eines Sees und dessen Vielfalt umfassend und unvoreingenommen zu erfassen, müssen standardisierte Methoden angewandt werden, die reproduzierbar und vor allem vergleichbar sind und die ausserdem sämtliche Lebensräume des Sees erfassen. Damit wird es möglich, den Fischbestand als Ganzes mit Umweltvariablen in Verbindung zu bringen, um Ursachen für Veränderungen im Fischbestand zu identifizieren. Seltene Arten, die mit solch standardisierten Methoden oft nicht erfasst werden, können durch gezielte Suchaktionen aufgespürt werden.



**Abbildung 2-1.** Links: Standardisierte Probenahme mittels Vertikalnetzen im Lac de Bret, Kanton Waadt. Rechts: Kleinwüchsige Seesaiblingsart, gefangen im Sarnensee, Kanton Obwalden.

Die Durchführung des "Projet Lac" von 2010 bis 2014 hat gezeigt, dass eine standardisierte Aufnahme der Fische der grossen und tiefen voralpinen Seen möglich ist. Dabei kamen teils überraschende Erkenntnisse an den Tag. So wurden z.B. bisher nicht bekannte Arten oder nicht erwartete evolutionäre Linien von gewissen Arten entdeckt. Die standardisierten Aufnahmen lieferten auch neue Erkenntnisse

bezüglich Habitatnutzung [5], absoluter bzw. relativer Häufigkeiten [6] und Längenzusammensetzung einzelner Fischarten. Zudem kann anhand von standardisierten Aufnahmen die Entwicklung des Fischbestands in einem See über die Zeit hinweg detailliert verfolgt werden [7].

## 2.2 Ziele des "Projet Lac"

Standardisierte und reproduzierbare Aufnahmen wie die des „Projet Lac“ sind notwendig, um Fischgemeinschaften erfolgreich als Bioindikator (siehe Kapitel 6.1) nutzen zu können. Da sich Fische räumlich bewegen, müssen diese Aufnahmen in allen Bereichen des Stillgewässers simultan durchgeführt werden. Dies ist der Grund, weshalb eine standardisierte Befischung der Seen recht aufwendig ist und bis zum "Projet Lac" in der Schweiz nicht realisiert wurde. Folgende Ziele wurden bei dem Projekt verfolgt:

- Erhebung der Häufigkeiten einzelner Fischarten sowie der Fischartenvielfalt bestimmter Seen,
- Erstellung einer standardisierten Erstaufnahme des Fischbestands in grossen Alpenrandseen,

- Aufdeckung evidenter Zusammenhänge zwischen Umweltfaktoren (z.B. Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser, Temperatur, Produktivität) und Artenvielfalt,
- Archivierung von standardisierten Fotos, DNA-Proben und ganzen Fischen, die in Zukunft als Referenz für den heutigen Zustand der Fischdiversität verwendet werden können.

Die Feldarbeiten des „Projet Lac“ wurden Ende 2014 abgeschlossen. Insgesamt wurden dabei 33 Seen des Alpenraumes untersucht. Im Nachgang wurden auf den Erkenntnissen des "Projet Lac" aufbauend sechs weitere Seen befischt.

## 2.3 Ziele dieses Berichts

Seit 2010 wurden alle grösseren Schweizer Seen einmal nach der Vorgehensweise des "Projet Lac" untersucht. Das Ziel des "Project Lac" war nicht nur eine standardisierte Beschreibung der vorhandenen Arten, sondern auch eine fischökologische Beurteilung der Seezustände. Um solche Ziele erreichen zu können, müssen reproduzierbare Methoden und geeignete Werkzeuge zur Verfügung stehen. Die dabei entstehenden Implementierungskosten müssen tragbar sein.

Ziel des vorliegenden Berichts ist es, die methodischen Lehren aus dem von 2010 bis 2018 durchgeführten "Projet Lac" zusammenzufassen. **Darauf aufbauend soll ein geeigneter methodischer Ansatz zur**

**beständigen Überprüfung der Seefischbestände entwickelt und vorgeschlagen werden.**

Im Rahmen des "Projet Lac" wurden die Fischbestände und die Artenvielfalt zum ersten Mal standardisiert erfasst. Der Aufwand und die Kosten waren jedoch gross. Wenn diese reduziert werden können, ohne zugleich die Aussagekraft der Resultate zu schmälern, dann steigt die Wahrscheinlichkeit, dass ein Monitoring der Seen nach dem Vorbild des "Projet Lac" in Zukunft wiederholt werden kann. Es soll daher versucht werden, den Ansatz des "Projet Lac" bei den Befischungen zu optimieren. Folgende Gesichtspunkte stehen dabei im Vordergrund:

- Vor- und Nachteile der einzelnen Befischungsmethoden abwägen,
- Redundanzen ermitteln,
- Aufwand/Mortalität reduzieren,
- Vergleichbarkeit wahren,
- Kosten reduzieren.

Zudem soll der Wert von Fischen als Indikator diskutiert werden. Parameter, die zur Bewertung notwendig sind, sind zu identifizieren. Darüber hinaus sollen die in der EU entwickelten Bewertungsverfahren für den Seezustand am Beispiel von Daten einiger Seen getestet werden. Ebenfalls beleuchtet wird der Nutzen von habitatspezifischen Uferbefischungen als

mögliche Methode zur Wirkungskontrolle von Seeuferrevitalisierungen.

Letztendlich soll dieser Bericht eine Grundlage bilden, falls dereinst im Rahmen des Modulstufenkonzepts (MSK) ein standardisiertes schweizweites Monitoring der Fischbestände in Seen und eine darauf basierende Zustandsbewertung von Seen entwickelt werden soll. Den Kantonen kann dies als Orientierung dienen, wenn sie ihre Fischbestände in Seen standardisiert erheben möchten.

Fachbegriffe sind im Glossar (Kapitel 0) beschrieben.



**Abbildung 2-2.** Insel Schwanau im Lauerzersee und daneben liegende wissenschaftliche Vertikalnetze.

### 3 "Projet Lac"-Methoden

In diesem Kapitel werden die im Rahmen des "Projet Lac" angewandten Methoden beschrieben. Dabei soll verdeutlicht werden, wie bei den Befischungen vorgegangen wurde und wie die Daten für die Analyse aufbereitet wurden. Bezüglich Datenanalyse und der vertieften taxonomischen Analyse liefert der

"Projet Lac"-Synthesebericht [8] alle notwendigen und detaillierten Informationen. Diese werden hier nur kurz zusammengefasst. Die Befischungsmethoden, die im Synthesebericht hingegen nur knapp beschrieben sind, werden im vorliegenden Bericht detailliert dargestellt.

#### 3.1 Auswahl der Befischungsmethoden

Seen können nicht quantitativ befishet werden. Daher werden zur Erfassung des Fischbestands standardisierte Methoden angewandt [9]. Dabei ist zwischen aktiven und passiven Methoden zu unterscheiden. Bei einer aktiven Methode wird die Gerätschaft bewegt, um einen Fisch zu fangen oder zur erfassen. Bei einer passiven Methode bewegen sich die Gerätschaften nicht, die Fische werden durch ihre Bewegung im Gewässer gefangen oder erfasst. Es gibt eine Vielzahl von Methoden, die im Rahmen von Monitoring-Kampagnen eingesetzt werden können [10]. Im Rahmen des "Projet Lac" wurden aktive und passive Methoden miteinander kombiniert. Der Aufwand sollte dabei möglichst gering gehalten und die Vergleichbarkeit mit anderen Projekten ermöglicht werden. Zudem sollten gefangene Fische für weitere Untersuchungen verwendet werden.

Drei Protokolle mit vier Methoden wurden ausgewählt und simultan in allen Seen angewandt (Abbildung 3-1). Diese Auswahl richtete sich nach folgenden Kriterien:

- Die sich an der EU-Wasserrahmenrichtlinie DIN EN 14757 [11] orientierende Methode (kurz CEN-Methode) wurde ausgewählt, weil sie in vielen Ländern der EU bereits routinemässig zur Anwendung gelangt. Damit können die Resultate aus dem "Projet Lac" mit denen der gesamten EU verglichen werden.
- Die Vertikalnetzmethode [12] wurde ausgewählt, weil sie zusätzliche Informationen über den Zusammenhang des Fischfangs mit dem Habitat liefert. Ergänzt wurde diese Methode mit elektrischen Befischungen. Damit können Uferpartien sehr lokal und habitatspezifisch befishet werden. Zudem werden mit letztgenannter Befischung auch Kleinfischarten erfasst, die mit Kiemennetzen nur schlecht zu fangen sind.
- Hinzu kamen Echolotaufnahmen [10, 13], um eine Schätzung der Fischbiomasse zu erhalten, die nicht von der morphologisch bedingten Fangbarkeit einer Fischart in Kiemennetzen oder dem Bewegungsmuster der Fische beeinflusst wird

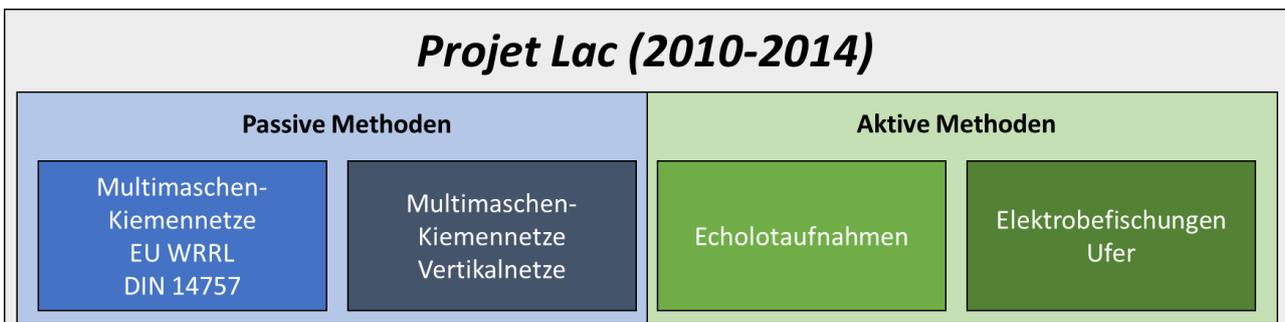


Abbildung 3-1. Übersicht der im Rahmen des "Projet Lac" angewandten Methoden.

## 3.2 EU-Wasserrahmenrichtlinie (CEN-Methode)

Die in der EU nach der Wasserrahmenrichtlinie (DIN EN 14757) angewandte Methode, hier CEN-Methode genannt [11], legt ein Verfahren zur Probenahme von Fischen in Seen mittels benthischen Multimaschen-Kiemennetzen fest. Das Verfahren liefert Daten zur Abschätzung des Artenspektrums in Seen sowie eine quantitative Abschätzung der jeweiligen relativen Artenhäufigkeit, der Biomasse, ausgedrückt

als Einheitsfang (Catch per Unit Effort, CPUE), und der Grössenverteilung von Fischbeständen. Dies gilt für alle Fischarten, die mit Kiemennetzen gefangen werden können. Zudem liefert sie relative Bestandschätzungen, die für Vergleiche bezüglich ein und desselben Sees zu verschiedenen Zeitpunkten und für Vergleiche zwischen verschiedenen Seen geeignet sind [11].

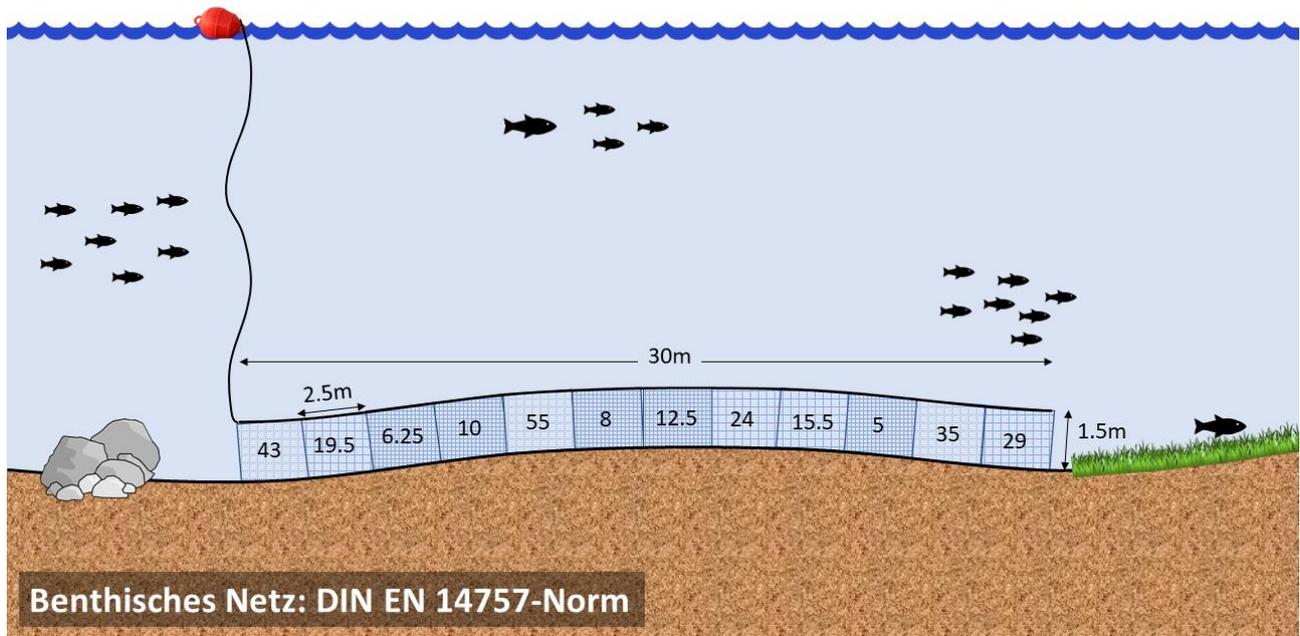
### 3.2.1 Multimaschen-Kiemennetze

Jedes Kiemennetz besteht aus 12 verschiedenen Maschenweiten von 5 mm bis 55 mm Knotenabstand (Abbildung 3-2, Abbildung 3-3). Die Maschenweiten folgen einer geometrischen Reihe. Alle Kiemennetze müssen die gleiche Anordnung der Netzblätter mit ihren jeweils unterschiedlichen Maschenweiten aufweisen [11].

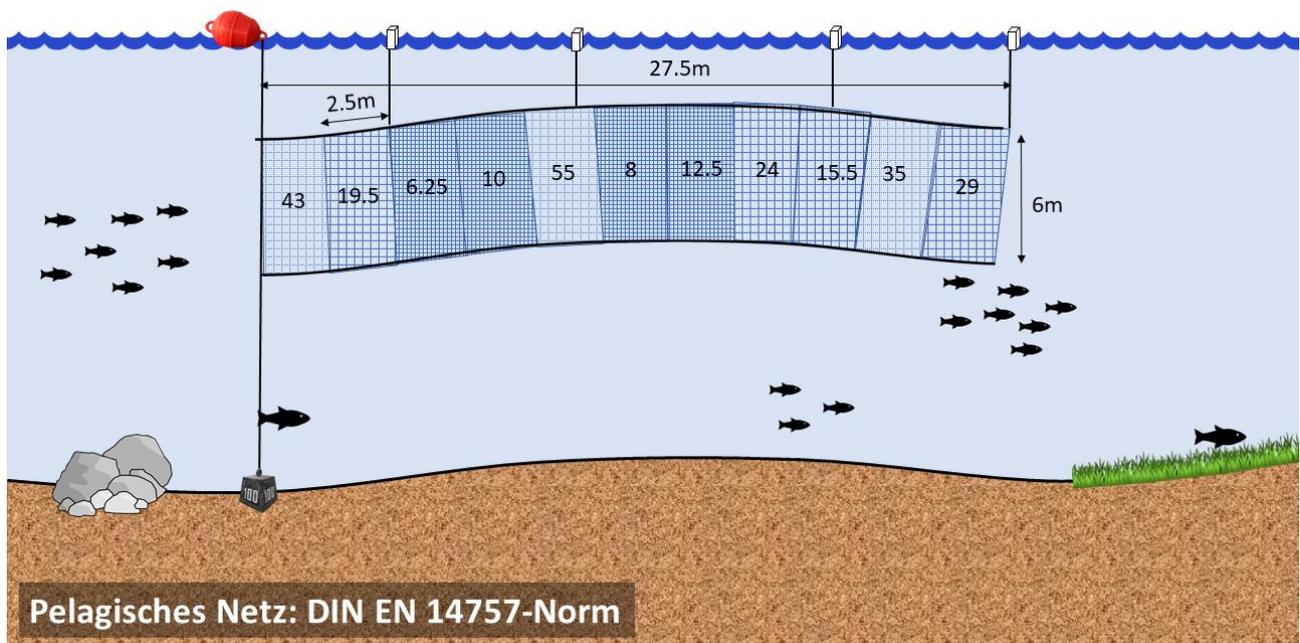
Die Kiemennetze bestehen aus homogener, ungefärbter Polyamidfaser. Jedes benthische Netz ist 30 m lang und 1.5 m hoch. Jedes Netzblatt mit der jeweiligen Maschenweite ist 2.5 m lang und an die 30 m lange Schwimmlleine (empfohlene längenbezogene Masse im Wasser 6 g/m) und die 33 m lange Grundleine (empfohlene längenbezogene Masse im Wasser 9.9 g/m) angeschlagen. Der Durchmesser des Netzgarns variiert zwischen 0.1 mm bei der 5 mm Maschenweite und 0.25 mm bei der 55 mm Maschenweite (Tabelle 3-1). Der Einstellungsfaktor für alle Maschenweiten beträgt 0.5.

**Tabelle 3-1.** Verteilung der Maschenweiten (Knotenabstand) und Garndurchmesser bei benthischen Multimaschen-Kiemennetzen der CEN DIN EN 14757-Norm [11].

Maschen-Nr.	Maschenweite [mm]	Garndurchmesser [mm]
1	43	0.2
2	19.5	0.15
3	6.25	0.1
4	10	0.12
5	55	0.25
6	8	0.1
7	12.5	0.12
8	24	0.17
9	15.5	0.15
10	5	0.1
11	35	0.2
12	29	0.17



**Abbildung 3-2.** Graphische Darstellung der benthischen Multimaschen-Kiemennetze, die im Rahmen der EU CEN-Norm EN 14757 zur Befischung von stehenden Gewässern eingesetzt werden. Die in den einzelnen Netzblättern angegebenen Zahlen entsprechen der Maschenweite (Knotenabstand) in mm.



**Abbildung 3-3.** Graphische Darstellung der pelagischen Multimaschen-Kiemennetze, die im Rahmen der EU CEN-Norm EN 14757 zur Befischung von stehenden Gewässern eingesetzt werden. Die in den einzelnen Netzblättern angegebenen Zahlen entsprechen der Maschenweite (Knotenabstand) in mm.

### 3.2.2 Befischungsaufwand benthische Netze

#### 3.2.2.1 Verteilung im Raum

Um der nicht zufälligen Verteilung der Fische im Raum gerecht zu werden, wird eine Strategie der zufälligen Probenahme in verschiedenen vorgegebenen Tiefenbereichen angewandt [11]. Die zufällige

Wahl des Standortes für jedes Kiemennetz innerhalb eines Tiefenbereichs gewährleistet eine unabhängige Probenahme für jeden Tiefenbereich. Dabei ist vorgegeben, dass sich das gesamte Kiemennetz innerhalb der korrekten Tiefenschicht befinden muss. Die Wassertiefen für die flachste und tiefste Stelle

der Netzposition müssen protokolliert werden. Die zufällige Verteilung der Netze wird vor der Probenahme mit Hilfe von Tiefenkarten und einem Koordinatennetz sichergestellt (Abbildung 3-4). Die Netzposition wird mittels GPS-Koordinaten festgehalten (Format WGS 84).

Um die Bootfahrzeiten zu verringern, dürfen grosse Seen aufgeteilt werden. Die zufällige Verteilung der Netzstandorte sollte dann innerhalb dieser Teilbereiche vorgenommen werden [11].



**Abbildung 3-4.** Grundlage für die Verteilung der benthischen CEN-Multimaschen-Kiemennetze am Beispiel des Bielersees.

### 3.2.2.2 Anzahl Netze

Der erforderliche Fangaufwand wird durch drei Faktoren bestimmt:

- die gewünschte Präzision der Bestandsschätzung,
- die Fläche des Sees,
- die maximale Tiefe des Sees.

Je höher die gewünschte Präzision, je grösser die Fläche eines Sees und je tiefer dessen maximale Tiefe, desto höher ist der Fangaufwand.

### 3.2.3 Pelagische Netze

Für pelagische Kiemennetze liefert die Norm keine verbindlichen Vorgaben zur räumlichen Aufteilung der Befischung und zur Anzahl der Netze, die eingesetzt werden müssen. Lediglich die Tiefenklassen,

Gemäss CEN-Norm gilt als Mindestanforderung für die Präzision, dass ein Unterschied von 50 % zwischen zwei Probenahmen bezüglich der Abundanz der häufig vorkommenden Fischarten statistisch festgestellt werden kann [11]. Um dies zu erreichen, muss gemäss CEN-Vorgaben je nach Seetiefe und -fläche eine bestimmte Anzahl benthischer Netze ausgelegt werden (Tabelle 3-2).

Im Rahmen des "Projet Lac" wurden die Vorgaben der CEN-Norm vollumfänglich umgesetzt. Für Bereiche von mehr als 75 m Tiefe macht die CEN-Norm jedoch keine Vorgaben. Da eine Vielzahl der Voralpenseen substanziell tiefer als 75 m ist, wurde im Rahmen des "Projet Lac" auch unterhalb von 75 m Tiefe gefischt. Dabei wurden für jede weitere 25 m-Tiefenschicht (z.B. 75-100 m, 100-125 m, etc.) 12 CEN-Netznächte angesetzt. Um den Aufwand im Rahmen zu halten, wurden jeweils drei Netze statt einem pro Standort gesetzt, und diese Netze verblieben jeweils während ca. 38 h im Wasser (zwei Nächte statt eine Nacht).

**Tabelle 3-2.** Benötigte Anzahl Netznächte, je nach maximaler Tiefe und Fläche eines Sees, um die Präzision von 50 % erreichen zu können (gemäss [11]). Bei Seen, die grösser als 5000 ha sind, wird ein zu definierendes vermehrendes «x» hinzugesetzt.

Tiefe [m]	Seefläche [ha]						
	bis 20	21-50	51-100	101-250	251-1000	1001-5000	>5000
0-5.9	8	8	16	16	24	24	24x
6-11.9	8	16	24	24	32	32	32x
12-19.9	16	16	24	32	40	40	40x
20-34.9	16	24	32	40	48	56	56x
35-49.9	16	32	32	40	48	56	56x
50-74.9			40	40	56	64	64x
>75	***	***	***	***	***	***	***

\*\*\* Für jede weitere 25 m-Tiefenschicht jeweils 12 CEN-Netznächte.

die befishet werden sollen, sowie der Aufbau der Pelagialnetze sind vorgegeben. Im Rahmen des "Projet Lac" wurde pro Probenahmewoche jeweils ein Tiefenprofil (0-6 m, 6-12 m, 12-18 m, 20-26 m, 35-

41 m, 50-56 m, 75-81 m) an der tiefsten Stelle be-  
fischt. Dabei wurden jeweils zwei pelagische CEN-  
Multimaschen-Kiemennetze zusammenghängt.  
Dieses Vorgehen wurde gewählt, da es bereits durch  
französische Kollegen der Office français pour la bio-  
diversité (OFB, ehemals ONEMA) angewandt worden  
war. Damit können die "Projet Lac"-Daten mit denen

der OFB verglichen werden. Andere EU-Länder ge-  
hen diesbezüglich anders vor. Die Daten aus den  
Pelagialnetzen sind wenig aussagekräftig für den  
Fischbestand im Pelagial eines Sees [6, 13]. Dieses  
Manko war bereits zu Beginn des "Projet Lac" be-  
kannt und war mit ein Grund, weshalb zusätzlich die  
Vertikalnetz-Methode zum Einsatz kam.

### 3.3 Vertikalnetz-Methode

Die in Teilen Frankreichs [14] und Nordamerikas [15]  
angewandte Methode wird im vorliegenden Bericht  
Vertikalnetz-Methode genannt. Auch bei dieser Me-  
thode handelt es sich um ein Verfahren zur Proben-  
ahme von Fischen in Seen mittels Multimaschen-Kie-  
mennetzen. Sie wurde an der Universität Besançon  
ausgearbeitet [12] und im Rahmen des "Projet Lac"  
durch die EAWAG optimiert. Dabei werden im  
Pelagial die einzelnen Tiefenkompartimente mit ver-  
tikalen Kiemennetzen und im Litoral die Uferhabitate

mit benthischen Kiemennetzen gezielt befishcht [12].  
Dadurch werden auch seltene Uferhabitate, also Ha-  
bitate, die mit der CEN-Methode in der Regel nicht  
beprobt werden, befishcht. Zudem wird das Pelagial  
an verschiedenen Standorten und in unterschiedli-  
chen Tiefen (Tiefengradient) auf der gesamten See-  
tiefe befishcht, was insbesondere bei grossen und tie-  
fen Voralpenseen verlässliche Informationen zum  
dortigen Fischbestand liefert [6, 13].

#### 3.3.1 Habitatkartierung

Fische verteilen sich nicht zufällig über die verschie-  
denen Habitate sondern halten sich in gewissen Ha-  
bitaten oder Tiefen häufiger auf. Je nach Fischart un-  
terscheiden sich die bevorzugten Habitate [1]. Bei  
der Vertikalnetz-Methode werden daher Habitate  
gezielt befishcht. Deshalb müssen die Habitate vor der  
Befischung kartiert werden. Dazu wird der See in ei-  
nem ersten Schritt in Tiefenkompartimente einge-  
teilt (Tabelle 3-3).

und Boote, die im freien Wasser an Bojen fixiert sind,  
werden als natürliche Ufer eingestuft.

Im Prinzip sollten auch Habitate die tiefer als 5 m lie-  
gen kartiert und gesondert befishcht werden. Die Kar-  
tierung und gezielte Befischung ist dort jedoch tech-  
nisch viel komplexer und war daher im Rahmen des  
"Projet Lac" nicht zu realisieren.

Anschliessend werden in Ufernähe und bei einer  
Tiefe von <5m (Litoral) die vom Boot aus identifizier-  
baren Habitate vor Ort mit Zuhilfenahme von Luft-  
aufnahmen kartiert. 18 Habitat-Typen sind vonei-  
nander zu unterscheiden (Abbildung 3-5, Tabelle  
3-4). Die Habitate werden, wenn sie durch Block-  
würfe, Mauern, usw. gesichert sind oder eine hohe  
Bootsdichte aufweisen (offene Bootsanlegestellen  
im See mit sichtbaren baulichen Massnahmen), als  
künstlich bezeichnet. Eingezäunte Schilfbestände

**Tabelle 3-3.** Tiefenbereiche, die bei der Planung des Befi-  
schungsaufwands unterschieden werden. Mit Ausnahme des Li-  
torals wird jeder Tiefenbereich mindestens drei Mal mit einem  
Vertikalnetzsatz befishcht. Cmax entspricht der maximalen Tiefe.

Habitat	Tiefe
Litoral	<5 m
Sublitoral Tinf	5-10 m
Sublitoral Tsup	10-20 m
Pelagisch Cmin	20 m-60 % Cmax
Pelagisch Cmed	60 % Cmax-80 % Cmax
Pelagisch Cmax	80 % Cmax-Cmax

**Tabelle 3-4.** Litorale Habitate, die bei der Vertikalnetz-Methode kartiert werden. Fotos © Michel Roggo, Timon Polli, Pascal Vonlanthen.

Substrat/ Habitat	Bild	Beschreibung	Substrat/ Habitat	Bild	Beschreibung
fließend		Bereich in Nähe (max. 15 m) einer Gewässermündung.	mineralisch		Mineralisches Substrat, das durch Feinsediment kolmatiert ist (Durchmesser Kies: 2-20 mm).
		Bereich in Nähe (max. 15 m) eines Ausflusses.			Mineralisches Substrat mit einem Durchmesser von 0.2-2 mm.
mineralisch		Mineralisches (z.B. Fels oder Molasse) oder künstliches (z.B. Sohlenverbau) Substrat, das keinen Unterstand bietet.	organisch		Feinsedimente (mineralisch), die einen Durchmesser von weniger als 0.2 mm aufweisen.
		Mineralisches Substrat mit Versteckmöglichkeiten für grössere Fische (Durchmesser Blöcke: >200 mm).			Feinsedimente (organisch), die einen Durchmesser von weniger als 0.2 mm aufweisen.
		Blöcke ohne Zwischenräume (Durchmesser Blöcke: >200 mm), die kolmatiert sind. Es sind keine oder kaum Versteckmöglichkeiten für grössere Fische vorhanden.			Ansammlungen von organischem Streumaterial und Detritus wie Falllaub und kleinen Ästen.
		Lockeres mineralisches Substrat mit Versteckmöglichkeiten für kleine Fische (Durchmesser Steine: 20-200 mm).			Wasserpflanzen, die an der Oberfläche schwimmende Blätter haben und damit grössere Flächen abdecken, unter Wasser aber wenig dicht sind (z.B. Seerosen, Wasser-linsen oder gewisse Laichkräuter).
		Mineralisches Substrat, das durch Feinsedimente kolmatiert ist (Durchmesser Steine: 20-200 mm).			Vegetation, die nur teilweise im Wasser liegt (z.B. Schilf, Sumpfpflanzen oder vom Ufer aus überhängende Pflanzen wie Gräser).
		Lockeres mineralisches Substrat mit einem Durchmesser von 2-200 mm. Kommen Steine und Kies nicht grössensortiert vor, können sie als GGR zusammengefasst werden.			Alle aquatischen Wasserpflanzen (Hydrophyten), die in der Gewässersohle verankert sind und deren Blätter und Stängel ein dichtes Habitat bilden.
		Lockeres mineralisches Substrat mit einem Durchmesser von 2-20 mm.			Grosse, untergetauchte Wurzelstöcke und Totholz.

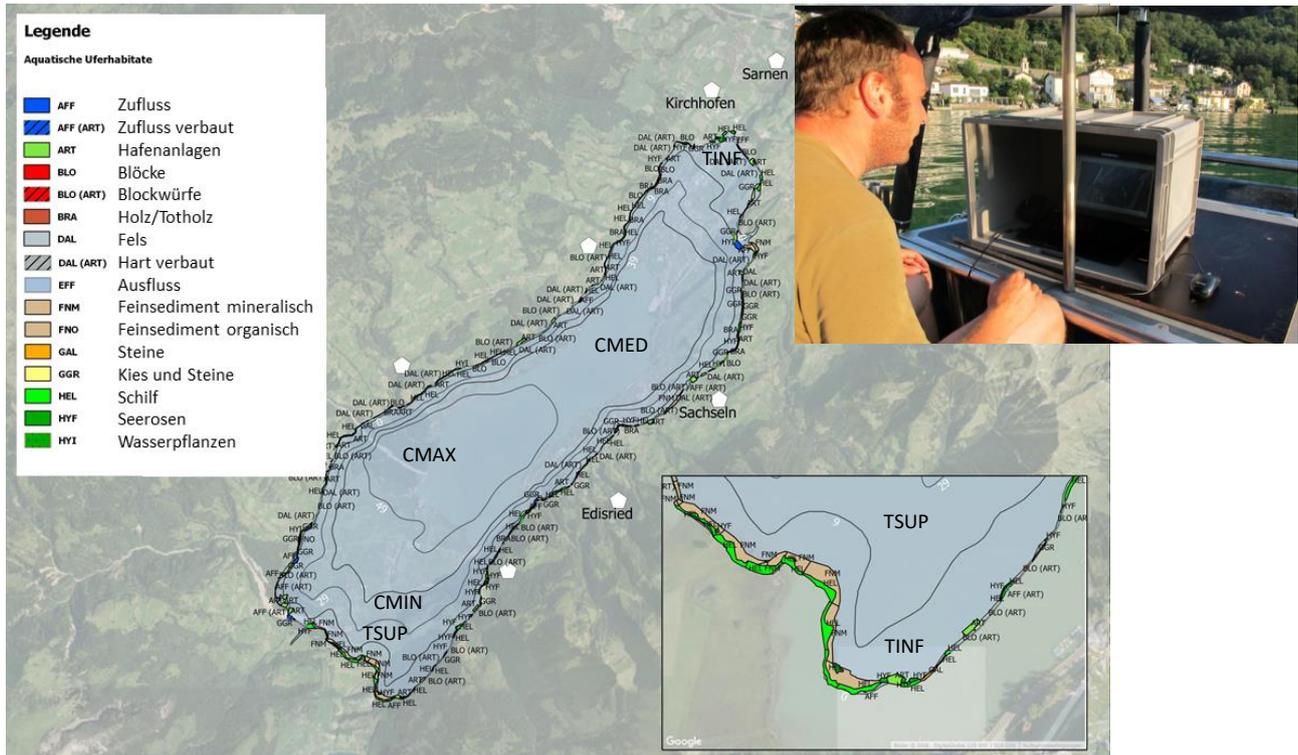


Abbildung 3-5. Beispiel einer Habitatkartierung des Sarnersees.

### 3.3.2 Gerätschaften

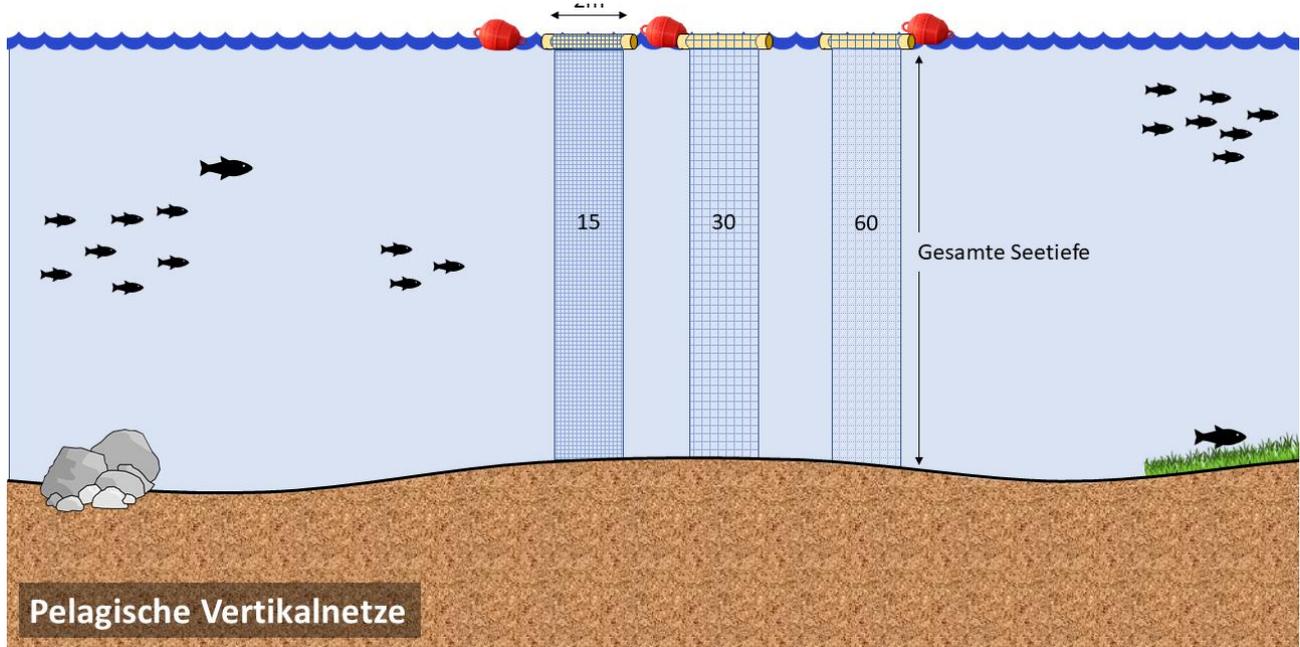
Jeder Vertikalnetzsatz besteht aus sieben getrennten Netzen mit unterschiedlichen Maschenweiten von 10 mm bis 60 mm Knotenabstand (Tabelle 3-5). Die einzelnen Netzblätter sind stets 2 m breit und voneinander getrennt auf einer Rolle (Schwimmer) aufgewickelt. Sie fischen jeweils in der gesamten Seetiefe (Abbildung 3-6). Die Kiemennetze bestehen aus homogener, ungefärbter Polyamidfaser. Bezüglich längenbezogener Masse im Wasser und des Durchmessers des Netzgarns werden keine Vorschriften gemacht [14]. Der Einstellungsfaktor für alle Maschenweiten beträgt 0.5.

Vertikalnetze, die in einer Tiefe von <5 m ausgelegt werden, können auch als Bodennetze montiert werden. Im Rahmen des "Projet Lac" kamen dabei 1 m,

1.5 m, 2 m, 3 m und 5 m tiefe benthische Vertikalnetze zum Einsatz. Auch bei diesen benthischen Netzen sind die Netzblätter durch einen Leerraum voneinander getrennt.

Tabelle 3-5. Verteilung der Maschenweiten (Knotenabstand) und Garnbreite bei Multimaschen-Kiemennetzen der Vertikalnetz-Methode.

Netz-Nr.	Maschenweite [mm]	Breite [m]
1	10	2
2	15	2
3	20	2
4	30	2
5	40	2
6	50	2
7	60	2



**Abbildung 3-6.** Oben: Graphische Darstellung der Multimaschen-Kiemennetze, die im Rahmen der Vertikalnetz-Methode zur Befischung von stehenden Gewässern eingesetzt werden. Die in den einzelnen Netzblättern angegebenen Zahlen entsprechen der Maschenweite (Knotenabstand) in mm. Dargestellt sind drei von sieben Vertikalnetzen, die jeweils nebeneinander ausgelegt werden. Unten links: Vertikales Multimaschennetz, abgewickelt von einem Schwimmkörper. Darunter fischt das Netz die gesamte Seetiefe vom Seegrund bis zur Oberfläche. Unten rechts: Entnahme der Fische aus einem Vertikalnetz. Dabei wird nebst der Art und der Länge der Fische auch die genaue Tiefe erfasst, in der die Fische gefangen wurden.

### 3.3.3 Befischungsaufwand Vertikalnetz-Methode

#### 3.3.3.1 Verteilung im Raum

Mit den litoralen benthischen Vertikalnetzen werden spezifische Uferhabitate gezielt befischt [12]. Der Standort des befischten Habitats wird auf der Habitatkarte zufällig ausgewählt. Es ist wichtig, dass sich alle sieben Kiemennetze eines Netzsatzes innerhalb des gleichen Habitat-Typs und am selben Standort befinden. Nur so kann eine unabhängige Probenahme für jedes Habitat gewonnen werden. Die Wassertiefen für die flachste und tiefste Stelle der Netzpositionen müssen protokolliert werden. Die

jeweilige Netzposition wird mittels GPS-Koordinaten festgehalten (Format WGS 84).

Vertikalnetze werden in den Tiefenkompartimenten Tinf, Tsup, Cmin, Cmed und Cmax zufällig im See verteilt eingesetzt (Tabelle 3-3). Die benthischen Vertikalnetze werden in Ufernähe (Litoral) zufällig pro Habitat eingesetzt (Abbildung 3-4, Abbildung 3-7).

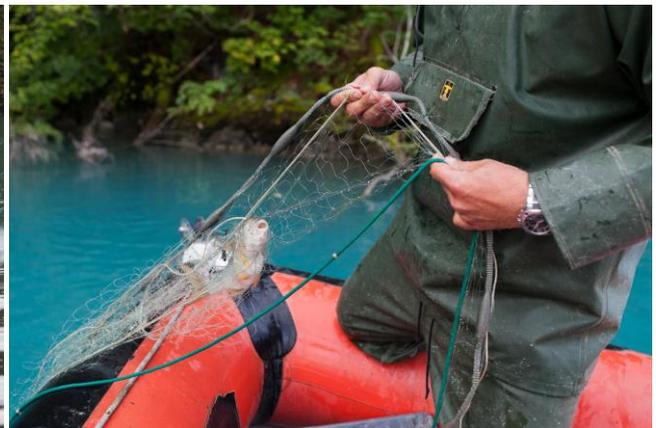
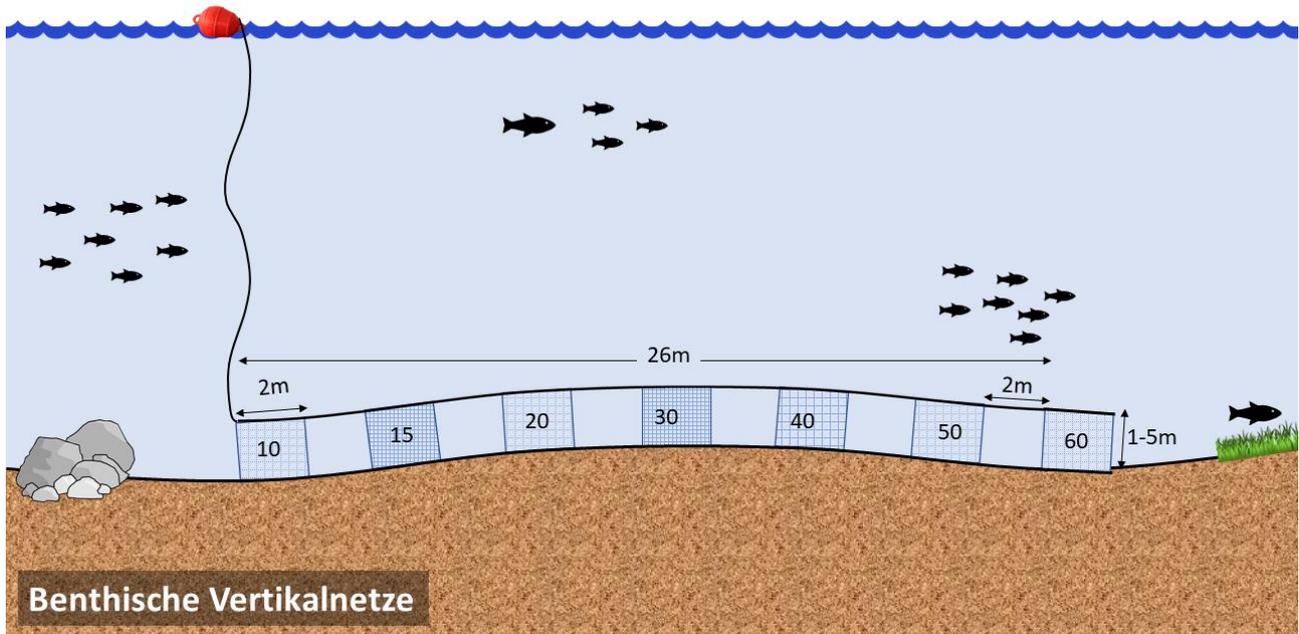
#### 3.3.3.2 Anzahl benthische Netze

Jedes Habitat wird mindestens drei Mal pro Befischungswoche mit einem 1-5 m tiefen benthischen Vertikalnetz befischt. Häufige Habitate werden in

der Regel vier bis fünf Mal beprobt. Insgesamt werden so pro See im Durchschnitt 45 habitatspezifische Ufernetze eingesetzt. Diese Netze werden wie bei der CEN-Methode zwischen 17:00 h und 19:00 h ausgelegt und morgens zwischen 7:00 h und 9:00 h wieder eingeholt.

### 3.3.3.3 Anzahl pelagische Netzsätze

Jedes Habitat (Tinf, Tsup, Cmin, Cmed, Cmax) wird wie auch bei den benthischen Vertikalnetzen mindestens drei Mal befischt. Die Netze werden jeweils ca. 24 h im See belassen. Die Fische werden kontinuierlich während des Hebens der Netze auf dem See entmascht. Nebst dem Standort und der Maschenweite des Netzes wird auch die Fangtiefe für jeden einzelnen Fisch protokolliert.



**Abbildung 3-7.** Oben: Graphische Darstellung der benthischen Multimaschen-Kiemennetze, die im Rahmen der Vertikalnetz-Methode zur Befischung von ufernahen stehenden Gewässern (<5 m Tiefe) eingesetzt werden. Die in den einzelnen Netzblättern angegebenen Zahlen entsprechen der Maschenweite (Knotenabstand) in mm. Unten: Heben von benthischen Vertikalnetzen im Brienzensee. Fotos © EAWAG.

### 3.3.4 Elektrische Befischungen

Alle kartierten Uferhabitat-Typen mit geringen Wassertiefen (<1.5 m) werden elektrisch befischt. Durch die Elektrofischerei werden auch Arten gefangen, die sich nur schlecht in Netzen verfangen. Dazu gehören Kleinfischarten, die gerne in Ufernähe verweilen (z.B.

Elritze, Schmerle, Groppe, Steinbeisser) sowie Arten, die mit Kiemennetzen nicht gefangen werden können (z.B. Aal, Bachneunauge).

Bei der elektrischen Befischung wird jeweils eine kurze Uferstrecke mit einer Anode entweder zu Fuss (wenn wasserbar) oder mit einem Boot befischt (z.B. bei steilen Felsen oder Uferverbauungen).

Pro See werden ca. 60 Standorte elektrisch befischt. Dabei wird an jedem Standort ein Durchgang entweder wasserbar oder mit dem Boot durchgeführt (Abbildung 3-8). Es werden möglichst alle Habitat-Typen an mindestens drei zufällig ausgewählten Standorten

befischt. Die Länge einer befischten Strecke beträgt mindestens 5 m. Bei geringen Fangzahlen kann die Streckenlänge bis auf 30 m verlängert werden. Die Strecken werden eher kurzgehalten, um bei hohen Fischdichten auf 60 Replikate zu kommen. Bei konstant langen Strecken ist der Aufwand in fischreichen Seen parallel zu den Netzbefischungen innerhalb einer Woche nicht zu stemmen. Die Strecken sollten entlang des gesamten Seelitorals verteilt sein.



Abbildung 3-8. Elektrobefischung zu Fuss (links) und vom Boot aus (rechts). Foto rechts © EAWAG/Stefan Kubli.

### 3.4 Zeitraum für die Befischungen

Die Befischungen finden von Mitte August bis Mitte Oktober statt, da zu dieser Zeit am meisten Jungfische auf Artniveau bestimmt werden können. Zudem pflanzen sich in diesem Zeitraum nur wenige Fischarten fort. Ausserdem sind grosse Seen in diesen Monaten geschichtet und der Effekt von Sauerstoffmangel tritt oftmals bereits auf. Schliesslich sind alle Fischarten zu dieser Jahreszeit aktiv, was für passive Methoden die Fangwahrscheinlichkeit erhöht.

Um die Variabilität für Vergleiche zwischen verschiedenen Seen oder Jahren zu minimieren, findet die Feldarbeit für jeden See, bzw. innerhalb eines jeden Sees zu einem ähnlichen Zeitpunkt statt. Um die Effekte verschiedener Witterungsbedingungen

auszugleichen, wird an mindestens drei Tagen/Nächten gefischt.

Kiemennetze werden im Tageszeitraum so gesetzt, dass die Phasen grösster Aktivität sämtlicher Fischarten sicher erfasst werden (sowohl tagaktive als auch nachtaktive Arten werden so erfasst). Benthische und pelagische CEN-Netze sowie benthische Vertikalnetze werden zwischen 17:00 h und 19:00 h ausgelegt und zwischen 7:00 h und 9:00 h wieder eingeholt. Vertikalnetze liegen jeweils ca. 20-24 h im Wasser und können kontinuierlich gesetzt und gehoben werden. Die elektrischen Befischungen erfolgen jeweils zwischen 13:00 h und 17:00 h.

### 3.5 Echolotaufnahmen

#### 3.5.1 Allgemeines zur Methode

Echolotuntersuchungen wurden entweder von Prof. Jean Guillard in Zusammenarbeit mit Michel Colon von der INRA UMR-Carrtel oder von Prof. Reiner

Eckmann gemeinsam mit Markus Pehr und Hendrik Thiele von der Universität Konstanz durchgeführt.

#### 3.5.2 Befahrungsdisegn

Um den Gesamtfischbestand ab einer Tiefe von 5 m mit der nötigen Präzision abschätzen zu können, wurde ein Befahrungsdisegn gewählt, das die Anzahl der Transekte proportional zur Fläche des Sees anpasst. Die entscheidende Kennzahl hierfür ist der Variationskoeffizient. Dieser ist abhängig vom Grad der Abdeckung, die definiert ist als  $\lambda = D/\sqrt{A}$  (D = Summe der Transektlängen, A = Fläche des Gebiets) [16, 17]. Um eine ausreichende Präzision der Daten zu

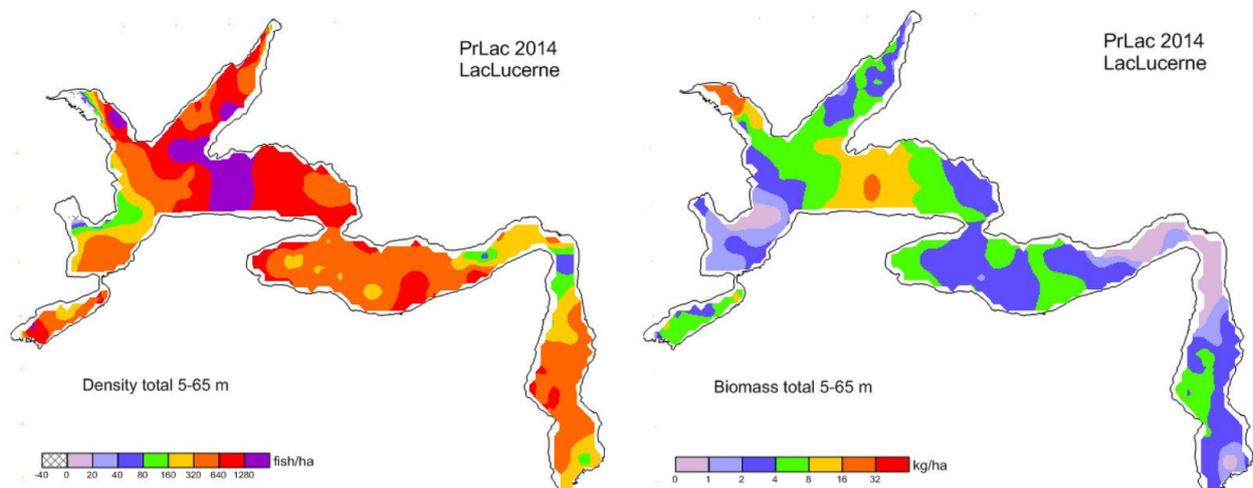
gewährleisten, ist ein  $\lambda$  von mindestens 4 notwendig [16, 17].

Die Echolotaufzeichnungen werden bei einer Fahrtgeschwindigkeit von ca. 10 km/h durchgeführt. Alle Daten werden mit einem Split-beam-Echolot der Marke Simrad EY60 erhoben, das mit einer Frequenz von 120 kHz arbeitet.

#### 3.5.3 Datenerhebung

Die hydroakustischen Datenerhebungen finden parallel bzw. zeitnah zu den im Rahmen des "Projet Lac" durchgeführten Befischungskampagnen statt. Echolotaufnahmen werden tags und nachts oder nur nachts erstellt. Die Nacht hat den Vorteil, dass die Schwarmstruktur aufgelöst ist und Individuen durch das Echolot zuverlässiger gezählt und vermessen werden können.

Fischgrößen werden, sofern die Fischart und ihr Zusammenhang mit der Signalstärke bekannt ist, direkt gemessen und Fischbiomassen abgeschätzt. Das Echolot wird von einem Laptop aus gesteuert, auf dem die hydroakustischen Daten zusammen mit GPS-Koordinaten abgespeichert werden. Das Echolotsystem wird vor jeder Ausfahrt mit einer Metallkugel gemäss den Herstellerangaben kalibriert.



**Abbildung 3-9.** Beispiel des Resultats der Echolotaufnahmen aus dem Vierwaldstättersee. Gezeigt ist das Horizontale Verteilungsmuster der Gesamtfischdichte (links) und der Gesamtfischbiomasse (rechts).

## 3.6 Artbestimmung, Vermessung und Datenerfassung

### 3.6.1 Netzfänge

#### 3.6.1.1 Entmaschen

Nach dem Heben der benthischen Netze (CEN- und Vertikalnetze) sowie der pelagischen CEN-Netze werden die Fische am Ufer entmascht (Abbildung 3-10). Dabei wird jeweils festgehalten, in welchem Netz und in welcher Maschenweite ein Fisch gefangen wurde. Dabei werden auch die Netze für das erneute Setzen am Abend vorbereitet.

Bei den Vertikalnetzen werden die Fische direkt auf dem See entmascht. Dies geschieht jeweils beim Heben jedes Netzes. Dabei wird nebst dem Standort und der Maschenweite auch die Fangtiefe auf einen Meter genau protokolliert.



**Abbildung 3-10.** Entmaschen von Fischen aus den benthischen Netzen (links) und Vertikalnetzen (rechts).

#### 3.6.1.2 Biometrie

Alle Fische werden, wenn immer möglich, anhand von morphologischen Merkmalen auf Artniveau identifiziert. Dazu dienen das Handbook of European Freshwater Fishes [1] als Grundlage sowie Erkenntnisse aus laufenden Arbeiten der EAWAG. Im Feld nicht bestimmbare Fischarten werden später im Labor nachbestimmt, entweder aufgrund von morphologischen Kriterien oder mittels genetischer Marker (z.B. DNA-Sequenz des COI Gens oder genomische Sequenzierdaten, vgl. Kapitel 3.7).

3-11). Massenfänge einer Art aus ein und derselben Maschenweite desselben Netzes werden in Gruppen verarbeitet. Dabei werden die minimale und maximale Länge der Fische bestimmt, die Anzahl gezählt und das Gesamtgewicht dieser Fische gemessen.

Die Totallänge bis zum Ende der Schwanzflosse bei natürlicher Flossenposition wird gemessen und das Gewicht auf ein Gramm genau gewogen (Abbildung



**Abbildung 3-11.** Feldlabor mit Waage und Messlatte sowie Repröstativ für standardisierte Aufnahmen der Fische (links). Vermessen eines Fisches an der Messlatte (rechts).

### 3.6.2 Elektrofänge

Die gefangenen Fische werden nach dem Fang direkt auf dem Boot untersucht (Abbildung 3-12). Dazu werden sie mit Nelkenöl narkotisiert. Anschliessend wird ihre Art bestimmt und die Länge gemessen.

Fische, die in die Museumssammlung aufgenommen werden sollen, werden euthanisiert und nummeriert. Alle anderen Fische werden wieder freigelassen.



**Abbildung 3-12.** Vermessen und fotografische Dokumentation eines Flussbarsches, der bei der Elektrofischerei gefangen wurde (links). Bestimmung der Felchenart im Feld (rechts).

### 3.6.3 Standardisierte Fotografie

Ziel ist es jeweils, dass je nach Fang mindestens 30 Individuen pro Art im Feld standardisiert fotografiert werden (Abbildung 3-13). Dazu ist ein Repröstativ zu verwenden. Hierfür werden zudem Fische ausgewählt, die in einem guten morphologischen Zustand sind und möglichst das ökologische und morphologische Spektrum der Art abdecken. Die Fotos werden bei der EAWAG hinterlegt und zur Überprüfung der

Artbestimmung und für wissenschaftliche morphologische Untersuchungen verwendet.



**Abbildung 3-13.** Standardisiertes Foto eines Flussbarsches mit Lineal und Identifikationsnummer (links). Standardisierte Fotografie von Fischen im Feld (rechts).

### 3.6.4 Probenahme

Von mindestens 30 Individuen sind DNA- und Muskelproben zu entnehmen. Dabei bietet es sich an, Fische zu verwenden, die bereits fotografiert wurden. Die Fische werden eingefroren und anschliessend am Naturhistorischen Museum der Burgergemeinde von

Bern konserviert (Abbildung 3-14). Diese Proben stehen nun für wissenschaftliche Arbeiten und als Referenz für den Ist-Zustand der Fischbiodiversität in Schweizer Seen zum Probenahmezeitpunkt zur Verfügung.



**Abbildung 3-14.** Bis zu 30 Individuen pro Fischart und pro See werden im Naturhistorischen Museum der Burgergemeinde von Bern präpariert und konserviert (Fotos © Naturhistorisches Museum Bern).

## 3.7 Vertiefte Taxonomie und genetische Analysen

### 3.7.1 Umgang mit im Feld schwer zu bestimmenden Arten

Bei einigen Taxagruppen ist die Artbestimmung im Feld schwierig. Manchmal ist die Artbestimmung nur für grössere Individuen möglich, bei denen meristische und morphologische Merkmale mit blossen Auge erkannt werden können (z.B. bei der Unterscheidung zwischen Brachse und Blicke). Für solche Taxa wird die Artbestimmung mit einer

repräsentativen Stichprobe im Labor überprüft. Bei gewissen Taxa ist es hingegen nicht möglich, alle Individuen einer Art zuzuweisen. Dies ist insbesondere bei Felchen (*Coregonus spp.*) und Seesaiblingen (*Salvelinus spp.*) der Fall. Bei diesen Arten kann zwar nachträglich anhand von Fotos das Vorhandensein der Art im Fang nachgewiesen werden, es können

aber nicht alle Individuen einer Art zugewiesen werden. Dazu sind detailliertere und anspruchsvollere morphologische und genetische Analysen notwendig [18].

### 3.7.2 DNA-Barcoding

Die Morphologie alleine erlaubt es nicht immer, eine Art eindeutig zu bestimmen. Um unterschiedliche evolutionäre Linien zu erkennen, die oftmals auch unterschiedliche Arten darstellen, werden für jeden See in der Regel drei Individuen jeder gefangenen Fischart genetisch untersucht. Zum Einsatz kommt die DNA-Barcoding-Methode. Dabei wird das mitochondriale Cytochrom Oxidase 1 Gen (COI) sequenziert. Diese DNA-Sequenz ist 600 Basenpaare lang und kann mit einer Referenzdatenbank verglichen werden (NCBI-Genbank). Mit dieser Analyse kann ein Grossteil der morphologisch kryptischen Arten und

Je nach Verfügbarkeit von zusätzlichen morphologischen und genetischen Analyseinstrumenten werden diese Taxagruppen im Zuge der Datenauswertung in Arten aufgeteilt oder als Artengruppen geführt (z.B. als Felchen, *Coregonus spp.*).

Fehlbestimmungen erkannt werden (z.B. bei Elritzen, vgl. Abbildung 3-15). Dies gilt allerdings nicht für alle Arten.

Bei nah verwandten Arten wie beispielsweise gewisse Felchen- und Seesaiblingsarten funktioniert die COI-Methode nicht. Für diese Arten sind entweder Mikrosatellitenanalysen oder SNP-Analysen aus den Next- Generation- Sequenzierungsanalysen (NGS) anzuwenden. Diese Methoden werden gezielt für gewisse Taxagruppen eingesetzt.

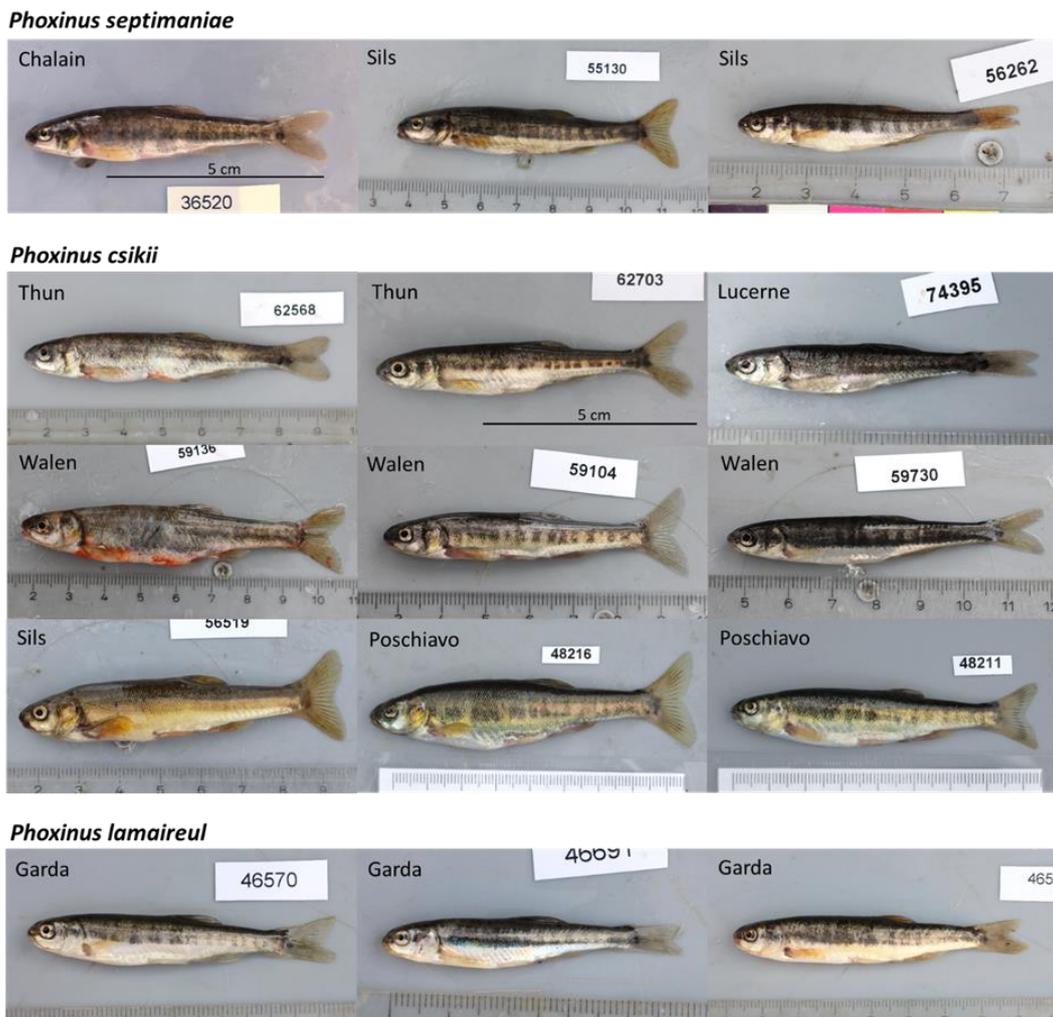


Abbildung 3-15. Beispiel von 3 Elritzenarten, die anhand genetischer Analysen für verschiedene Seen festgestellt werden konnten [8].

## 3.8 Auswertungen und Analysen

### 3.8.1 Kiemennetzfänge/Elektrofischfänge

Die Befischungsergebnisse werden entweder als Rohdaten oder als CPUE-Werte verwendet. Für die Berechnung der CPUE-Werte kommen verschiedene

Verfahren zur Anwendung, die im "Projet Lac"-Synthesebericht detailliert beschrieben sind [8].

### 3.8.2 Echolotdaten

Die gewonnenen Rohdaten werden mit der Software Sonar 5-Pro ver. 6.0.3 [19] bearbeitet. Die Einstellungen zur Datenkonvertierung finden sich in Anhang 1 des "Projet Lac"-Berichts Zürichsee [20]. Bei der Konvertierung in das von der Software benutzte Dateiformat werden die aktuellen Kalibrierungswerte eingesetzt. Zur Korrektur der vom System erfassten Wassertiefe der Fischechos werden die Tiefe, in welcher der Echolotschwinger im Wasser angebracht ist, berücksichtigt und aktuelle Temperaturprofile der Seen hinterlegt. Störechos (z.B. vom Grund aufsteigende Methanblasen) werden vor der Auswertung manuell entfernt und die von der Software

identifizierte Bodenlinie wird bei Bedarf korrigiert. Die Echostärken werden nach einer Echostärke-Fischlängenbeziehung berechnet. Die Umrechnung von der Totallänge auf das Fischgewicht erfolgt nach bestem Wissen anhand der Beziehung, die für Bodensee-Blaufelchen bekannt ist [17]. Die gewonnenen Daten können z.B. mit der GIS-Software SURFER 9 (GOLDEN SOFTWARE 2009) in Form von Isoplethen dargestellt werden, wobei die Daten für Fischdichte und -biomasse über alle Tiefenstufen hinweg integriert und im Falle der Fischdichten zusätzlich für Tiefenstufen von 10 m vertikaler Ausdehnung beginnend bei 5 m Wassertiefe geplottet werden können.

### 3.8.3 Limnologische Parameter

Um den Zusammenhang zwischen Umweltbedingungen und dem jeweiligen Fischbestand herstellen zu können, wird das Ergebnis der standardisierten Befischung eines jeden Sees mit Zeitreihen gewisser limnologischer Parameter verglichen (siehe seespezifische "Projet Lac"-Berichte, z.B. zum Zürichsee [20]). Zur Anwendung kommen dabei in der Regel die Parameter, die von den kantonalen Behörden gemessen werden. Hauptsächlich sind dies:

- Temperaturprofile,
- Sauerstoffprofile,
- Nährstoffe ( $P_{\text{tot}}$ -P,  $PO_4$ -P),
- Zooplankton,
- Phytoplankton.

### 3.8.4 Rekonstruktion der historisch bekannten Arten

Wo möglich werden seespezifische historische Darstellungen und Kenntnisse der Fischereibehörden einbezogen, um das ursprüngliche Fischartenspektrum (Referenzzustand) zu rekonstruieren. Fische, die gemäss diesen Listen im See nicht vorkamen, aber heute vorkommen und laut Anhang 1 VBGF im Einzugsgebiet als einheimisch gelten, werden als im See eingeführt bezeichnet.

Fischarten, die laut Anhang 1 VBGF im Einzugsgebiet nicht heimisch sind und im See historisch auch nicht vorkamen, aber heute vorkommen, werden als standortfremd oder gebietsfremd bezeichnet. Zudem werden die Fangstatistikdaten der Angelfischer und der Berufsfischer einbezogen und ausgewertet.

### 3.9 Aufwand "Projet Lac"

Die "Projet Lac"-Befischungen verliefen in der Vergangenheit immer in drei Schritten: Organisation, Feldarbeit und Synthese (Abbildung 3-16).

Zur **Organisation** gehörten die Startsituation, Bewilligungen, Materialvorbereitung sowie die Aufnahme der Habitate, die vorgängig erstellt werden musste.

Die **Feldarbeit** erfolgte in fünf weiteren Schritten: Befischung mit Vertikalnetzen, Befischung mit CEN-Netzen, Biometrie, Echolotaufnahmen und Elektrobefischung.

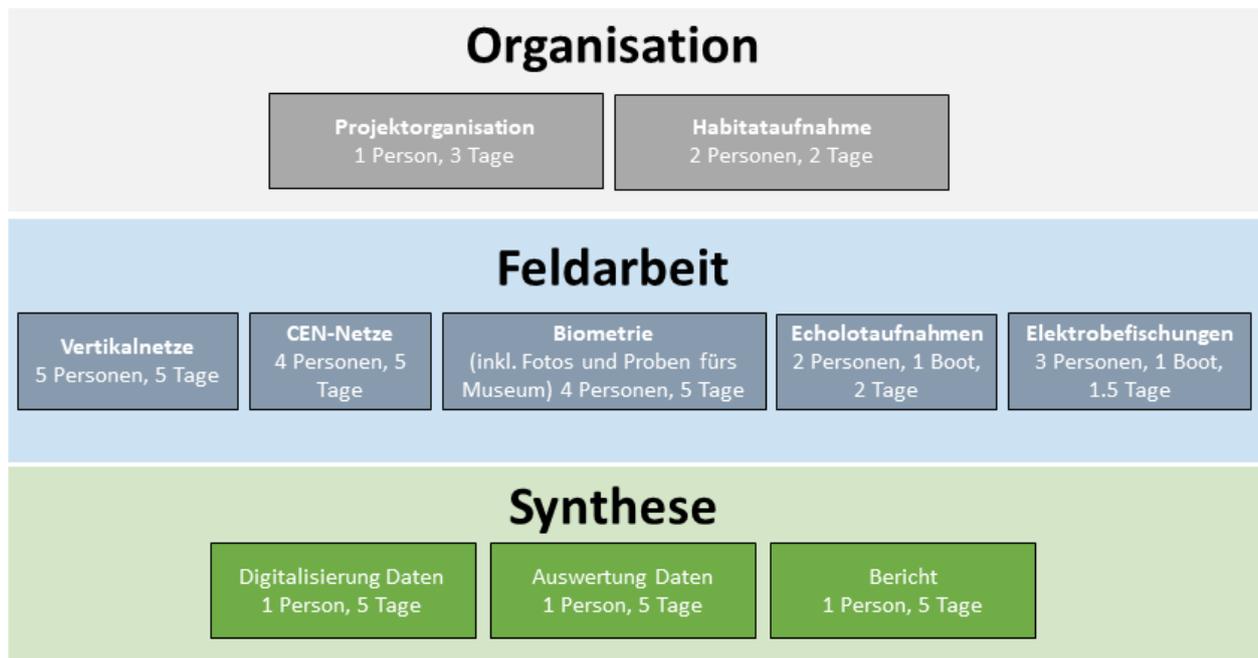
Die **Synthese** schliesslich beinhaltete die Digitalisierung der Daten, Auswertungen und die Berichterstattung.

Nicht dargestellt wird hier der Aufwand, der vom Naturhistorischen Museum der Burgergemeinde von

Bern und der EAWAG zur Konservierung und Archivierung der Fische getätigt wurde.

Ebenso wenig werden hier weiterführende Untersuchungen, z.B. morphologische, taxonomische und genetische Analysen zur detaillierten Artbestimmung, miteinbezogen. Der zu leistende Aufwand für diese Arbeiten war nicht für alle Seen und alle Arten gleich gross und kann daher nicht vergleichend dargestellt werden. Zudem wurde der diesbezüglich tatsächlich getätigte Aufwand auch nicht erfasst

Der von der Planung bis zu den genetischen Analysen entstehende Aufwand kann anhand der Erfahrungen des "Projet Lac" hingegen gut abgeschätzt werden (Tabelle 3-6). Diese Angaben können als Richtwerte für Kostenschätzungen von zukünftigen Befischungen dienen.



**Abbildung 3-16.** Ablauf einer standardisierten Befischung nach dem Vorbild der "Projet Lac"-Befischungen für einen mittelgrossen und tiefen Voralpensee wie dem Thunersee (Fläche 4380 ha/max. Tiefe 217 m). Für einen solchen See werden Netze über vier Nächte gesetzt, mehr Netze können an einem Tag nicht verarbeitet werden. Dies macht einen Gesamtaufwand von 5 Tagen aus.

#### 3.9.1 Schritt 1: Planung und Vorbereitungsarbeiten

Die Planungen und Vorbereitungsarbeiten sind für alle zu befischenden Seen in etwa gleich. Es geht um die Organisation von Personal, Material, Unterkünften, Verpflegung, des Austauschs mit dem

Auftraggeber und um Bewilligungen. Dazu ist pro See mit einem Aufwand von 3 Personentagen (24 h) zu rechnen

**Tabelle 3-6.** Beispiel des Aufwands zur Untersuchung eines Sees nach dem Vorgehen des "Projet Lac". Die Zahlenangaben beziehen sich auf die Anzahl der Personentage, soweit nicht anders angegeben.

Posten	Kleinsee	Mittelgrosser See	Grosser See	Sehr grosser See
See	Lauerzersee	Thunersee	Neuenburgersee	Genfersee
Fläche [km2]	3	47.85	218	580
Maximale Tiefe [m]	14	217	152	310
Anzahl Tage mit Feldarbeit	4	5	10	20
<b>Schritt 1: Planung</b>	3	3	3	3
<b>Schritt 2: Habitatkartierung</b>	2	4	8	10
<b>Schritt 3: Feldaufnahmen Fische</b>				
- Vertikalnetze	20	25	50	100
- CEN-Netze	10	20	40	80
- Elektr. Befischungen	4	4	6	8
- Biometrie/Vermessen	8	10	20	40
- Probenahmen/Fotos	8	10	20	40
- Echolotaufnahmen	6	6	9	12
<b>Schritt 4: Datenaufbereitung</b>				
- Digitalisierung Daten	4	5	10	20
- Auswertungen und Bericht	10	10	10	10
- Vertiefte taxonomische Analyse	4	4	4	4
<b>Materialkosten</b>				
- Befischung	CHF 15'000	CHF 20'000	CHF 40'000	CHF 80'000
- Genetische Analysen	CHF 5'000	CHF 10'000	CHF 15'000	CHF 20'000
<b>Total Personentage</b>	79	101	180	327
<b>Total Materialkosten</b>	CHF 20'000	CHF 30'000	CHF 55'000	CHF 100'000

### 3.9.2 Schritt 1: Planung und Vorbereitungsarbeiten

Die Planungen und Vorbereitungsarbeiten sind für alle zu befischenden Seen in etwa gleich. Es geht um die Organisation von Personal, Material, Unterkünften, Verpflegung, des Austauschs mit dem

Auftraggeber und um Bewilligungen. Dazu ist pro See mit einem Aufwand von 3 Personentagen (24 h) zu rechnen.

### 3.9.3 Schritt 2: Habitatkartierung

Die Kartierung der Uferhabitate erfolgt vor den Befischungen. Der Aufwand hängt von der Länge der Uferlinie ab. Im Rahmen des «Projet Lac» bewegte

sich dieser zwischen 2 Personentagen (16 h) für mittelgrosse Seen und 10 Personentagen (80 h) für sehr grosse Seen.

### 3.9.4 Schritt 3: Befischung

Der Aufwand bei der Befischung errechnet sich aus den einzelnen Arbeitsschritten mit ihren unterschiedlichen Methoden.

#### 3.9.4.1 Vertikalnetze

Der Aufwand ist abhängig von der Seegrösse. Für einen mittelgrossen See, der in einer Woche befischt werden kann, werden mindestens 15 pelagische Vertikalnetzsätze und ca. 40 benthische Vertikalnetze

eingesetzt. Für das Setzen und Ausmaschen der 40 benthischen Vertikalnetze ist mit einem Aufwand von 10 Personentagen (80 h) zu rechnen. Für das Setzen und Heben der 15 pelagischen Vertikalnetzsätze

werden 15 Personentage (120 h) benötigt. Für grössere Seen wird dieser Aufwand höher (mehr Netze

und viel längere Wege auf dem See; z.B. Neuenburgersee: Faktor 2, Genfersee: Faktor 4).

#### 3.9.4.2 CEN-Netze, benthisch und pelagisch

Der Aufwand ist abhängig von der Seegrösse. Da die meisten Schweizer Seen tief sind (>50 m) werden oftmals mindestens 66 benthische CEN-Netze und 12 pelagische CEN-Netze benötigt. Dazu sind 20

Personentage aufzuwenden (160 h). Für grössere Seen wird dieser Aufwand noch höher (mehr Netze und viel längere Wege auf dem See; z.B. Neuenburgersee: Faktor 2, Genfersee: Faktor 4).

#### 3.9.4.3 Elektrobefischungen

Der Aufwand ist abhängig von der Seegrösse. Mindestens 60 Standorte sind in einem mittelgrossen See zu befischen. Dazu sind 4 Personentage (32 h) notwendig. Für grössere Seen wird dieser Aufwand

höher (viel längere Wege auf dem See und mehr Replikate; z.B. Neuenburgersee: Faktor 1.5, Genfersee: Faktor 2).

#### 3.9.4.4 Biometrie und Probenahme

Um Fische auf Artniveau zu bestimmen, zu messen und zu wiegen werden pro Feldtag 2 Personen benötigt. Für einen mittelgrossen See liegt der Aufwand demnach bei 10 Personentagen (80 h). Um

standardisierte Fotos von mindestens 30 Individuen zu erstellen und genetische Proben zu sammeln, sind 2 weitere Personen notwendig, was ebenfalls 10 Personentage ausmacht (80 h).

#### 3.9.4.5 Echolotaufnahmen

Auch bei den Echolotaufnahmen ist der Aufwand abhängig von der Seegrösse. Für kleinere und mittelgrosse Seen sind für die Feldaufnahmen inkl. Datenaufbereitung 6 Personentage notwendig (48 h). Bei

grösseren Seen wird dieser Aufwand grösser (es müssen erneut längere Wege auf dem See gefahren werden; z.B. Neuenburgersee: Faktor 1.5, Genfersee: Faktor 2).

### 3.9.5 Schritt 4: Datenaufbereitung

Für die Digitalisierung der Daten muss pro Befischungswoche mit 5 Personentagen gerechnet werden. Der Aufwand steigt proportional zum Befischungsaufwand (z.B. Neuenburgersee: Faktor 2, Genfersee: Faktor 4). Die Auswertung der Daten und die Berichterstattung machen zusammen in der Regel ca. 10 Personentage (80 h) aus. Dabei ist ein Teil der Auswertung automatisiert durchzuführen und die Berichte sind nach Vorgabe und Umfang der "Projet Lac"-Berichte zu erstellen. Ansonsten steigt der Aufwand dafür deutlich an.

Schliesslich ist für die weiterführenden taxonomischen und genetischen Analysen mit zusätzlichem Aufwand zu rechnen. Dieser ist allerdings schwer einzuschätzen, da die Methoden und der jeweilige Aufwand je nach Artenzusammensetzung der Seen stark variieren. Wenn angenommen wird, dass 100 Individuen morphologisch genauer zu untersuchen sind und dass pro See 100 Individuen genetisch anhand des COI-Gens identifiziert werden müssen, dann ist mit einem Aufwand von ca. 4 Personentagen (40 h) zu rechnen.

### 3.9.6 *Materialkosten*

Für die Befischung eines Sees an 5 Tagen belaufen sich die Kosten für Unterkunft, Verpflegung, Material (Netze, Boote, Seile, Bojen, Echolote, usw.) auf ca. 15'000 CHF. Die Kosten für nachfolgende genetische Analysen mittels dem COI-Gen für 100 Individuen sind auf 10'000 CHF zu veranschlagen (Stand 2020)

## 4 Optimierung Befischungsmethode

### 4.1 Ziele der Optimierung

Im Rahmen des "Projet Lac" wurde der Fischbestand von Schweizer Seen zum ersten Mal standardisiert erfasst. Der Aufwand und die Kosten waren jedoch gross. Wenn diese reduziert werden könnten, ohne die Aussagekraft der Resultate zu schmälern, dann steigt die Wahrscheinlichkeit, dass ein Monitoring nach dem Vorbild des "Projet Lac" in Zukunft wiederholt werden kann. Der Versuch, den "Projet Lac"-Ansatz zu optimieren, verfolgt daher folgende Ziele:

- Vor- und Nachteile der einzelnen Methoden abwägen,
- Redundanzen ermitteln,
- Aufwand/Mortalität reduzieren,
- Vergleichbarkeit wahren,
- Kosten reduzieren.

### 4.2 Vor- und Nachteile der einzelnen Methoden

Die im Rahmen des "Projet Lac" angewandten Methoden bzw. ausgewerteten Daten (z.B. Fischfangstatistiken) haben Vor- und Nachteile. Für das "Projet Lac" wurden diese Methoden ausgesucht, weil sich deren Ergebnisse gut untereinander

ergänzen und damit ein gesamtheitliches Bild des Fischbestands im jeweiligen See wiedergeben. Die Vor- und Nachteile der Methoden können tabellarisch in Stichworten zusammengefasst werden:

#### Benthische CEN-Methode

Vorteile	Nachteile
Statistische Power bis 75 m Seetiefe	Hohe Mortalität
Benthische Arten	Hoher Aufwand
Kleine Fische und Fischarten	Kein Zusammenhang mit Habitat
Standardisiert	Kaum Netze >75 m
Vergleichbarkeit mit EU	Wenig Fangaufwand auf grosse Fische
Zufällige Verteilung im Raum	Einmalige Befischung 0-1 m Uferbereich nicht befischt

#### Pelagische CEN-Methode

Vorteile	Nachteile
Materialbedarf	Methode nicht standardisiert
Kleine Fische und Fischarten	Statistische Power
Geringer Aufwand	Keine Netze >75 m
	Wenig Fangaufwand auf grosse Fische
	Einmalige Befischung
	Nicht die gesamte Tiefe befischt
	Geografische Verteilung nicht abgedeckt
	Kein Zusammenhang mit Habitat

### Benthische Vertikalnetz-Methode

Vorteile	Nachteile
<b>Habitatspezifisch</b>	<b>Kleine Fischarten</b>
Geringe Mortalität	Einmalige Befischung
Methode standardisiert	Keine benthischen Netze >3 m Tiefe
Uferhabitatkartierung	
Zusammenhang mit Habitat	
<b>Elektrische Befischung von Uferhabitaten (aktive und passive Methoden)</b>	

### Pelagische Vertikalnetz-Methode

Vorteile	Nachteile
Statistische Power	<b>Kleine Fischarten</b>
Standardisiert	<b>Materialbedarf</b>
<b>Tiefenverteilung</b>	Einmalige Befischung
<b>Zusammenhang mit Habitat</b>	
<b>Alle Tiefen befischt</b>	
<b>Geografische Abdeckung</b>	

### Echolotaufnahmen

Vorteile	Nachteile
<b>Geringer Aufwand</b>	<b>Kann im Litoral nicht angewendet werden</b>
Alle Fischarten werden erfasst	<b>Keine Angaben zu den ersten 5 m Wassertiefe</b>
Standardisiert	<b>Keine artspezifischen Angaben</b>
	Kein Zusammenhang mit Habitat

### Fangstatistiken

Vorteile	Nachteile
<b>Lange Datenreihen</b>	Aufwand oft nicht bekannt
<b>Geringe Kosten</b>	Veränderungen Reglement
Angaben über den Jahresverlauf hinweg	<b>Nur für fischereilich attraktive Arten</b>
	Geografische Verteilung unbekannt
	Kein Zusammenhang mit Habitat

## 4.3 Redundanzen

Die Befischungen des "Projet Lac" haben gezeigt, dass sich die einzelnen Methoden gut ergänzen. Gewisse Redundanzen sind jedoch auszumachen, die im Rahmen einer Aufwandreduktion vermieden werden könnten:

- Sowohl bei der Vertikalnetz-Methode als auch bei der CEN-Methode werden in 1-3 m Tiefe benthische Netze eingesetzt.
- Sowohl bei der Vertikalnetz-Methode als auch bei der CEN-Methode werden pelagische Netze eingesetzt.

- Einige der verwendeten Maschenweiten bei der CEN-Methode und der Vertikalnetz-Methode sind identisch oder sehr ähnlich (10/10 mm, 15.5/15 mm, 19.5/20 mm, 29/30 mm, 43/40 mm).
- Die räumliche Verteilung der pelagischen Fische wird sowohl mit der Vertikalnetz-Methode als auch mit den Echolotaufnahmen erfasst.

## 4.4 Hypothesen zur Anpassung der Befischungsmethode

Die Befischungsmethode sollte aus zwei Hauptgründen angepasst werden:

- um Redundanzen und damit unnötigen Aufwand zu vermeiden,
- um die teilweise sehr hohe Mortalität bei Kleinfischen zu reduzieren.

Diese Anpassung muss erreicht werden, ohne die Datenqualität und die Vergleichbarkeit mit den "Projet Lac"-Befischungen zu verunmöglichen. Zu einer solchen Anpassung gibt es folgende Möglichkeiten:

#### 4.4.1 Kombination Vertikalnetz- und CEN-Methode

Um den Aufwand zu reduzieren, besteht die Möglichkeit, die Vertikalnetz-Methode mit der CEN-Methode zu kombinieren. Damit die Ergebnisse der neuen kombinierten Methode mit den "Projet Lac"-Resultaten vergleichbar sind, müssen drei Bedingungen erfüllt sein:

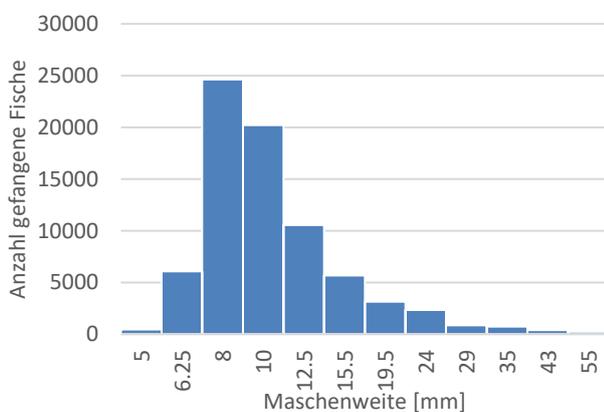
- Es gibt genügend vergleichbare Maschenweiten.

- Die vergleichbaren Maschenweiten fangen gleich grosse Fische.
- Die CPUE-Werte sind zwischen der CEN-Methode und der Vertikalnetz-Methode vergleichbar.

#### 4.4.2 Reduktion Massenfänge

Die CEN-Netze weisen für alle Maschenweiten die gleiche Netzfläche auf. Da so insgesamt eine grosse Fläche mit kleinen Maschen im Netzsatz vorhanden ist (5 mm, 6.25 mm, 8 mm, 10 mm, 12.5 mm, 15.5 mm), führt dies in vielen Seen zu Massenfängen von Kleinfischen bzw. Jungfischen (Abbildung 4-1). Diese Massenfänge liefern kaum Mehrinformationen und schmälern die Akzeptanz von wissenschaftlichen Befischungen. Zudem erhöht dies den Aufwand beim Ausmaschen der Fische. Eine Anpassung der Netzfläche könnte deren Mortalität signifikant

senken. Parallel dazu könnte die Fläche der grossen Maschenweiten erhöht werden, um die Fangwahrscheinlichkeit von grossen und selten gefangenen Fischen zu erhöhen. Diese sind ökologisch relevant, werden aber mit den normalen CEN-Netzen nur wenig gefangen. Zu klären ist jedoch, inwieweit die so gewonnenen CPUE-Werte mit denen aus ursprünglichen Netzen vergleichbar sind. Da dies anhand der "Projet Lac"-Daten nicht überprüft werden kann, wurden dazu 2017 und 2018 Versuchsfänge durchgeführt.



**Abbildung 4-1.** Anzahl der in allen "Projet Lac"-Seen mit der CEN-Methode gefangenen Fische pro Maschenweite (links). Beispiel eines Massenfangs von Kleinfischen (Flussbarsche und Kaulbarsche, Sempachersee) in einem benthischen CEN-Netz (rechts).

## 4.5 Ergebnisse Datenanalyse "Projet Lac"

### 4.5.1 Harmonisierung der Maschenweiten CEN-Methode und Vertikalnetz-Methode

Um die beiden Methoden kombinieren zu können, braucht es genügend vergleichbare Maschenweiten, die Fische gleicher Grösse fangen und vergleichbare CPUE-Werte erbringen. Diese Vorannahme kann anhand der "Projet Lac"-Daten überprüft werden. Die Maschenweiten der beiden Methoden, die miteinander verglichen werden können, sind die folgenden (Vert/CEN jeweils in mm):

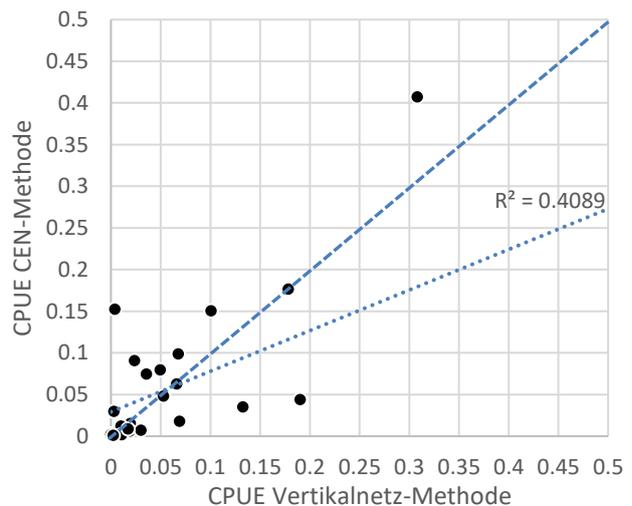
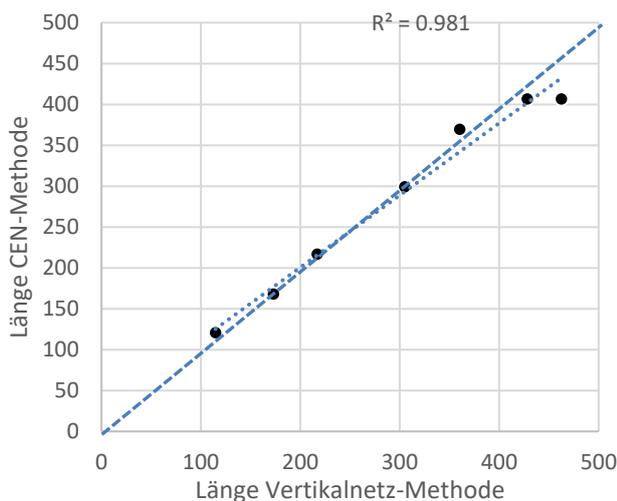
- 10/10,
- 15/15.5,
- 20/19.5,
- 30/29,
- 40/43,
- 50 & 60/55.

Die Auswertung dieser Längen wird für Felchen dargestellt. Diese Art wurde ausgewählt, weil sie im "Projet Lac" in hoher Anzahl gefangen wurde und die Maschenweite aufgrund der Körperform der Fische eine hohe Längenselektivität aufweist. Für Felchen ist daher eher ein Einfluss der Maschenweite zu erwarten als für Flussbarsche oder Rotaugen, für welche die Datenlage ebenfalls sehr gut ist.

Die Ergebnisse zeigen, dass für die verglichenen Maschenweiten kaum Unterschiede bezüglich der Länge der in den CEN- oder Vertikalnetzen gefangenen Felchen festzustellen sind (Abbildung 4-2). Die leicht unterschiedlichen Maschenweiten, evtl. die 50 und 60 mm-Maschen ausgenommen, fangen also die gleichen Fischlängen.

Die Auswertung der CPUE-Daten der vergleichbaren Maschenweiten der beiden Methoden zeigen eine deutlich schwächere Korrelation. Die Abweichungen sind jedoch nicht systematisch in Richtung der einen oder der anderen Methode (Abbildung 4-2). Es muss sich demzufolge um Unterschiede bzw. Varianzen handeln, die durch die Befischung entstehen. So wurden im Pelagial nur wenige CEN-Netze ausgelegt (ein Standort pro See und ein Replikat pro Tiefenbereich). Diese Daten sind demnach anfällig auf zufällige Streuungen.

Eine Kombination der beiden Methoden scheint demnach im Sinne der Vergleichbarkeit mit den Resultaten vom "Projet Lac" möglich zu sein.



**Abbildung 4-2.** Vergleich der Länge der gefangenen Felchen bezüglich der zu vergleichenden Maschenweiten (links). Vergleich der CPUE-Werte im Pelagial bezüglich der zu vergleichenden Maschenweiten (rechts). Die blaue Linie entspricht der exakten Übereinstimmung.

## 4.6 Vergleichende Versuchsfänge Vertikalnetze

### 4.6.1 Aufbau neue pelagische Vertikalnetze

Die neuen pelagischen vertikalen Multimaschen-Kiemennetze weisen die von der CEN-Methode geforderten Maschenweiten und Garndurchmesser auf. Bei der alten Vertikalnetz-Methode war bisher auf jeder Rolle ein 2 m breites Kiemennetz einer einzigen Maschenweite aufgerollt. Die sieben unterschiedlichen Maschenweiten waren also auf sieben Rollen verteilt. Die CEN-Methode sieht im Pelagial jedoch 11 Maschenweiten vor. Im Sinne der Aufwands- und Mortalitätsreduktion erscheint es nicht angebracht, bei den vertikalen Pelagialnetzen 11 Rollen zu verwenden. Die kleineren Maschenweiten werden (Abbildung 4-3) daher wie folgt auf die einzelnen Rollen verteilt:

- **Rolle 1:** 6.25 mm (0.5 m), 10 mm (1 m), 8 mm (0.5 m),
- **Rolle 2:** 12.5 mm (1 m), 15.5 mm (1 m),
- **Rolle 3:** 19.5 mm (1 m), 24 mm (1 m),
- **Rolle 4:** 29 mm (1 m), 35 mm (1 m),
- **Rolle 5:** 43 mm (2 m),
- **Rolle 6:** 55 mm (2 m).

Hierdurch fällt bei den neuen Vertikalnetzen eine Rolle weg, was den personellen und materiellen Aufwand für die neuen Vertikalnetze um ca. 15 % reduziert. Die Breite des Netzes variiert aber je nach Maschenweite zwischen 0.5 m und 2 m.

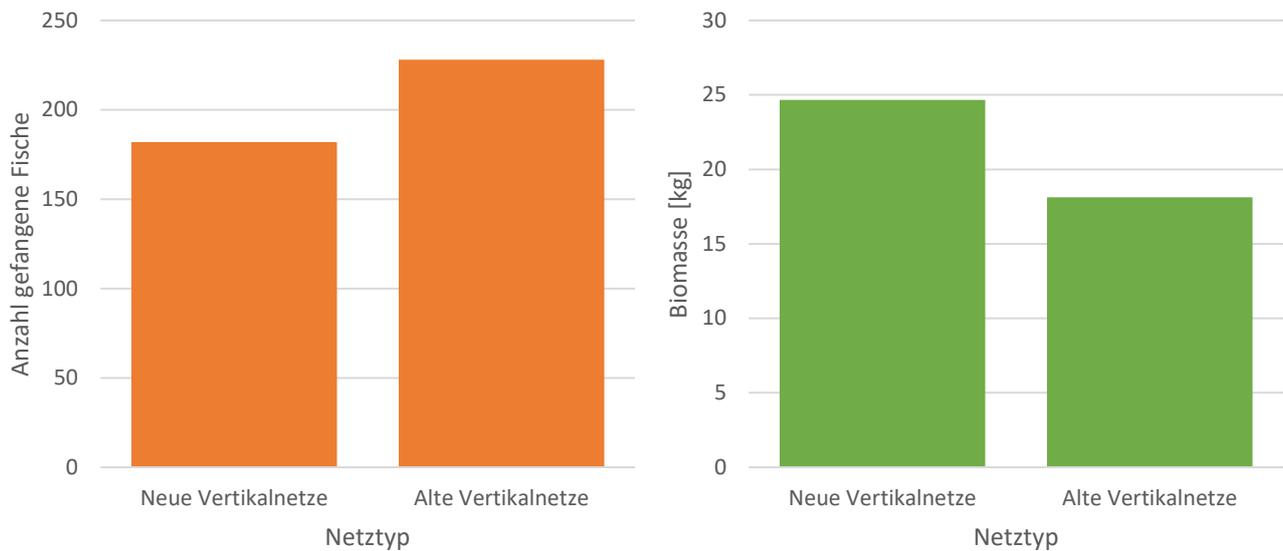


**Abbildung 4-3.** Drei Maschenweiten (6.25 mm, 8 mm, 10 mm) zusammen auf einer Rolle (links). Die 10 mm-Masche fing im Bielersee die 0+-Flussbarsche am effizientesten (rechts).

### 4.6.2 Änderung Fangzahlen

Im Lac de Remoray wurden 2017 neue Vertikalnetze mit den CEN-Maschenweiten und alte Vertikalnetze simultan eingesetzt. Insgesamt sechs Befischungs-Replikate konnten durchgeführt werden. Die Resultate dieses Versuchs machen deutlich, wie vergleichbar die Ergebnisse der Fänge mit den beiden Netzvarianten sind. Die insgesamt mit den beiden Netztypen gefangene Anzahl an Fischen ist in den neuen Vertikalnetzen um ca. 25 % geringer (Abbildung 4-4).

Dieses Ergebnis war zu erwarten, da die gesetzte Netzfläche reduziert worden war (-14 %). Die Biomasse war in den neuen Vertikalnetzen um 26 % höher (Abbildung 4-4). Dies ist auf einige wenige grosse Fische zurückzuführen, die mit den neuen Vertikalnetzen gefangen wurden. Die Fangeffizienz der neuen Vertikalnetze ist in der gleichen Grössenordnung anzusiedeln, wie die der bisher im "Projet Lac" verwendeten.

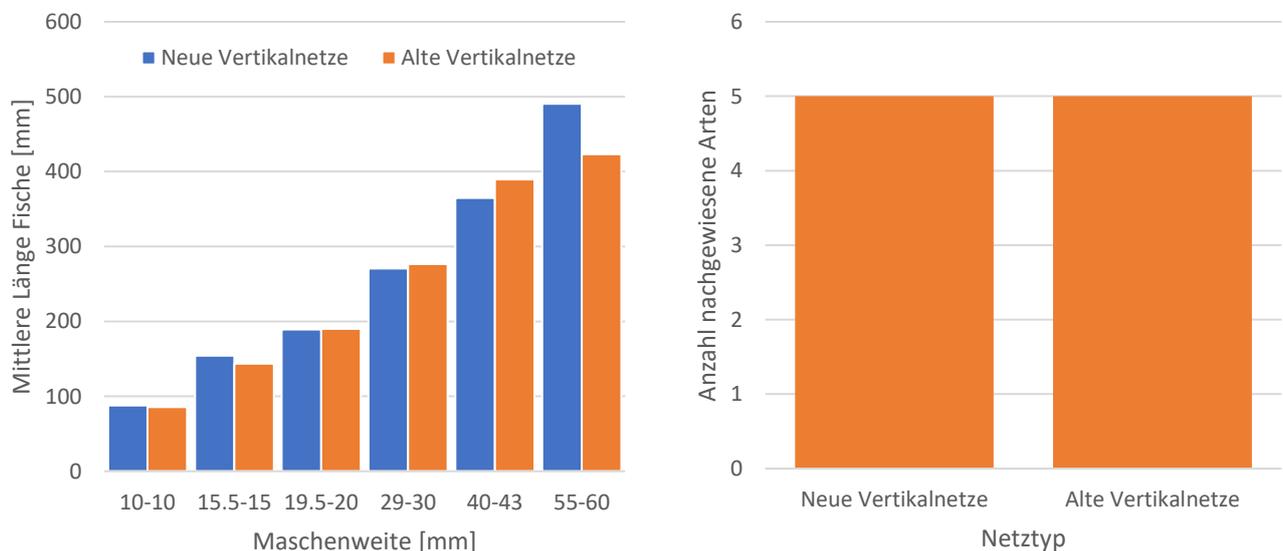


**Abbildung 4-4.** Anzahl (links) und Biomasse (rechts) der im Lac de Remoray gefangenen Fische in den paarweise gesetzten Vertikalnetzen (Vertikalnetzsätze: N=6 pro Netztyp).

#### 4.6.3 Fischlänge und Anzahl Arten

Die Fischlängen sind bei beiden Netztypen und mit Blick auf vergleichbare Maschenweiten praktisch identisch (Abbildung 4-5). Die Daten zu den Fischlängen aus den neuen Netzen können also mit jenen der alten Vertikalnetze vom "Projet Lac"

verglichen werden. Auch die Anzahl gefangener Arten ist bei beiden Netztypen identisch (Abbildung 4-5).

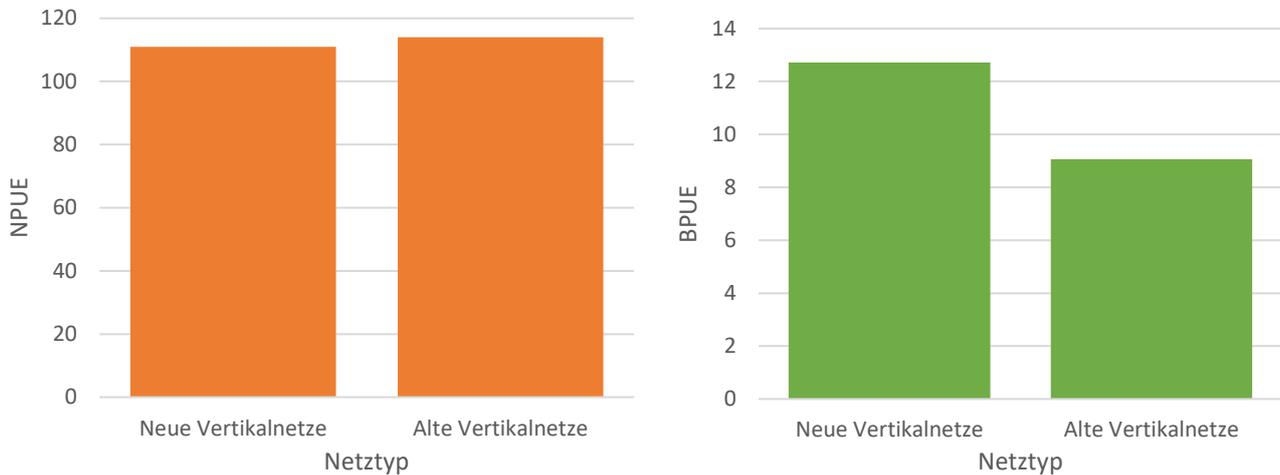


**Abbildung 4-5.** Mittlere Länge der mit vergleichbaren Maschenweiten gefangenen Fische bei den alten Vertikalnetzen und den neuen Vertikalnetzen (links) mit CEN Maschenweiten. Anzahl nachgewiesener Arten (rechts).

#### 4.6.4 CPUE-Werte

Wird die Anzahl gefangener Fischarten nur bei vergleichbarer Maschenweite berücksichtigt und hinsichtlich der Netzfläche korrigiert, zeigt sich, dass die Fangzahlen zwischen den beiden Netztypen sehr ähnlich sind (+2.7 % für die alten Vertikalnetze, Abbildung 4-6). Mit Blick auf die Biomasse fingen die

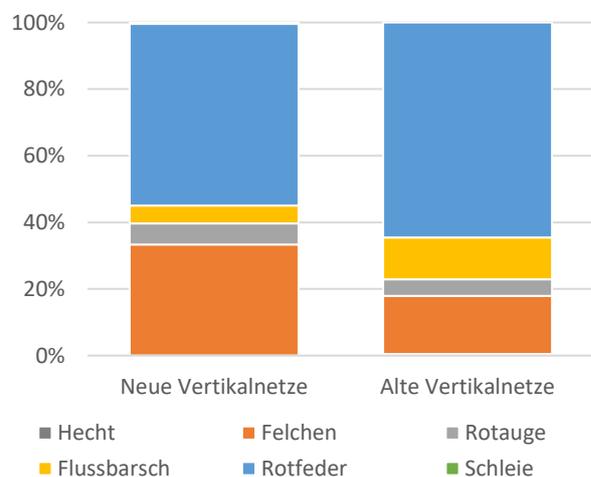
neuen Vertikalnetze eine deutlich höhere Biomasse (+29 %). Dieser Unterschied beruht auf dem Fang von wenigen aber schweren Fischen in den neuen CEN-Vertikalnetzen und dürfte daher stochastisch bedingt sein.



**Abbildung 4-6.** Anzahl (links) und Biomasse (rechts) der mit beiden Netztypen gefangenen Fische, korrigiert hinsichtlich der Netzfläche und nur bezüglich vergleichbarer Maschenweiten.

#### 4.6.5 Relative Häufigkeit

Leichte Unterschiede können festgestellt werden, wenn die relativen Häufigkeiten der einzelnen Arten betrachtet werden (Abbildung 4-7). Dabei verlieren die Rotfedern und Flussbarsche bei den neuen Netzen leicht, während die Felchen gewinnen. Das Dominanzverhältnis hat sich jedoch nicht markant verändert.



**Abbildung 4-7.** Relative Häufigkeiten der einzelnen gefangenen Arten (NPUE).

#### 4.6.6 Beurteilung Anpassung Vertikalnetze mit CEN-Maschenweiten

Insgesamt sind die Fänge mittels der neuen Vertikalnetze mit denen der alten „Projet Lac“-Vertikalnetze vergleichbar. Um Resultate aus den beiden Netztypen vergleichen zu können, muss ein CPUE-Wert

hinsichtlich der zwischen den beiden Netztypen jeweils vergleichbaren Maschenweiten berechnet werden (Alt – Neu in mm: 10/10, 15/15.5, 20/19.5, 30/29, 40/43, 50 & 60/55).

## 4.7 Vergleichende Versuchsfänge Bodennetze

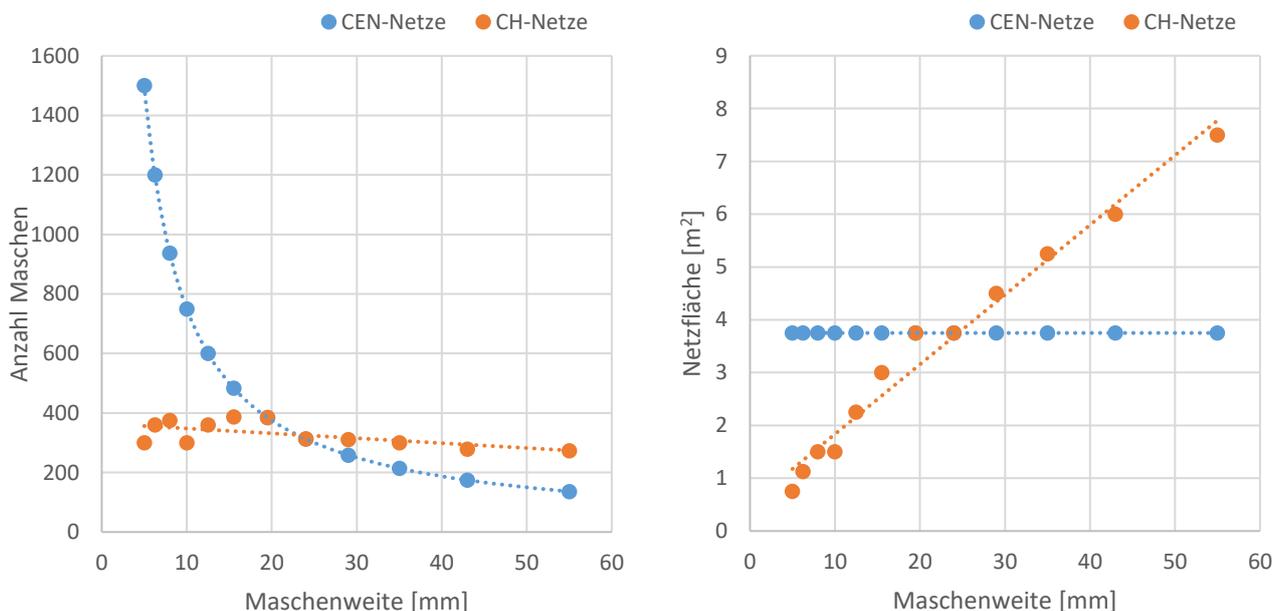
### 4.7.1 Aufbau neue benthische Netze (CH-Netze)

Die neuen benthischen Multimaschen-Kiemennetze weisen ebenfalls die von der CEN-Norm geforderten Maschenweiten und Garndurchmesser auf. Die Höhe des Netzblatts pro Maschenweite beträgt 1.5 m. Die Breiten der Netzblätter wurden wie folgt angepasst (ursprünglich waren alle 2.5m lang):

- 5 mm (50 cm),
- 6.25 mm (75 cm),
- 8 mm (1 m),
- 10 mm (1 m),
- 12.5 mm (1.5 m),
- 15.5 mm (2 m),
- 19.5 mm (2.5 m),
- 24 mm (2.5 m),
- 29 mm (3 m),

- 35 mm (3.5 m),
- 43 mm (4 m),
- 55 mm (5 m).

Die Breiten der Netzblätter wurden angepasst, um die Anzahl der Maschen pro Flächeneinheit für alle Maschenweiten möglichst konstant zu halten (Abbildung 4-8, links). Damit wird der Befischungsdruck nicht nur durch die Netzfläche pro Maschenweite normiert, sondern auch durch die Anzahl Maschen, die theoretisch einen Fisch fangen können. Dadurch wird der Befischungsdruck gegenüber den klassischen CEN-Netzen bei kleinen Maschenweiten stark reduziert und bei grossen Maschenweiten erhöht (Abbildung 4-8, rechts).



**Abbildung 4-8.** Anpassung der Anzahl der Maschen (links) und der Netzfläche pro Maschenweite (rechts) bei den neuen benthischen CH-Netzen im Vergleich zu den klassischen benthischen CEN-Netzen.

### 4.7.2 Vorgehensweise Versuchsfänge

2017 und 2018 wurden bei standardisierten Befischungen von sechs Seen alte CEN- und neue CH-Netze jeweils simultan eingesetzt. Dabei wurden in unterschiedlichen CEN-Tiefenklassen jeweils ein CH-

Netz und ein CEN-Netz zusammengehängt und am gleichen Standort für eine Nacht gesetzt. Mit beiden Netzen wurde so immer am gleichen Standort, zur gleichen Zeit und gleich lang gefischt. Damit

handelte es sich um perfekte Replikate und der Fang beider Netze kann direkt miteinander verglichen werden. So ist es möglich zu überprüfen, ob die Fangeffizienz der Netze sich mit der Veränderung der Netzfläche linear verändert oder nicht.

Der betriebene Aufwand ist in Tabelle 4-1 dargestellt. Insgesamt standen bei den Auswertungen 110 Vergleiche zu Verfügung.

**Tabelle 4-1.** Anzahl der Vergleiche, die pro See vorgenommen wurden.

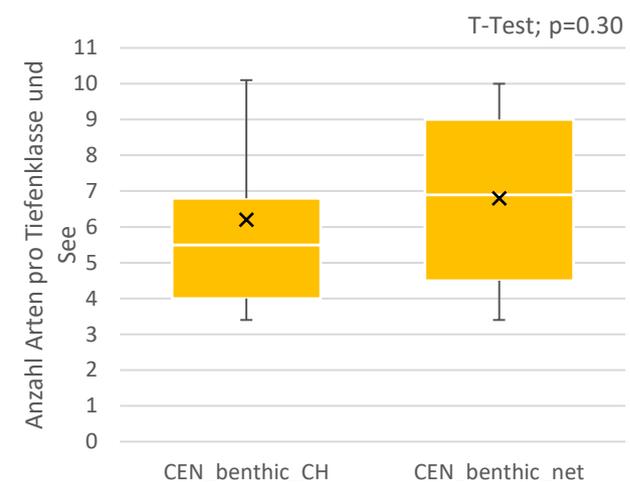
See	Tiefenzone [m]	Anzahl Vergleiche
Aegerisee	3-6 m	9
Aegerisee	6-12 m	10
Alpnachersee	3-6 m	7
Alpnachersee	6-12 m	8
Bielersee	20-35 m	11
Bielersee	6-12 m	10
Chambly	1-3 m	4
Chambly	3-6 m	2
Chambly	6-12 m	2
Sarnersee	1-3 m	10
Sarnersee	20-35 m	11
Sarnersee	35-50 m	2
Sarnersee	6-12 m	10
Sempachersee	3-6 m	6
Sempachersee	6-12 m	8
<b>Total</b>		<b>110</b>

#### 4.7.3 Anzahl Arten

Die Anzahl gefangener Arten pro Tiefenklasse und Netztyp unterscheidet sich nicht signifikant voneinander (Abbildung 4-9, paarweiser T-Test:  $p = 0.30$ ). Im Durchschnitt ist sie bei den ursprünglichen CEN-Netzen mit 6.8 Arten pro Tiefenklasse nur wenig höher als bei den neuen Netzen mit 6.2 Arten pro Tiefenklasse. Die 0.1- und 0.9-Quantile sind für beide Netztypen praktisch identisch. Wenn die einzelnen Netzpaare betrachtet werden, fangen die alten CEN-Netze 17 % mehr Arten (3.16 pro Netz gegenüber 2.68 bei den neuen CEN-Netzen, paarweiser T-Test:  $p < 0.001$ ). Dieser Unterschied ist sehr gering, wenn berücksichtigt wird, dass die neuen Netze 67 % weniger Fische fangen als die alten Netze, was beabsichtigt ist. In der Summe aller Netze, aller Tiefenklassen und aller Seen fingen die neuen Netze bei den Versuchsfängen mit 21 Arten gar mehr als die alten CEN-Netze mit 19 Arten.

#### 4.7.4 Reduktion Mortalität

Der Vergleich der Anzahl gefangener Fische zeigt mit Blick auf die neuen Netze eine um 67 % geringere Fangzahl (Tabelle 4-2). Die Anzahl der durch die neuen Netze gefangenen Fische kann demnach im Vergleich zu klassischen CEN-Netzen deutlich reduziert werden. Die Biomasse der gefangenen Fische



**Abbildung 4-9.** Boxplot der Anzahl an Fischarten, die pro Tiefenklasse und See mit beiden Netztypen gefangen wurden. Die Mittelwerte sind mit einem schwarzen Kreuz gekennzeichnet. Die geringen beobachteten Unterschiede sind nicht signifikant.

konnte ebenfalls um durchschnittlich knapp 25 % verringert werden. Die Reduktion fällt hier etwas geringer aus, weil durch die Erhöhung der Fläche der Netzblätter mit grossen Maschenweiten (29 mm-55 mm) mit den neuen Netzen wie erwünscht etwas

mehr grosse Fische gefangen wurden als mit den alten Netzen (Tabelle 4-3).

**Tabelle 4-2.** Anzahl und Biomasse der in den CH-Netzen und den CEN-Netzen pro See und Tiefenklasse gefangenen Fische.

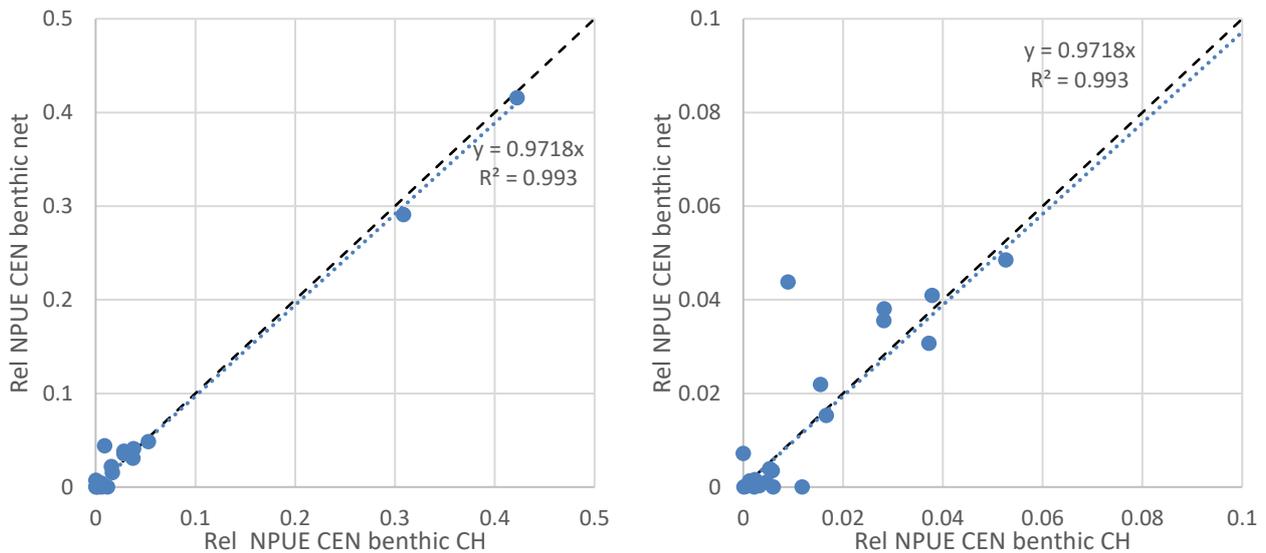
See	Tiefenzone [m]	Anzahl		Differenz	Biomasse [kg]		Differenz
		CH-Netze	CEN-Netze		CH-Netze	CEN-Netze	
Aegerisee	3-6 m	421	938	-55.1 %	7.7	10.0	-23.4 %
Aegerisee	6-12 m	221	1177	-81.2 %	5.8	11.6	-50.1 %
Alpnachersee	3-6 m	325	1100	-70.5 %	17.6	18.0	-2.4 %
Alpnachersee	6-12 m	166	443	-62.5 %	4.3	11.3	-62.0 %
Bielersee	20-35 m	12	22	-45.5 %	0.7	0.9	-20.4 %
Bielersee	6-12 m	249	605	-58.8 %	25.6	20.7	+23.3 %
Chambly	1-3 m	63	250	-74.8 %	3.3	6.3	-47.2 %
Chambly	3-6 m	29	50	-42.0 %	1.8	3.4	-48.8 %
Chambly	6-12 m	75	180	-58.3 %	6.2	7.1	-12.2 %
Sarnersee	1-3 m	122	400	-69.5 %	10.5	12.5	-16.4 %
Sarnersee	20-35 m	6	12	-50.0 %	0.3	0.7	-54.0 %
Sarnersee	35-50 m	1	1	0.0 %	0.0	0.0	0.0 %
Sarnersee	6-12 m	126	433	-70.9 %	8.9	21.2	-58.2 %
Sempachersee	3-6 m	711	2200	-67.7 %	17.6	22.2	-21.0 %
Sempachersee	6-12 m	261	653	-60.0 %	8.7	12.1	-27.7 %
<b>Total</b>		<b>2788</b>	<b>8464</b>	<b>-67.1 %</b>	<b>118.9</b>	<b>158.1</b>	<b>-24.8 %</b>

**Tabelle 4-3.** Anzahl und Biomasse der in den CH-Netzen und den CEN-Netzen pro Maschenweite gefangenen Fische.

Maschenweite [mm]	Anzahl		Differenz	Biomasse [kg]		Differenz
	CH-Netze	CEN-Netze		CH-Netze	CEN-Netze	
5	-	20	-100.0 %	0.0	0.1	-100.0 %
6.25	23	262	-91.2 %	0.1	1.1	-90.6 %
8	954	3652	-73.9 %	4.3	16.5	-74.2 %
10	652	2809	-76.8 %	4.3	18.4	-76.8 %
12.5	288	589	-51.1 %	4.1	9.7	-57.6 %
15.5	273	398	-31.4 %	7.6	12.3	-38.1 %
19.5	232	286	-18.9 %	13.6	19.8	-31.1 %
24	171	266	-35.7 %	17.1	24.0	-28.7 %
29	80	92	-13.0 %	15.0	21.9	-31.4 %
35	58	59	-1.7 %	16.6	15.5	7.3 %
43	42	24	75.0 %	22.0	11.7	87.5 %
55	15	7	114.3 %	14.2	7.2	98.6 %

#### 4.7.5 Relative Häufigkeit

Die relative Häufigkeit der gefangenen Arten ist bei beiden Netztypen vergleichbar (Abbildung 4-10,  $N = 23$ ,  $\gamma = 0.97$ ,  $R^2 = 0.99$ ). Die einzelnen Fischarten sind also bei beiden Netztypen ähnlich repräsentiert. Die geringere Anzahl gefangener Arten beeinflusst die Repräsentativität der einzelnen Arten im Gesamtfang letztendlich nicht in signifikanter Weise.



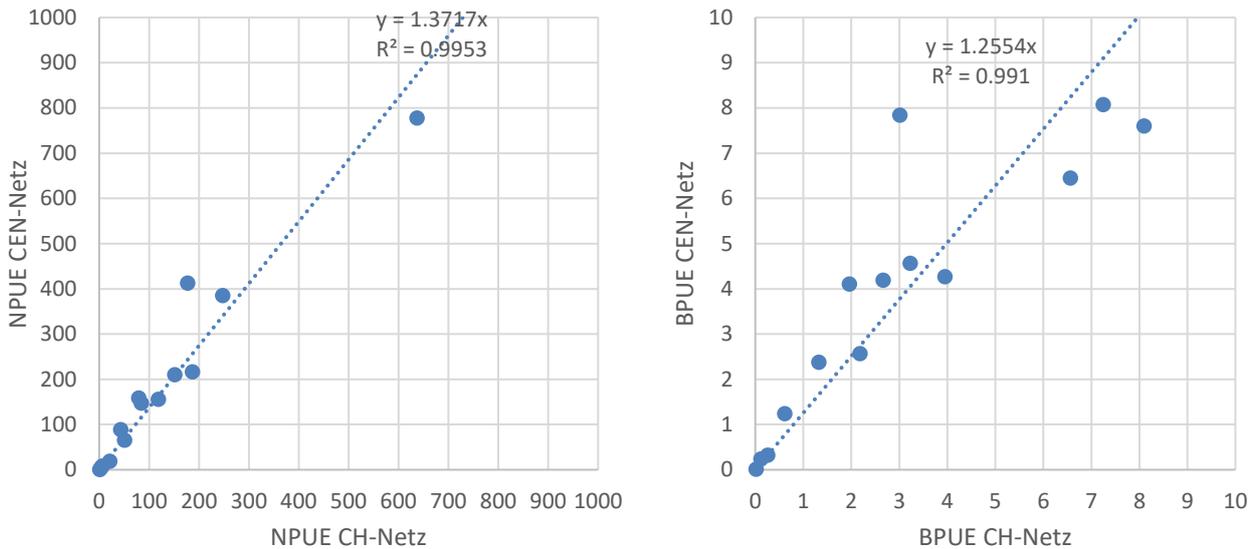
**Abbildung 4-10.** Vergleich der relativen Häufigkeit der einzelnen Fischarten berechnet anhand des NPUE (Anzahl Fische korrigiert für die Netzfläche jeder Maschenweite). Links alle Daten, rechts nur die niedrigen NPUE-Werte.

#### 4.7.6 CPUE-Werte

##### 4.7.6.1 Korrigiert für Fläche Netzblätter (NPUE, BPUE)

Erwartet wurde bei den Versuchsfängen, dass die Anzahl gefangener Fische linear mit der Änderung der Netzfläche einhergeht. Ist dies der Fall, so wären die CPUE-Werte (Anzahl gefangener Fische dividiert durch die Netzfläche) zwischen beiden Netztypen vergleichbar. Im Rahmen des Versuchs wurde der CPUE-Wert pro See und Tiefenzone für die gefangenen Fische aller Arten berechnet. Dabei stellte sich heraus, dass die neuen CH-Netze systematisch weniger fangen (-27.3 %, T-Test:  $p < 0.01$ , Abbildung 4-11, links). Gleichwohl besteht ein linearer Zusammenhang zwischen den beiden Netztypen ( $N = 15$ ,  $y = 1.26x$ ,  $R^2 = 0.89$ ), nur liegt dieser nicht im Verhältnis 1:1, sondern bei ca. 1:1.26 (Abbildung 4-11, links).

Dabei können 60 % der geringeren Fangzahl der neuen CH-Netze durch die Änderung der Netzfläche der angepassten Maschenweiten erklärt werden. Wird die Biomasse betrachtet, zeigt sich, dass die neuen CH-Netze auch weniger fangen (-21 %, T-Test:  $p < 0.05$ , Abbildung 4-11, rechts). Ein linearer Zusammenhang zwischen den beiden Netztypen besteht ebenso hinsichtlich der Biomasse ( $N = 15$ ,  $y = 1.12$ ,  $R^2 = 0.71$ ). Auch hier ist das Verhältnis nicht 1:1, sondern liegt bei ca. 1:1.13 (Abbildung 4-11, links). So können nur 16 % der geringeren Fangbiomasse der neuen CH-Netze aufgrund der Änderungen der Netzfläche erklärt werden.



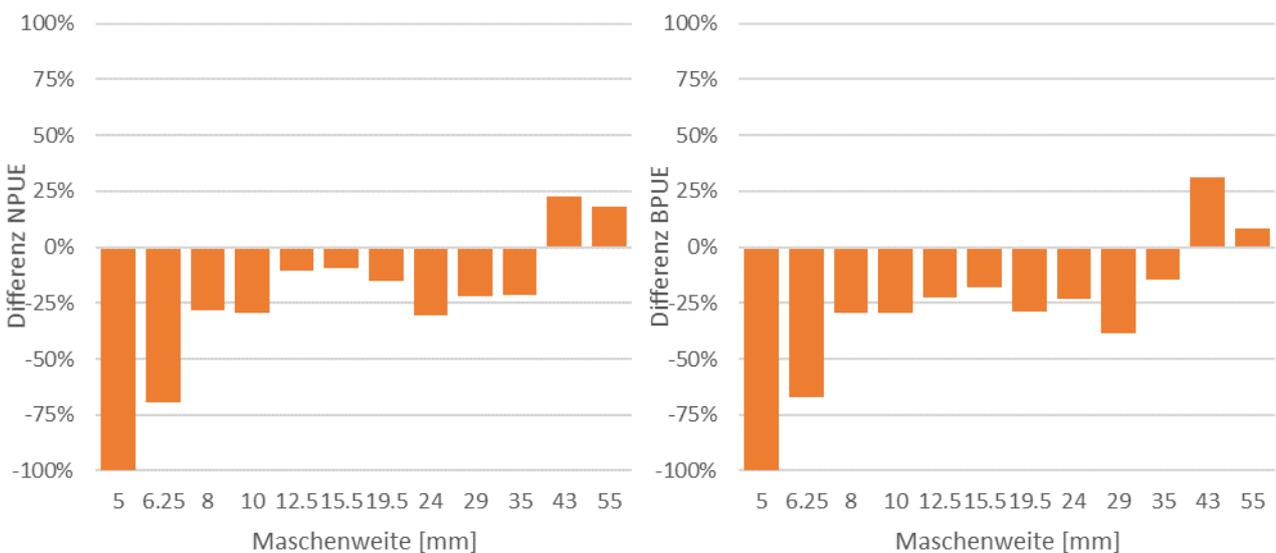
**Abbildung 4-11.** Vergleich der Anzahl (links) und der Biomasse (rechts) der gefangenen Fische, korrigiert hinsichtlich der Netzfläche (NPUE) bei den alten benthischen CEN-Netzen (Y-Achse) und den neuen benthischen CH-Netzen (X-Achse).

Auffallend ist, dass die Differenz zwischen den beiden Netztypen nicht bei allen Maschenweiten gleich ist (Abbildung 4-12).

Drei Beobachtungen können dabei gemacht werden:

- Insbesondere die Maschenweiten 5 mm und 6.25 mm fangen deutlich weniger bei den neuen Netzen.
- Die Maschenweiten 8 mm bis 35 mm weisen allesamt ein ähnliches Defizit auf, obwohl die
- Die grossen Maschenweiten (43 mm und 55 mm), bei denen bei den neuen Netzen die Fläche erhöht wurde, fangen nun etwas mehr, als dies rein von der Fläche her erwartet werden konnte (ca. +20 %).

Flächen bei gewissen Maschen reduziert (8 mm, 10 mm, 12.5 mm, 15.5mm), nicht verändert (19.5 mm, 24 mm) oder gar erhöht worden sind (29 mm, 35 mm). Diese Differenz kann somit nicht auf die Änderung der Netzfläche zurückgeführt werden.



**Abbildung 4-12.** Differenz der hinsichtlich der Netzfläche korrigierten Fangzahlen (NPUE, links) und der gefangenen Biomasse (BPUE, rechts) zwischen den alten benthischen CEN-Netzen und den neuen benthischen CH-Netzen.

Verschiedene mögliche Erklärungen kommen für diese Unterschiede bei den CPUE-Werten in Frage:

- Die kurzen Maschenweiten am Ende des Netzes fischen nicht richtig, da sie sich nicht gut öffnen (vgl. Kapitel 4.7.6.2).
- Der Einstellungsfaktor ist bei den neuen Netzen und je nach Maschenweite nicht identisch (vgl. Kapitel 4.7.6.3).

- Neue Netze fangen weniger gut als alte Netze (vgl. Kapitel 4.7.6.4).
- Nicht linearer Effekt der Netzfläche und Bauart der Netze (vgl. Kapitel 4.7.6.5).

Diesen Hypothesen wird in den folgenden Kapiteln nachgegangen.

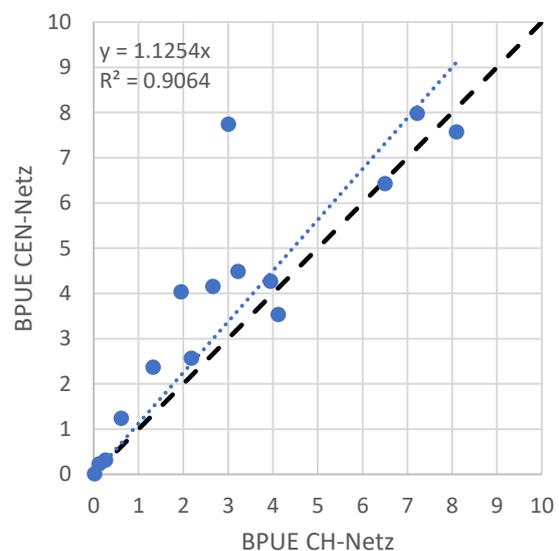
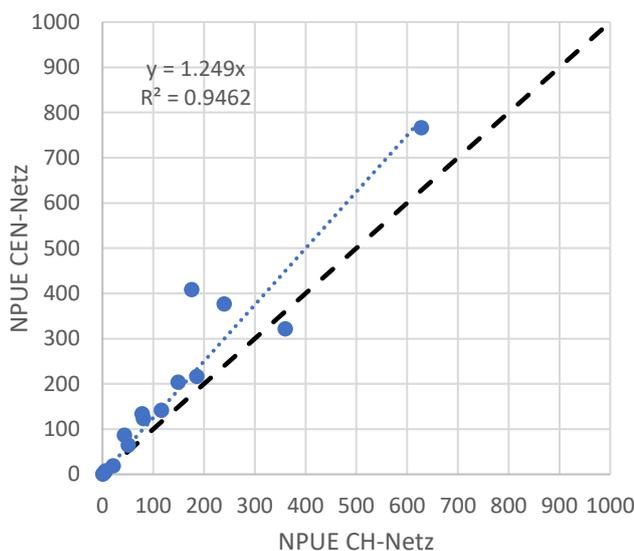
#### 4.7.6.2 Maschenweiten am Ende des Netzes fischen schlecht

Am Ende der neuen CH-Netze befindet sich jeweils ein 0.5 m x 5 mm- und ein 0.75 m x 6.25 mm-Netzblatt. Es ist auffällig, dass gerade bei diesen Maschenweiten die CPUE-Werte bei den neuen Netzen deutlich niedriger sind. Im Feld wurde beobachtet, dass sich diese im Wasser manchmal nicht gut öffnen. Dies könnte die sehr geringen CPUE-Werte erklären.

Für die 5 mm-Maschenweite wirkt sich dies kaum auf die Ergebnisse des gesamten Versuchsnetzes aus. Dies, weil diese Maschenweite im "Projet Lac" nur

wenige Fische fing (0.6 % des Fangs). Die 6.25 mm Maschenweite ist dagegen bedeutender, sie fing im "Projet Lac" ca. 8 % aller gefangenen Fische.

Festzuhalten ist auch, dass sich das Resultat beim Vergleich zwischen den beiden Netztypen nur sehr geringfügig positiv verändert (Abbildung 4-13), wenn die beiden Maschenweiten aus der Analyse ausgeschlossen werden. Sie tragen also nicht übermäßig zur systematischen Abweichung der CPUE-Werte zwischen den beiden Netztypen bei.



**Abbildung 4-13.** Vergleich der Anzahl (links) und der Biomasse (rechts) der gefangenen Fische, korrigiert hinsichtlich der Netzfläche (NPUE) bei den alten benthischen CEN-Netzen (Y-Achse) und den neuen benthischen CH-Netzen (X-Achse). Die Daten aus den Maschenweiten 5 mm und 6.25 mm wurden ausgeschlossen.

#### 4.7.6.3 Korrigiert bezüglich des Einstellungsfaktors (NEPUE, BEPUE)

Ein höherer Einstellungsfaktor bedeutet, dass pro Netzflächeneinheit mehr Maschen liegen. Je höher der Einstellungsfaktor ist, desto lockerer liegt demnach das Netzblatt im Wasser. Tendenziell fischen

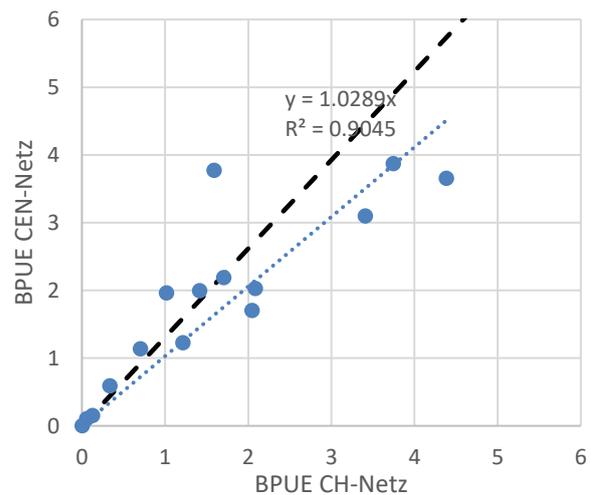
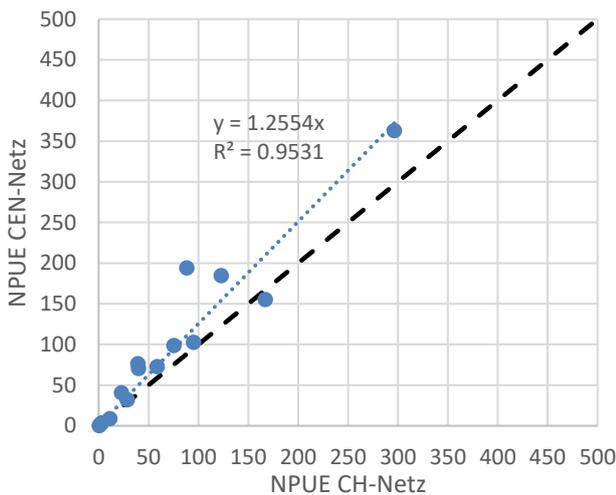
Netze mit höherem Einstellungsfaktor effizienter, aber weniger längenselektiv. Um den Effekt des Einstellungsfaktors zu messen, wurden bei den Versuchen die Maschen aller verwendeten Netze von

Hand gezählt. Dabei konnte festgestellt werden, dass die CEN- und CH-Netze nicht mit dem gleichen Einstellungsfaktor hergestellt worden sind und dass dieser von Netz zu Netz teilweise stark variiert. Zielvorgabe war ein Faktor von 0.5, effektiv gemessen wurden im Durchschnitt bei den CEN-Netzen leicht höhere Werte (+6 % gegenüber der Vorgabe) und bei den CH-Netzen leicht niedrigere Werte (-5.5 %).

Um zu prüfen, ob der Einstellungsfaktor die Fangeffizienz der Netze systematisch beeinflusst hat, wurden die flächenkorrigierten CPUE-Werte (aus Kapitel 4.7.6.1) zusätzlich bezüglich des Einstellungsfaktors korrigiert (Abbildung 4-14). Dabei verändert sich die Steigung zwischen den neuen und alten Netzen bei der Anzahl gefangener Fische nur marginal. Die Biomasse stimmt nun deutlich besser überein (Verhältnis 1:1.02).

**Tabelle 4-4.** Effektiv an den Netzen gemessener mittlerer Einstellungsfaktor.

Maschenweite [mm]	Einstellungsfaktor	
	CEN-Netze	CH-Netze
5	0.52	0.46
6.25	0.55	0.48
8	0.44	0.45
10	0.52	0.48
12.5	0.50	0.48
15.5	0.51	0.48
19.5	0.63	0.47
24	0.50	0.47
29	0.51	0.49
35	0.55	0.48
43	0.57	0.47
55	0.56	0.46
Mittelwert	0.53	0.47
Differenz von Sollwert [%]	+6.0 %	-5.5 %

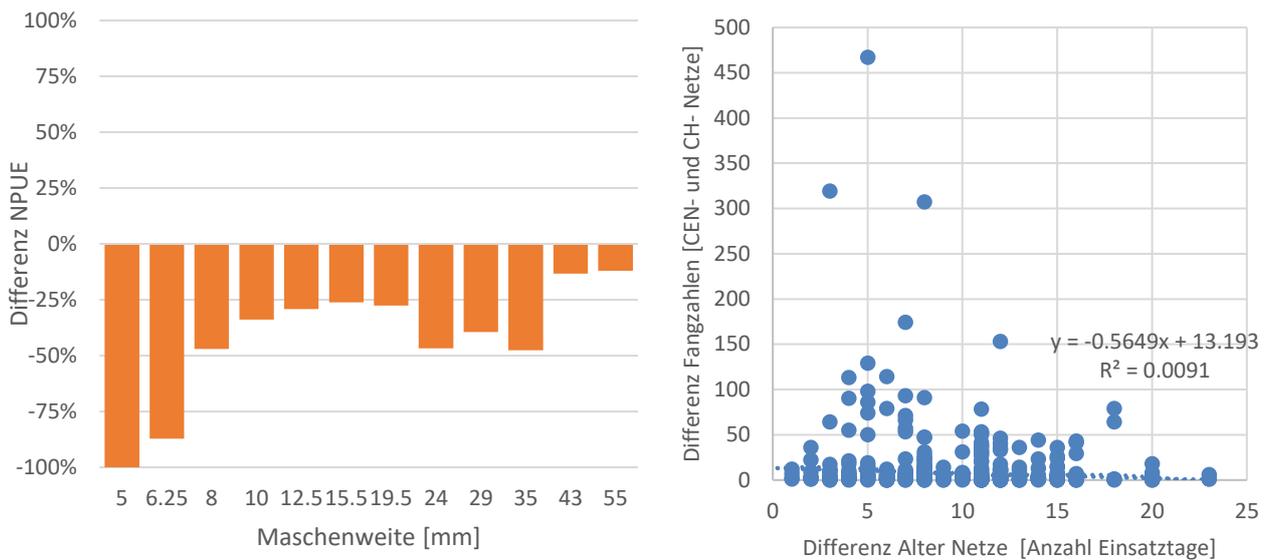


**Abbildung 4-14.** Vergleich der Anzahl (links) und der Biomasse (rechts) der gefangenen Fische, korrigiert hinsichtlich der Netzfläche (NPUE) und des Einstellungsfaktors bei den alten benthischen CEN-Netzen (Y-Achse) und den neuen benthischen CH-Netzen (X-Achse).

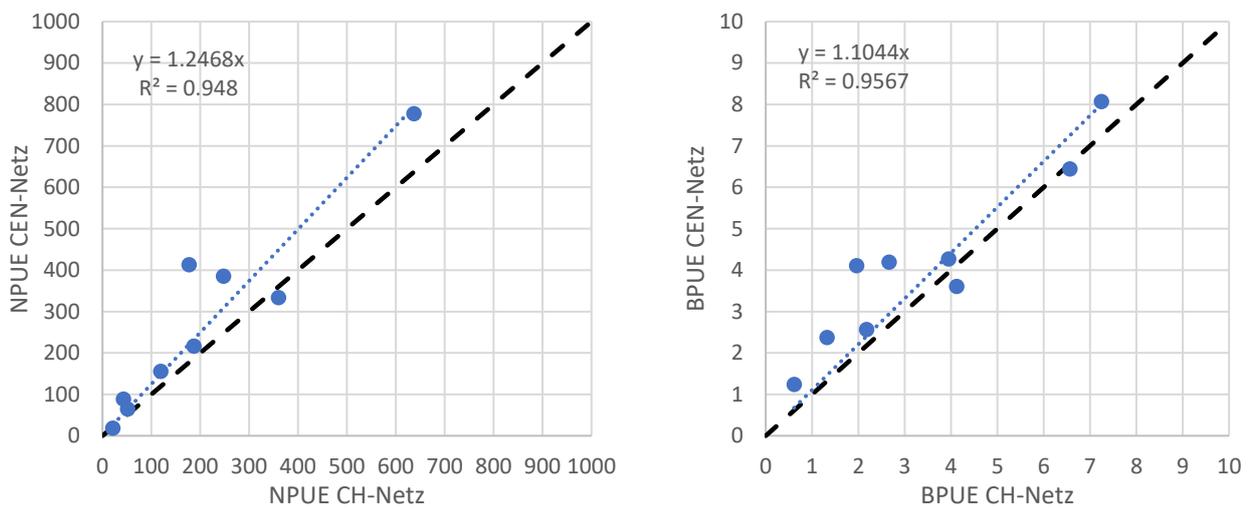
#### 4.7.6.4 Effekt Alter der Netze

Ein Effekt von neuen Netzen konnte beim Sarnersee beobachtet werden. Hier zeigte sich, dass die CPUE-Werte für alle Maschenweiten der CEN-Netze gegenüber denjenigen der CH-Netze systematisch höher lagen (Abbildung 4-15, links), unabhängig davon, ob die Fläche vergrößert oder verkleinert worden war. Dies kann damit begründet werden, dass im Sarnensee nur fabrikneue CH-Netze eingesetzt wurden.

Später trat dieser Effekt nicht mehr auf. Über alle Versuche hinweg gesehen verursachte das Netzalter keinen systematischen Effekt (Abbildung 4-15, rechts). Der Ausschluss der 2017 befischten Seen (Sarnersee und Bielersee) aus den Analysen brachte ebenfalls keine Verbesserung bezüglich der Vergleichbarkeit der CPUE-Werte beider Netztypen (Abbildung 4-16).



**Abbildung 4-15.** Links: Differenz der hinsichtlich der Netzfläche korrigierten Fangzahlen (NPUE) zwischen den alten benthischen CEN-Netzen und den neuen benthischen CH-Netzen für den Sarnersee. Rechts: Zusammenhang zwischen der Altersdifferenz der Netze (X-Achse) und der Differenz bei den Fangzahlen zwischen den Netzpaaren (Y-Achse).

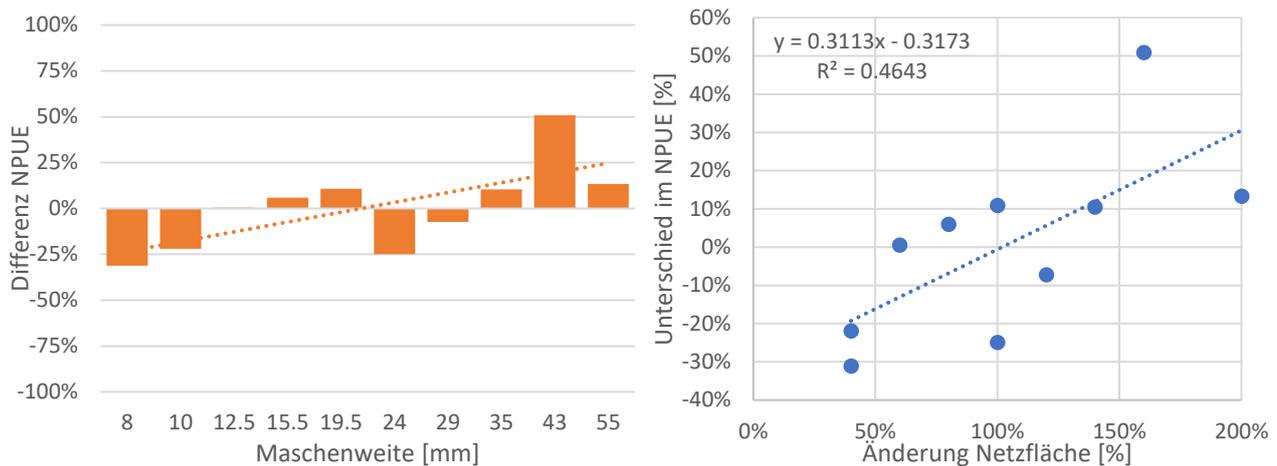


**Abbildung 4-16.** Vergleich der Anzahl (links) und der Biomasse (rechts) der gefangenen Fische, korrigiert hinsichtlich der Netzfläche (NPUE) bei den alten benthischen CEN-Netzen (Y-Achse) und den neuen benthischen CH-Netzen (X-Achse). Für diese Analyse wurden der Sarnersee und der Bielersee ausgeschlossen.

#### 4.7.6.5 Nicht linearer Effekt der Netzfläche und des Netzbaus

Werden alle in den vorangegangenen Kapiteln genannten Effekte berücksichtigt, kann festgestellt werden, dass bei den neuen CH-Netzen kleine Maschen systematisch weniger fangen als erwartet und grosse Maschen etwas mehr als erwartet (Abbildung 4-17). Der Schwankungsbereich ist dabei recht gross.

Trotzdem können 46 % der Varianz durch die Änderung der Netzfläche erklärt werden. Die verbleibende Varianz dürfte auf der natürlichen Varianz des Fangerfolgs beruhen.



**Abbildung 4-17.** Links: Differenz der hinsichtlich der Netzfläche korrigierten Fangzahlen (NPUE) zwischen den alten benthischen CEN-Netzen und den neuen benthischen CH-Netzen. Rechts: Zusammenhang zwischen der Änderung der Netzfläche (X-Achse) und dem Unterschied des NPUE beider Netztypen (Y-Achse). Für die Analyse wurden der Sarnensee und der Bielersee ausgeschlossen. Zudem wurden die Maschenweiten 5 mm und 6.25 mm nicht berücksichtigt. Der NPUE wurde bezüglich der Netzfläche und des Einstellungsfaktors korrigiert.

#### 4.7.7 Beurteilung Anpassung benthische CEN-Netze

Bei der Analyse der Versuchsfänge wird ersichtlich, dass die neuen CH-Netze zwar pro Netz etwas weniger Arten fangen, in der Summe pro Tiefenklasse bzw. seenübergreifend aber nicht. Es kann also davon ausgegangen werden, dass mit beiden Netztypen und bei gleichem Aufwand (gleiche Anzahl Netze, die eingesetzt wird) insgesamt gleich viele Arten nachgewiesen werden können.

Die neuen CH-Netze fangen wie erhofft deutlich weniger Fische (-67 %) und auch weniger Biomasse (-25 %) als die CEN-Netze. Die Mortalität kann mit den neuen Netzen wie erwünscht deutlich reduziert werden.

Die erwünschte Verringerung der Mortalität geht auf Kosten der direkten Vergleichbarkeit des NPUE (bezüglich des Aufwands korrigierte Anzahl gefangener Fische) zwischen den CEN- und den CH-Netzen. Die neuen CH-Netze fangen systematisch weniger Fische. Die Differenz liegt, sofern auch der Einstellungsfaktor berücksichtigt wird, der bei beiden Netzen eigentlich gleich sein sollte, bei ca. 25 %. Dieser Unterschied könnte durch einen Korrekturkoeffizienten um ca. die Hälfte gesenkt werden. Solch eine Korrekturkoeffizient bringt aber Probleme mit sich, weshalb eine Anwendung nicht empfohlen wird. Die

gefangene Biomasse (BPUE) ist zwischen beiden Netztypen vergleichbar.

Mortalität und Befischungsaufwand können demnach mit den neuen Netzen gesenkt werden. Ein Grossteil der Ergebnisse (Artenzahl, relative Häufigkeit, Biomasse) bleibt ohne Einbussen vergleichbar. Bezüglich der Häufigkeit werden mit den neuen Netzen allerdings etwas weniger Fische gefangen. Dieser Unterschied von 25 % liegt zwar im von der EU vorgesehenen natürlichen Schwankungsbereich [11], stellt aber dennoch einen systematischen Fehler dar. Diese Fehlerquote von ca. 25 % muss bei Vergleichen zwischen Daten aus den "Projet Lac"-Fängen und möglichen zukünftigen Befischungen mit angepassten Netzen berücksichtigt werden.

In der Arbeitsgruppe wurde diese Tatsache besprochen und es wurde einstimmig entschieden, dass die Vorteile der Anpassung (Mortalitätsreduktion und Aufwandsreduktion) diesen Nachteil mehr als aufwiegen, weshalb empfohlen wird, die neuen CH-Netze für zukünftige Monitorings in der Schweiz anzuwenden. Zudem wurden entschieden, bei der 5 mm und der 6.25 mm Maschenweite die Länge des Netzgarns von 0.5m bzw. 0.75 m auf 1.0 m bzw. 1.25 m zu erhöhen.

## 5 Repräsentativität der optimierten Befischungsmethode

### 5.1 Zweimalige Befischung Sempachersee 2018

Seit die "Projet Lac"-Befischungen 2010 erstmals durchgeführt worden waren, stand die Kritik im Raum, eine einmalige Befischung nach der Methode des "Projet Lac" (siehe Kapitel 3) innerhalb einer Woche (4 bis 5 Tage) sei nicht repräsentativ für den zum jeweiligen Zeitpunkt im See lebenden Fischbestand. Auch wenn stets zu derselben Jahreszeit und mit derselben Methode gefischt würde, seien die so gewonnenen Daten nicht vergleichbar mit denen künftiger Befischungen, da eine Änderung des Verhaltens oder des Aufenthaltsortes der Fische sich zu stark auf die Ergebnisse auswirken würde.

2018 ergab sich die Möglichkeit, den Sempachersee zweimal zu befischen und die Resultate miteinander zu vergleichen. Ziel der beiden Befischungen war zu prüfen, ob zwei identische Aufnahmen zu

unterschiedlichen Zeitpunkten dasselbe Ergebnis erbringen würden. Vorausgesetzt, die Befischungsmethode wäre nicht repräsentativ gewesen, wäre zu erwarten gewesen, dass es bei beiden Befischungen zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen musste. Da sich zwischen den beiden Befischungen ein grosser Sturm ereignete und dadurch beispielsweise die Oberflächentemperatur von 22.2° C auf 19.4° C sank, waren die äusseren Bedingungen ziemlich unterschiedlich.

Bei beiden Befischungen wurden die gleichen Standorte zweimal mit der gleichen Methode befischt, die Resultate sind also direkt und ohne Transformation der Daten vergleichbar. Daher werden im folgenden Kapitel auch nur Ergebnisse aus Rohdaten vorgestellt.

#### 5.1.1 Vergleich der Befischungen

Die Anzahl gefangener Fische war in beiden Wochen sehr ähnlich (Abbildung 5-1). In der ersten Woche wurden 6'790 Fische gefangen, in der zweiten 6'396. Der Unterschied zwischen den beiden Probenahme-wochen liegt demnach bei 5.8 %. Interessant ist, dass im Zuge der zweiten Probenahme vor allem in den vertikalen Netzen weniger gefangen wurde (-34 %), in den benthischen Netzen (+9 %) und beim Elektrofang (+13 %) dagegen mehr. Die Fische nutzten den Lebensraum in den beiden Wochen (vor und nach dem Sturm) also etwas anders.

Auch die Biomassen waren vergleichbar. In der ersten Woche wurden 298 kg Fisch gefangen, in der zweiten Woche 266 kg – das sind nur 19.7 % weniger als in der ersten Woche. In den benthischen Netzen sank die Biomasse (-10 %) trotz höherer Fangzahlen. Dies kann teilweise durch den geringeren Fang von grossen Welsen erklärt werden. Die Biomasse der

vertikalen Netze sank ebenfalls (-16 %). Beim Elektrofang stieg die Gesamtbiomasse hingegen (+19 %).

Die Anzahl gefangener Arten war in beiden Wochen mit 21 identisch. Dabei war auch das Artenset in beiden Wochen identisch, abgesehen von lediglich zwei Ausnahmen: In Woche 1 konnte der Blaubandbärb ling nachgewiesen werden, in der zweiten Woche aber nicht; in der zweiten Woche wurde ein Hybride gefangen, während ein solches Individuum in der ersten Woche nicht nachgewiesen werden konnte.

Die Häufigkeiten der in den beiden Wochen gefangenen Arten waren ebenfalls vergleichbar. Fische, die in der ersten Woche am häufigsten gefangen worden waren, waren auch in der zweiten Woche am häufigsten vertreten. Die Korrelation ist dabei mit einem Korrelationskoeffizienten  $R^2$  von 0.92 sehr hoch (Abbildung 5-2). Es waren aber je nach Art Unterschiede

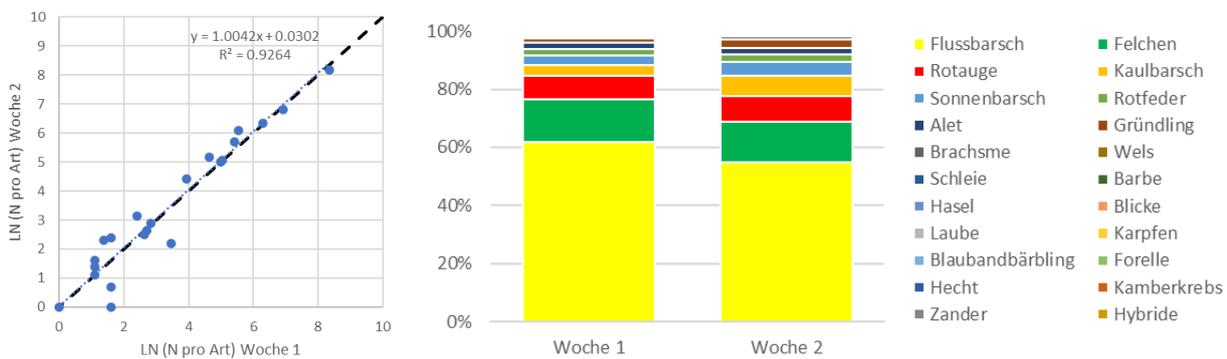
zu beobachten. Dies betrifft insbesondere die selten gefangenen Arten, die stärkeren stochastischen Schwankungen unterworfen sind.

Auch bei den dominanten Arten konnten Unterschiede beobachtet werden. So gingen die Fangzahlen bei den Flussbarschen um 17 % und bei den Felchen um 10 % zurück. Diese Zahlen liegen innerhalb

des nach der CEN-Norm zu erwartenden statistischen Vertrauensintervalls von 50 % Änderung [11]. Insbesondere der Fang von Kaulbarschen war in der zweiten Woche aber deutlich höher als in der ersten (+76 %). Insgesamt hatte dies jedoch wenig Auswirkungen auf die relativen Häufigkeiten der dominanten Arten im See (Abbildung 5-2) und somit auch auf die Interpretation der Resultate.



**Abbildung 5-1.** Anzahl (links) und Biomasse (Mitte) der im Sempachersee in den beiden Wochen gefangenen Fische. Anzahl gefangener Arten in den beiden Probenahmeperioden (rechts).



**Abbildung 5-2.** Links: Korrelation zwischen den beiden Wochen. Rechts: Relative Häufigkeiten der im Sempachersee in den beiden Wochen gefangenen Fischarten.

### 5.1.2 CEN-Netze und Konfidenzintervalle

Die Streuung der Anzahl Fische, die pro benthischem Netz in den verschiedenen Tiefen (Replikate) gefangen wurden, ist für zukünftige Vergleiche, aber auch für den Vergleich zwischen den beiden Befischungsperioden, wichtig. Um die Streuung zu bestimmen, wurden 1'000 Permutationen der Fangdaten durchgeführt. Die Resultate wurden anschliessend genutzt, um die Konfidenzintervalle für jede Art zu schätzen.

Die Resultate (

Tabelle 5-1) zeigen, dass die Streuung für die meisten Arten im Bereich von 50 % lag. Bei den häufigsten Arten – Flussbarsch (+3 %), Felchen (+26 %) und Rotaugen (-3 %) – lagen die Fänge innerhalb des 50 %-Bereichs. Ihre Populationen sind folglich aufgrund der standardisierten Befischungen der beiden Wochen gleich einzuschätzen.

Bei den Kaulbarschen (+76 %) und den Gründlingen (+74 %), die eine hohe Zunahme bei den Fängen von Woche 1 zu Woche 2 aufwiesen, näherten sich die Daten einander weniger stark an, als nach den Vorgaben der CEN-Norm zu erwarten war. Die Konfidenzintervalle der beiden Bestandsschätzungen überlappen sich jedoch. Es kann also nicht von einem signifikant höheren/geringeren Fang gesprochen werden.

Anders ist es bei den Welsen, die hohe Abnahme ist hier signifikant. Sie ist allerdings erklärbar. Die Welse sind standorttreue Jäger und können am gleichen Ort nicht nochmals gefangen werden. Die in der

Woche zuvor gefangenen Welse wurden ja entfernt. Für standardisierte Befischungen, die nicht in zeitlich kurzer Folge stattfinden, dürfte dieser Effekt allerdings keine Rolle spielen. Die höhere prozentuale Streuung bei den selten gefangenen Arten hat stochastische Ursachen und ist für die Interpretation der Resultate weniger von Belang als der Nachweis dieser Arten.

Insgesamt entsprechen die Varianzen der Daten den Erwartungen der CEN prEN 14757-Norm [11]. Zukünftige repräsentative Befischungen können somit statistisch mit denen von 2018 verglichen werden.

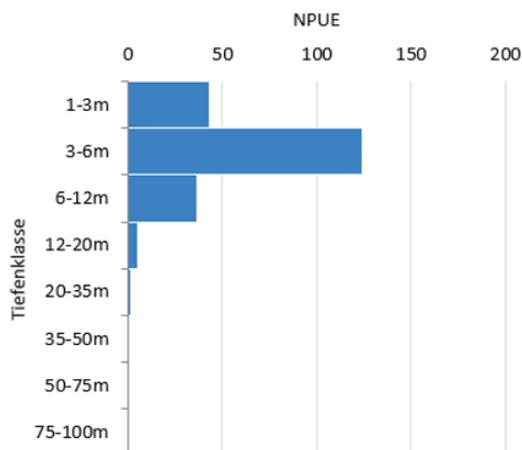
**Tabelle 5-1.** Zusammenstellung der Konfidenzintervallschätzungen für die Fänge mit den CEN-Netzen der Woche 1. Angegeben sind die minimale Anzahl (Minimum), die mittlere Anzahl (Mittelwert) und die maximale Anzahl (Maximum), die pro Art für den betriebenen Aufwand erwartet werden können, ebenso die untere (5 %) und die obere Konfidenzgrenze (95 %). Laube und Forelle wurden nur in Woche 2 mit benthischen CEN-Netzen gefangen.

Fischart		Konfidenz CEN-Befischungen: benthische Netze									
Name	Latein	Minimum		Mittelwert		Maximum		0.05		0.95	
		W1	W2	W1	W2	W1	W2	W1	W2	W1	W2
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	1'294	1'219	2'662	2'725	4'610	5'901	1'760	1'566	3'675	4'286
Felchen, Art unbest.	<i>Coregonus sp.</i>	125	126	197	249	260	412	164	176	235	326
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>	248	269	405	393	633	546	316	321	510	471
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>	132	204	222	408	354	685	163	287	290	550
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>	98	131	161	205	231	305	128	159	195	261
Rotfeder	<i>Scardinius sp</i>	50	25	102	78	191	144	67	49	145	109
Alet	<i>Squalius cephalus</i>	17	20	42	45	76	75	29	32	58	58
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	15	51	56	97	115	153	30	67	88	132
Brachse	<i>Abramis brama</i>	14	21	45	48	93	78	26	33	67	65
Wels	<i>Silurus glanis</i>	8	0	21	5	39	12	13	2	30	8
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	4	3	13	13	24	25	8	7	18	19
Blicke	<i>Blicca bjoerkna</i>	1	5	9	17	18	43	5	9	14	27
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	0	0	4	13	13	50	1	4	8	23
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	0	0	10	5	26	17	4	1	17	10
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>	0	0	0	4	0	11	0	1	0	7
Forelle	<i>Salmo sp.</i>	0	0	0	1	0	5	0	0	0	3
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	0	0	3	5	9	12	1	2	6	8
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	0	0	5	1	12	7	2	0	9	3
Hecht	<i>Esox lucius</i>	0	0	2	3	8	9	0	1	5	6
Kammerkrebs	<i>Orconectes limosus</i>	0	0	2	3	8	14	0	0	6	7
<b>Total</b>		<b>2'006</b>	<b>2'074</b>	<b>3'962</b>	<b>4'319</b>	<b>6'720</b>	<b>8'504</b>	<b>2'717</b>	<b>2'717</b>	<b>5'376</b>	<b>6'379</b>

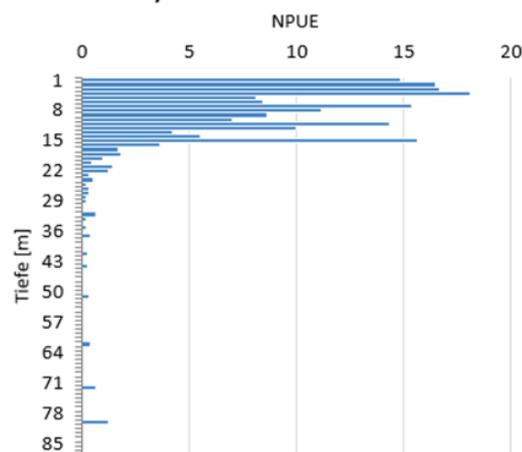
### 5.1.3 Tiefe der Fänge und ihre geografische Verteilung

#### Woche 1

##### Bodennetze / Alle Arten

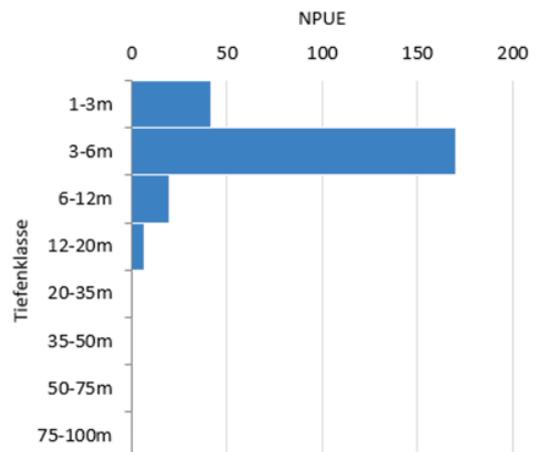


##### Vertikalnetze / Alle Arten



#### Woche 2

##### Bodennetze / Alle Arten



##### Vertikalnetze / Alle Arten

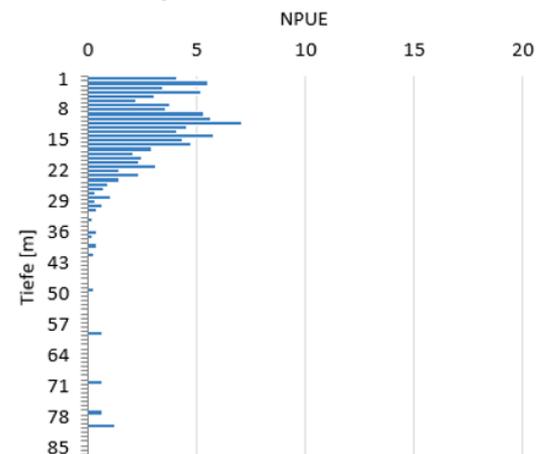


Abbildung 5-3. Die Tiefenverteilung der Fänge verglichen zwischen den beiden Wochen und den beiden Netztypen.

Es kann nicht erwartet werden, dass Fische stets an genau den gleichen Stellen und in denselben Tiefen gefangen werden. So überrascht es auch nicht, dass je nach Standort mal mehr, mal weniger Fische gefangen wurden. Betrachtet man die Tiefenverteilung der Fänge, sieht man schnell, dass in den Vertikalnetzen in Woche 2 weniger gefangen wurde, dafür in den benthischen Netzen mehr (Abbildung 5-3). Demgegenüber verteilen sich die Fänge der Vertikalnetze in Woche 2 ausgeglichener. So wurden mehr Fische unterhalb von 18 m gefangen.

Bei häufig vorkommenden Arten gleicht sich das erwartungsgemäss aus. Das kann exemplarisch am

Beispiel der Felchen gezeigt werden (Abbildung 5-5). Felchen wurden über beide Wochen hinweg in vergleichbaren Mengen gefangen, aber die Fangorte unterschieden sich. Auch bei der Tiefenverteilung ergaben sich Unterschiede (Abbildung 5-4). Insgesamt verschoben sich die Fänge der Felchen ein wenig in die Tiefe. Zwischen 19 und 31 m wurden in Woche 2 mehr Felchen gefangen als in Woche 1. Dafür wurden in Woche 2 zwischen 5 und 19 m deutlich weniger Felchen gefangen.

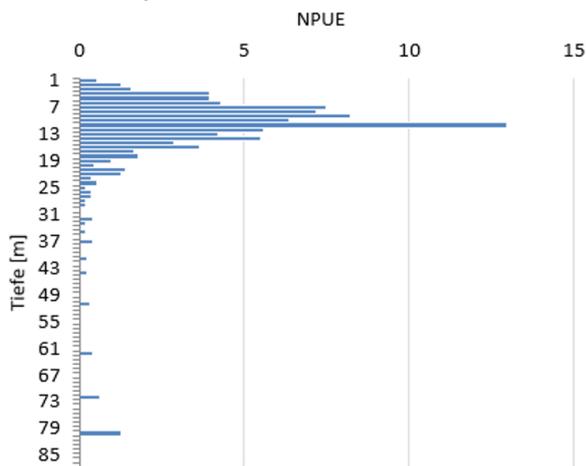
Interessant ist der Vergleich zwischen den beiden Wochen mit Blick auf die Rotfeder. Sie kommt insgesamt relativ häufig im Sempachersee vor. Während

in den benthischen Netzen in Woche 1 mehr von ihnen gefangen wurden (-24 % in Woche 2), wurden in Woche 2 mehr Rotfedern in den wenigen ufernahen vertikalen Netzen gefangen (+100 %). Auf den Gesamtfang an Rotfedern hatte dies wenig Einfluss (+4 %). Dieses Muster kann man auch anhand der geografischen Verteilung der Fänge erkennen (Abbildung 5-6). Oft unterschieden sich einzelnen Fangmengen je nach Ort zwischen den beiden Wochen. Interessant ist auch, dass in Woche 2 viel mehr Rotfedern am Südufer bei Sempach gefangen wurden. Ein ähnliches Muster kann bei der Barbe festgestellt werden. Interessanterweise wurde der Fang dieser in Seen eher selten gefangenen Fischart (+225 %

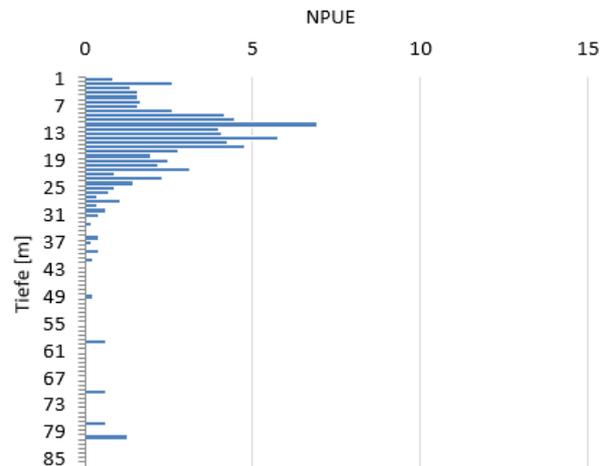
Zunahme in den benthischen Netzen in der zweiten Woche) durch den Fang in vertikalen Netzen kompensiert (-91 %).

All das zeigt, dass die Methode haltbar gegenüber der Verschiebung von Fischen im See ist. Viele Fische sind zwar mobil und wechseln den Standort oder die Tiefe. Am neuen Ort nutzen sie aber ähnliche oder gleiche Habitats. Dadurch gleicht sich die Fangwahrscheinlichkeit grösstenteils aus. Einzig bei sehr standorttreuen Jägern (Wels, vgl. Kapitel 5.1.2) kommt es bei sehr kurzen Wiederfangintervallen mit Entnahme der Fische zu einer Abnahme im gleichen Habitat.

Vertikalnetze / Felchen, Art unbest.



Vertikalnetze / Felchen, Art unbest.



**Abbildung 5-4.** Links: Tiefenverteilung der Felchenfänge der Vertikalnetze aus Woche 1. Rechts: Tiefenverteilung der Felchenfänge der Vertikalnetze aus Woche 2.

#### 5.1.4 Schlussfolgerungen des Vergleichs

Obwohl zwischen den beiden Befischungen ein starkes Sturmereignis stattfand, das die Bedingungen im See markant veränderte, erwiesen sich die Fänge insgesamt als vergleichbar und ergaben sehr ähnliche Resultate. Auch wenn es sich beim Versuch am Sempachersee nur um einen Versuch an einem einzigen See handelte, liegen die Ergebnisse für die häufigen Arten innerhalb des nach den Protokollen und den aus Skandinavien stammenden Erfahrungen zu erwartenden Schwankungsbereichs von +/- 50 % [11]. Die Ergebnisse der Fänge beider Probenahme-

wochen sind also vergleichbar, was auch die Annahme aus der wissenschaftlichen Literatur bestätigt, dass Befischungen nach den Methoden des "Projet Lac" genügend standardisiert, reproduzierbar und aussagekräftig sind, um verlässliche und insbesondere vergleichbare Ergebnisse über den fischökologischen Ist-Zustand eines Sees zu erhalten. Dies bedingt, dass wie beim "Projet Lac" genügend Netze ausgelegt werden, der gesamte See befishet wird und mindestens an 3 Tagen/Nächten gefischt wird.

Felchen (Coregonus sp.)

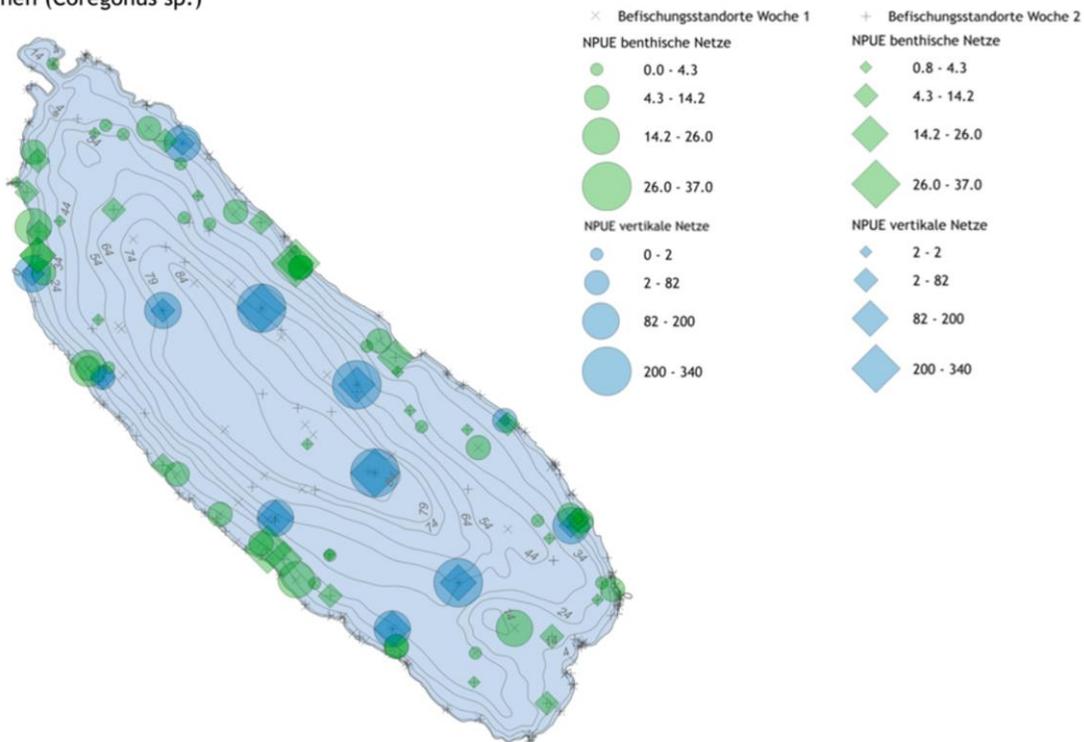


Abbildung 5-5. Verteilung der Felchenfänge in den Netzen der standardisierten Befischungen im Vergleich zwischen den beiden Wochen (NPUE).

Rotfeder (Scardinius sp.)

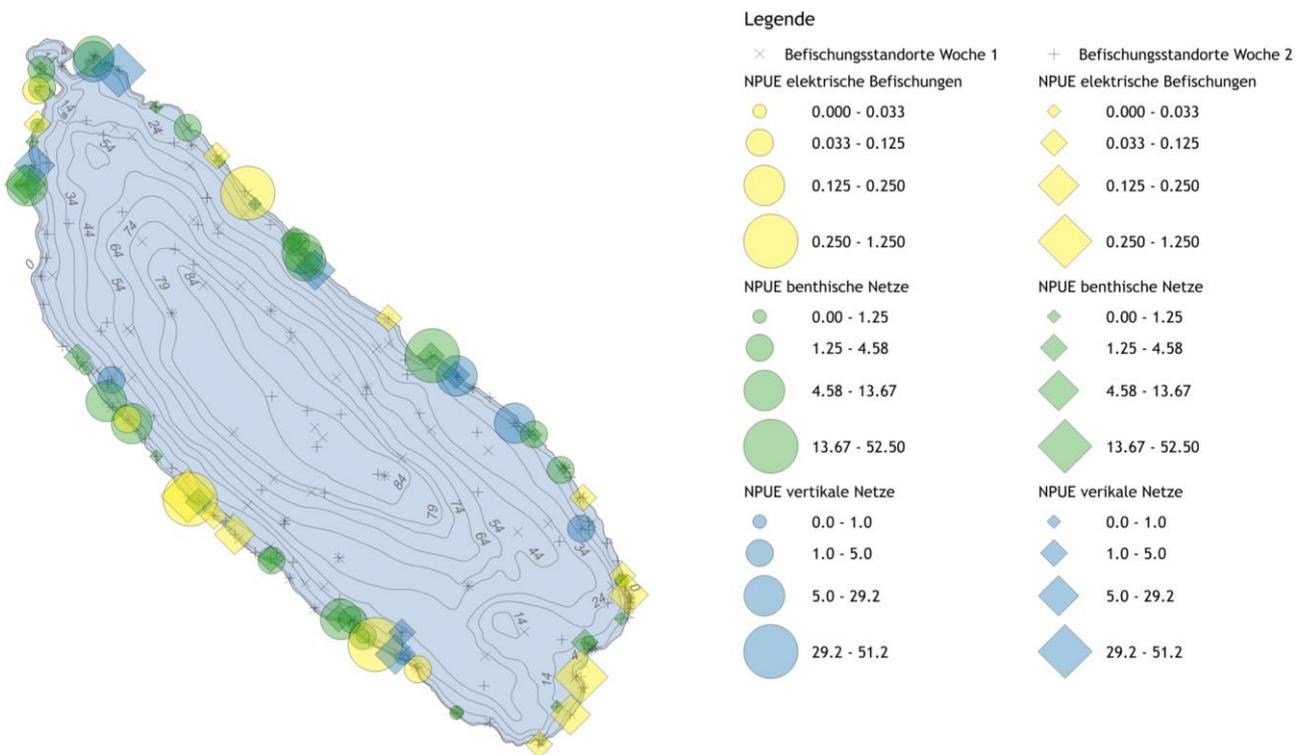


Abbildung 5-6. Geografische Verteilung der Rotfederfänge (NPUE) in den beiden Befischungswochen.

## 6 Eignung der Daten zur Bewertung des Seezustands

In diesem Kapitel sollen Informationen und Erkenntnisse über den Wert von Fischen als Indikator zur Bewertung eines Seezustands zusammengestellt werden. Im ersten Teil geht es allgemein darum, ob sich Fischgemeinschaften als Indikator für die Bewertung eines Seezustands bzw. Uferzustands eignen. Im

zweiten Teil soll ein mit der EU-Rahmenrichtlinie erarbeitetes Bewertungsverfahren auf ausgewählte Schweizer Seen angewendet werden. Dabei sollen die Ergebnisse bezüglich ihrer möglichen Anwendbarkeit auf Schweizer Seen beurteilt werden.

### 6.1 Fische als Indikator für den Zustand eines Sees

Ein guter Bioindikator sollte Informationen über den Zustand eines Ökosystems liefern, negative Einflüsse des Menschen aufdecken, zeitliche Entwicklungen abbilden und als Erfolgskontrolle für

Revitalisierungen bzw. Renaturierungen dienen können [21, 22]. Fische werden auch in der Schweiz als Indikator für all diese Teilaspekte intensiv verwendet, besonders in Fließgewässern [23–25].



**Abbildung 6-1.** Fische gelten als guter Indikator für den Zustand von Gewässern. Links eine Schleie und zwei Karpfen in einem Stehgewässer. Rechts: Die Groppe, die in naturnahen Voralpenseen die gesamte Seetiefe besiedelt. Fotos © Michel Roggo.

Die Fischgemeinschaft eines Gewässers stellt erwiesenermassen einen hervorragenden Bioindikator dar [22, 26, 27]. Sie gilt dabei als integrierender Indikator, da sie den Effekt unterschiedlicher Umwelteinflüsse widerspiegelt. Hervorzuheben sind diesbezüglich folgende Eigenschaften [22, 26]:

- Fische sind langlebig und integrieren bzw. akkumulieren Effekte über einen langen Zeitraum. Dabei handelt es sich unter anderem um additive und synergistische Effekte der einzelnen Stressoren.
- Fische nutzen ein grosses trophisches Spektrum, infolge von Anpassungen an unterschiedliche Nahrungsnischen.
- Verschiedene Fischarten haben unterschiedliche Ansprüche an die Wasserqualität.
- Die Habitatansprüche variieren zwischen den verschiedenen Arten, zwischen den verschiedenen Altersstadien innerhalb einer Art, nach Tageszeit (Tag/Nacht) und im Jahresverlauf.
- Fische wurden wegen ihres ökonomischen Werts seit jeher intensiv erforscht und es ist vergleichsweise viel über ihre Ansprüche bekannt.
- Die Erstellung eines Referenzzustands ist bei Fischen trotz gewisser Einschränkungen eher möglich als bei anderen Indikatoren. Das gilt auch für grössere Schweizer Seen, für die oftmals historische Dokumente vorliegen.

- Die Artenvielfalt ist im Vergleich zu anderen Artengruppen, wie z.B. Insekten, die auch oft als Indikatoren verwendet werden, weniger umfangreich. Die Fische lassen sich zudem häufiger auf Artniveau bestimmen.

Fischgemeinschaften als Bioindikator haben aber auch Nachteile:

- Insbesondere für Seen ist die standardisierte Beprobung aufwendig.
- Die historischen Referenzen sind nicht immer zuverlässig rekonstruierbar.
- Durch fischereiliche Nutzung und Bewirtschaftung (Besatz) wird der Fischbestand beeinflusst.
- Die Herstellung des kausalen Zusammenhangs zwischen Ursache und Wirkung ist oftmals schwierig.

Insgesamt erfüllen Fische gleichwohl die Kriterien für robuste und biologische Monitoring-Programme (zusammengefasst in [22]).

In der EU werden Fische als Indikator gemäss der Wasserrahmenrichtlinie verwendet, dies sowohl für Fließ- als auch Stehgewässer [28]. Die Fischbestandsschätzung, die sich bei diesen Aufnahmen ergibt, kann in Zusammenhang mit Umwelteigenschaften (Nährstoffe, Uferstrukturen, Seemorphologie, usw.) gebracht werden [29–38]. Diese Zusammenhänge mit Umweltparametern werden im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie zur Bewertung von Seezuständen verwendet [39–41]. Die Verfahren der verschiedenen Alpenrandländer wurden zu diesem Zweck interkalibriert [42], sodass die Bewertungen durch die verschiedenen nationalen Verfahren gleich ausfallen [42]. Diese Verfahren wurde aber nicht auf grosse und tiefe Seen ausgelegt. Ob sie sich auf die grossen und tiefen Voralpenseen der Schweiz übertragen lassen, ist nicht klar und muss überprüft werden.

## 6.2 Uferbefischungen als Indikator für den Zustand der Seeufer

Die Eigenschaften der litoralen Habitate beeinflussen die Verteilung der Fische, die im Uferbereich von Seen leben [5]. Je nach Fischart, Altersstadium und Jahreszeit wird das Litoral unterschiedlich genutzt. Manche Felchenarten, z.B. der Balchen des Vierwaldstättersees, laichen im Frühwinter in seichten Gewässern bevorzugt auf Steinen [43]. Viele karpfenartige Fische wiederum laichen im Frühjahr auf Makrophyten [1]. Andere Fischarten haben diesbezüglich andere Präferenzen. Im Sommer, ausserhalb der Laichzeit, nutzen Fische unterschiedliche Habitate, z.B. zum Schutz vor Fressfeinden oder als Nahrungsquelle. Die Verteilung der Fische in diesen Habitaten ist demnach nicht zufällig, sondern spiegelt die Bedürfnisse der im See lebenden Fischarten wider.

Es stellt sich nun die Frage, ob die im Rahmen des "Projet Lac" getätigten habitatspezifischen Uferbefischungen es erlauben, Unterschiede bezüglich der

Habitatnutzung festzustellen. Darauf aufbauend stellt sich die Frage, ob diese Erkenntnisse Rückschlüsse über die Eignung von Fischen als Indikator für den morphologischen Zustand von Seeufern zulassen.

Die unterschiedlichen Uferhabitate wurden gezielt mit der Vertikalnetz-Methode befischt. Mit diesen Netzen wurden Fische gefangen, die diese Habitate gezielt anschwimmen, und ebenso solche, die zufällig vorbeischwimmen. Allein aufgrund der Netzbefischungen konnten keine starken und offensichtlichen Zusammenhänge zwischen gefangenen Fischen und Uferhabitaten festgestellt werden [5].

Bei der Elektrofischerei, die zweite gezielt am Ufer eingesetzte Methode, wurden hauptsächlich Arten gefangen, die sich in den Uferhabitaten verstecken. Die Resultate der Elektrofischfangdaten zeigen, dass verschiedene Fischarten im Spätsommer bzw. im

Früherbst eine mehr oder weniger starke Assoziation mit Uferstrukturen aufweisen (Abbildung 6-2, [5]). Werden diese Assoziationen etwas genauer untersucht, dann wird ersichtlich, wie wichtig gewisse

Uferhabitate z.B. für bedrohte Arten sind, bzw. dass diese häufiger in diesen Habitaten anzutreffen sind, z.B. bei Zuflüssen und mineralischen Substraten (Steine und Blöcke, vgl. Tabelle 6-1).



**Abbildung 6-2.** Habitat-Assoziationen einiger Fischarten. Je dicker ein Strich ist, desto stärker ist die Assoziation (Grafik übernommen aus Synthesebericht "Projet Lac" [8]).

Bei den Habitatkartierungen des "Projet Lac" wurden zudem künstliche (Blockwürfe, Mauern) von natürlichen Habitaten unterschieden. Es ist somit möglich zu prüfen, wie künstliche Habitats von Fischen genutzt werden. Mauern wiesen im Durchschnitt über alle untersuchten Seen hinweg eine um knapp 2/3 geringere Fischdichte (T-Test,  $p < 0.01$ , Abbildung

6-3) auf als natürliche Habitats (Steine, Kies, Totholz oder Schilf), Blockwürfe immer noch eine ca. 1/3 geringere Fischdichte gegenüber natürlichen Habitats (T-Test,  $p = 0.19$ ). Dasselbe Bild ergibt sich, wenn die Anzahl nachgewiesener Arten betrachtet wird. Diese ist bei natürlichen Flachufers deutlich höher als bei verbauten Ufers (T-Test,

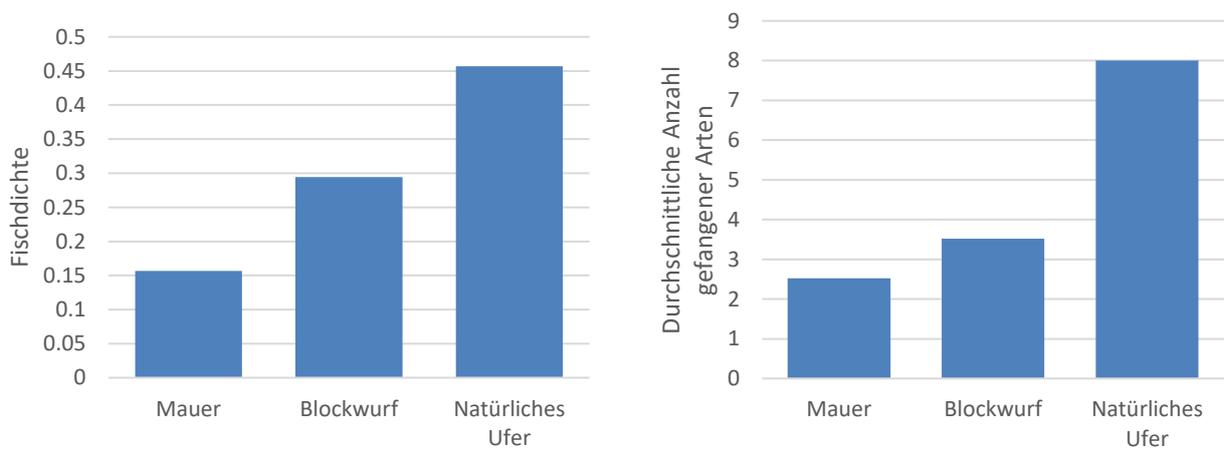
p < 0.001). Dies zeigt, dass aus quantitativer und qualitativer (Artenvielfalt) Sicht Unterschiede zwischen künstlichen und natürlichen Habitaten beobachtet werden können.

Elektrische Uferbefischungen eignen sich folglich zur Erfolgskontrolle bei Seeuferrevitalisierungen und ihren Auswirkungen auf die Fische. Um den saisonal unterschiedlichen Bedürfnissen der Fische gegenüber den Uferhabitaten gerecht zu werden, sollten diese Befischungen nicht nur wie beim "Projet Lac" im Herbst erfolgen, sondern auch im Frühsommer nach der Fortpflanzung (Jungfischhabitate).

Ergänzt werden können diese auch durch gezielte weitere Aufnahmen, z.B. durch Netzbefischungen während der Laichzeit der Fische, unter anderem im Frühjahr für Karpfenartige oder im Winter für Felchen. Damit werden auch grössere adulte Fische erfasst. Zusätzlich kommen auch andere Methoden in Frage, die im Rahmen des „Projet Lac“ nicht angewandt wurden, z.B. Tauchen, Zugnetze, usw.

**Tabelle 6-1.** Anzahl Arten, aufgelistet nach Schutzstatus der IUCN, mit positiven Habitatassoziationen (Tabelle übersetzt aus Synthesericht "Projet Lac" [8]).

Status	Anzahl Arten	Zufuss		Ausfluss						Totholz				
		Zufuss	Ausfluss	Fels	Steinblöcke	Steine	Steine und Kies	Kies	Sand	Feinsediment	Schilf	Makrophyten	Schwimmpflanzen	Totholz
Vom Aussterben bedroht (CR)	1	1												
Stark gefährdet (EN)	3	3			2	1					2			1
Gefährdet (VU)	8	5	1		3	2				1	3	1		2
Potentiell gefährdet (NT)	8	5	2	3	4	3	2			3	1	3	1	3
Nicht gefährdet (LC)	20	12	3	3	8	7	8	5	3	7	7	8	4	8
Nicht einheimisch	8	4	1	3	3	2	3	1		4	4	2		4
Anzahl Arten mit positiver Assoziation		30	7	9	20	15	13	6	3	15	17	14	5	18
Anteil [%]		61	16	19	41	31	27	14	9	31	35	29	18	38



**Abbildung 6-3.** Links: Anzahl Fische, korrigiert hinsichtlich des Fangaufwands, die bei elektrischen Befischungen im Durchschnitt an künstlichen Ufern (Mauer bzw. Blockwurf) und in natürlichen Habitaten von 25 Seen gefangen wurden. Rechts: Anzahl Arten, die bei elektrischen Befischungen an künstlichen Ufern und in natürlichen Habitaten im Durchschnitt von 25 Seen gefangen wurden. Als natürliche Habitate wurden Steine, Kies, Schilf und Totholz eingestuft. Diese wurden für die Analyse verwendet, da diese Habitate bei verbauten Ufern in der Regel verloren gegangen sind.

## 6.3 Bewertung ausgewählter Schweizer Seen nach Vorgabe der WRRL

### 6.3.1 Ziel des Kapitels

Die Verfahren zur Bewertung des Seezustands mittels Fischbestandserhebungen wurden in verschiedenen EU-Ländern in langen Prozessen entwickelt und ihre Anwendbarkeit wurde für die Zielseen im jeweiligen Untersuchungsgebiet optimiert. Bei der Anwendung, die hier im Folgenden durchgeführt wird, ist nicht eine realistische Bewertung des Zustands Schweizer Seen das Ziel. Vielmehr geht es darum, die

direkte Übertragbarkeit der Verfahren auf die untersuchten Schweizer Seen zu prüfen. Dabei soll dieser Test erste Erfahrungen dazu liefern, ob solche Indikatoren für die untersuchten Schweizer Seen potenziell angewandt werden können und welche Weiterentwicklungen und zusätzliche Indikatoren hierzu gegebenenfalls noch notwendig sind.

### 6.3.2 Bewertungsverfahren

Verschiedene Länder in der EU haben Bewertungsverfahren für den Zustand von Seen anhand von Fischmonitoringdaten entwickelt [39–41]. Diese Verfahren folgen alle dem nach der Wasserrahmenrichtlinie vorgegebenen Vorgehen. Dazu gehören:

- die Entwicklung einer Seetypologie (Hintergrund ist die Annahme, dass abiotisch vergleichbare Seen auch hinsichtlich ihrer Fischgemeinschaften ähnlich sind),
- die Schaffung einer geeigneten Datenbasis und der Parameter zur Ableitung des Referenzzustands der Fischgemeinschaft (Referenzzustand),
- die Erfassung der aktuellen Fischartengemeinschaft (Ist-Zustand),

- der Vergleich des Ist-Zustands mit dem Referenzzustand und Ableitung von Defiziten.

Der Referenzzustand beschreibt die Fischgemeinschaft oder Merkmale der Fischgemeinschaft bei Gewässerbedingungen ohne oder mit nur wenigen menschlichen Einflüssen. In Mitteleuropa gibt es keine Seen, die wirklich vom Menschen unbeeinflusst sind. Es gibt demzufolge auch keine unbeeinflusste Fischgemeinschaft, die als „authentische“ biologische Referenz dienen könnte.

Dieses Bewertungsverfahren der WRRL entspricht im Grundsatz auch dem Vorgehen, das nach verschiedenen Modulen des Modulstufenkonzepts in der Schweiz angewandt wird.

### 6.3.3 Konkretes Vorgehen bei der Bewertung

Das Vorgehen bei der Bewertung eines Seezustands mit Fischen als Indikator ist in den einzelnen EU-Ländern unterschiedlich. Alle EU-Länder berechnen jedoch einen EQR-Wert (ecological quality ratio, zu Deutsch ein Qualitätsverhältnis) gemäss CEN-Vorgabe. Damit die Resultate der einzelnen Länder vergleichbar ausfallen, wurde von 2009-2012 eine Interkalibrierung der Bewertungen durchgeführt [40, 42].

Das österreichische Verfahren wurde zur versuchsweisen Anwendung auf Schweizer Seen ausgewählt. Die Gründe dafür waren die Einfachheit der Anwendung und die Modulierbarkeit der zu berücksichtigenden Parameter [40].

### 6.3.4 Berechnung der Indikatoren gemäss Vorgaben der WRRL (Österreich)

Für acht Parameter wurde anhand der "Projet Lac"-Daten (CEN-Netze) ein EQR-Wert berechnet [40]. Für die Berechnung wird die Anzahl gefangener Fische in Abundanzindices umgerechnet. Dabei kommen gemäss Vorgabe folgende Regeln zur Anwendung:

- kein Fang, keine Meldung in den vergangenen 5 Jahren → 0,
- kein Fang, aber Nachweis Bewirtschafter → 1,
- 1-4 Fische bei "Projet Lac"-Befischung mit CEN-Netzen → 2,

- 5-15 Fische bei "Projet Lac"-Befischung mit CEN-Netzen → 3,
- >15 Fische bei "Projet Lac"-Befischung mit CEN-Netzen → 4.

Die untenstehenden Beschreibungen bezüglich fischökologischer Begründungen sowie die Berechnung der Indikatoren wurden zusammengefasst allesamt aus dem österreichischen Leitfaden übernommen [40] und werden hier zum Verständnis der Berechnungen und der Ergebnisse aufgeführt.

#### 6.3.4.1 Indikator 1: Abundanzindex typspezifische Fischarten

##### Fischökologische Begründung

Die typspezifischen Fischarten stellen die an den Seetypus ursprünglich angepasste typische Artengemeinschaft dar und haben ein entsprechendes Indikatorgewicht. Ihr Fehlen bzw. ihr Bestandsrückgang zeigt Veränderungen in ihrem Habitat an und kann auf anthropogen bedingte Einflüsse hinsichtlich physikalisch-chemischer oder hydromorphologischer Verhältnisse zurückgeführt werden.

##### Berechnung

Summe der aktuellen Abundanzindices aller über die Referenz belegten typspezifischen Fischarten dividiert durch die Summe der Abundanzindices aller ursprünglichen Arten im Referenzzustand (Ergebnis: EQR-Wert zwischen 0 und 1). Der Wert dieser Metrik nimmt mit sich verschlechternder Anzahl und Abundanz typspezifischer Fischarten ab.

#### 6.3.4.2 Indikator 2: Anteil Abundanzindex Fremdfischarten

##### Fischökologische Begründung

Fremdfischarten bedeuten eine biologische Degradation. Seen mit einer hohen Anzahl und Abundanz an Fremdfischarten zeigen oft einen Verlust oder eine Reduktion an ursprünglichen, sensitiven Fischarten.

##### Berechnung

Summe Abundanzindices aller aktuellen Fremdfischarten dividiert durch die Gesamtsumme aller Abundanzindices aus der gegenwärtigen Fischbestandserhebung (= Anteil Fremdfischarten an Gesamtfang) subtrahiert von 1 (Ergebnis: EQR-Wert zwischen 0 und 1). Der Wert dieser Metrik nimmt mit zunehmender Anzahl und Abundanz von Fremdfischarten ab.

#### 6.3.4.3 Indikator 3: Abundanzindex Kleinfischarten

##### **Fischökologische Begründung**

Kleinfischarten bevorzugen oft seichte Uferbereiche (z.B.: Schmerle, Elritze oder Groppe) und stellen deshalb Indikatoren für anthropogen bedingte hydrologische und/oder morphologische Veränderungen (Uferverbauung, Wasserspiegelschwankungen oder intensive Freizeitnutzung) dar.

##### **Berechnung**

Summe der aktuellen Abundanzindices aller über die Referenz belegten Kleinfischarten dividiert durch die Summe der Abundanzindices aller ursprünglichen Kleinfischarten im Referenzzustand (Ergebnis: EQR-Wert zwischen 0 und 1). Der Wert dieser Metrik nimmt mit sich verschlechternder Anzahl und Abundanz der Kleinfischarten ab.

#### 6.3.4.4 Indikator 4: Abundanzindex stenöke Arten

##### **Fischökologische Begründung**

Stenöke Fischarten haben einen engen Toleranzbereich hinsichtlich diverser Umweltparameter (z.B. Temperatur, Sauerstoff) und/oder eingegrenzte Ansprüche hinsichtlich der Habitate in einer bestimmten Lebensphase bzw. im Zuge der Reproduktion. Sie sind daher Indikatoren für Eutrophierung (Sauerstoffverschlechterung), Wasserspiegelschwankungen (v.a. Absenkung im Winter), Uferverbauung und die Anbindung an Zu- und Abflüsse.

##### **Berechnung**

Summe der aktuellen Abundanzindices aller über die Referenz belegten stenöken Fischarten dividiert durch die Summe der Abundanzindices aller ursprünglichen stenöken Fischarten im Referenzzustand (Ergebnis: EQR-Wert zwischen 0 und 1). Der Wert dieser Metrik nimmt mit sich verschlechternder Anzahl und Abundanz der stenöken Fischarten ab. Für die untersuchten Schweizer Seen wurden folgende Arten als stenök eingeteilt: alle Felchenarten, alle Seesaiblingsarten, Groppe, Schmerle, Äsche, Elritze.

#### 6.3.4.5 Indikator 5: Abundanzindex Laichwanderer

##### **Fischökologische Begründung**

Laichwanderer suchen im Zuge der Reproduktion Zu- oder Abflüsse auf, weil sie zum Ablachen, für die Entwicklung der Eier oder der ersten Larvenstadien ein Fliessgewässer oder die dort herrschenden Bedingungen benötigen. Sie sind daher Indikatoren für die Anbindung bzw. Durchgängigkeit der Zu- und Abflüsse. Verschlechterte oder fehlende Auf- oder Abstiegsmöglichkeiten resultieren in Verlusten von Altersklassen oder im Verschwinden von Arten.

##### **Berechnung**

Summe der aktuellen Abundanzindices aller über die Referenz belegten Laichwanderer dividiert durch die Summe der Abundanzindices aller ursprünglichen Laichwanderer im Referenzzustand (Ergebnis: EQR-Wert zwischen 0 und 1). Der Wert dieser Metrik nimmt mit sich verschlechternder Anzahl und Abundanz der Laichwanderer ab.

#### 6.3.4.6 Indikator 6: Abundanzindex Laichgilden

##### Fischökologische Begründung

Die Metrik „Abundanzindex Laichgilden“ wurde im Zuge der Interkalibrierung mit dem Ziel der verbesserten Vergleichbarkeit der unterschiedlichen nationalen Methoden als Reproduktionsmetrik in das österreichische Bewertungssystem aufgenommen. Die meisten Fischarten sind entsprechend ihres Reproduktionsverhaltens einer Laichgilde zugeordnet. Die Bewertungsmethode berücksichtigt die zwei umfangreichsten Laichgilden „lithophil“ und „phytophil“. Verschlechterung oder Verlust von Laichgründen/-plätzen resultiert in der Abnahme oder dem Verlust spezifischer Arten. Diese Metrik ist ein Indikator für Eutrophierung (Sauerstoffschwund, Verschlammung), Wasserspiegelschwankungen, Uferverbauung und die Anbindung an Zu- und Abflüsse.

##### Berechnung

Summe der aktuellen Abundanzindices aller über die Referenz belegten litho- und phytophilten Fischarten dividiert durch die Summe der Abundanzindices aller ursprünglichen litho- und phytophilten Fischarten im Referenzzustand (Ergebnis: EQR-Wert zwischen 0 und 1). Der Wert dieser Metrik nimmt mit sich verschlechternder Anzahl und Abundanz litho- und/oder phytophiler Fischarten ab.

#### 6.3.4.7 Indikator 7: Längenfrequenz Leitfischart

##### Fischökologische Begründung

Infolge der Langlebigkeit von Fischen ist die Alters- bzw. Längenstruktur ein Langzeitindikator für Beeinträchtigungen. Nach der aktuellen Methode ALFI wird (stellvertretend) die Längenfrequenz der Leitfischart bewertet, da dieser entsprechend dem Seetypus ein besonderes Indikatorgewicht bei der Bewertung zugeteilt werden kann. Der Verlust gewisser Alters- bzw. Längensklassen indiziert anthropogen verursachte Beeinträchtigungen wie Eutrophierung, Wasserspiegelschwankungen, Uferverbauung, eingeschränkte Anbindung an Zu- und Abflüsse, Bewirtschaftung (v.a. Seesaiblingseen), Freizeitnutzung und Fremdfischarten, etc.

##### Berechnung

Anzahl der aktuell belegten Längensklassen der Leitfischart im entsprechenden Längenfrequenzbereich dividiert durch die Anzahl der zwingend vorhandenen Längensklassen im Referenzzustand (Ergebnis: EQR-Wert zwischen 0 und 1). Der Wert dieser Metrik nimmt mit sich verschlechternder Anzahl an belegten Längensklassen ab.

6.3.4.8 Indikator 8: Fischbiomasse

**Fischökologische Begründung**

Die Gesamtfischbiomasse stellt einen übergeordneten, integrierenden und vor allem quantitativen Indikator für die Fischgemeinschaft eines Sees dar. Mit Hilfe der Hydroakustik (Echolot) kann die Fischbiomasse effizient und ohne Fangaufwand quantifiziert werden. Eine starke Abweichung der Gesamtbio-masse von der Referenz zeigt anthropogen verur-sachte Veränderungen an. Diese Metrik wurde so ge-staltet, dass nur sehr schwerwiegende Veränderun-gen indiziert werden.

**Berechnung**

In Österreich wird dies Anhand von Echolotdaten er-mittelt. Da für Schweizer Seen keine Referenzdaten vorhanden sind, konnte der Indikator nicht berech-net werden und wurde bei der Bewertung ausge-schlossen.

6.3.5 Bewertung: EQR und ökologische Zustandsklasse

Aus den beschriebenen acht Bewertungsfaktoren (Metriken) wird als arithmetisches Mittel der Ge-samt-EQR berechnet. Die einzelnen Metriken und folglich auch der Gesamt-EQR können einen Wert zwischen 0 und 1 annehmen, wobei 1 den Referenz-zustand darstellt und jeder kleinere Wert die

entsprechende Abweichung vom Referenzzustand ausdrückt. Die Werte die Dabei für ausgewählte Schweizer Seen berechnet werden sind in Tabelle 6-2 zusammengestellt.

**Tabelle 6-2.** Errechnete EQR-Werte für fünf Schweizer Felchenseen im Vergleich mit dem in den "Projet Lac"-Berichten als Experten-beurteilung ermittelten Zustand des Fischbestands [20, 44–47].

Zusammenstellung EQR	Brien-z	Thun	Walen	Zürich	Zug
Indikator 1: Abundanz einheimische Arten	0.49	0.64	0.47	0.58	0.71
Indikator 2: Abundanz standortfremde Arten	1.00	1.00	0.94	0.84	0.78
Indikator 3: Abundanz einheimische Kleinfischarten	0.56	1.00	0.81	0.80	0.58
Indikator 4: Abundanz einheimische stenöke Arten	0.45	0.90	0.67	0.50	0.50
Indikator 5: Abundanz Laichwanderer	0.31	0.75	0.50	0.63	0.67
Indikator 6: Abundanz Laichgilden	0.46	0.61	0.47	0.75	0.69
Indikator 7: Längenfrequenz (Felchen)	0.75	0.89	0.90	0.79	0.54
Indikator 8: Biomasse					
<b>Mittelwert EQR</b>	<b>0.58</b>	<b>0.83</b>	<b>0.68</b>	<b>0.70</b>	<b>0.64</b>
<b>Expertenbeurteilung "Projet Lac"-Berichte</b>	<b>leicht beeinträchtigt</b>	<b>Kaum beeinträchtigt</b>	<b>leicht beeinträchtigt</b>	<b>mässig beeinträchtigt</b>	<b>stark beeinträchtigt</b>

Die Berechnung des EQR zeigt für ausgewählte Schweizer Seen ein Resultat, das oftmals von den in den "Projet Lac"-Fachberichten formulierten

Folgerungen abweicht. Dies stimmt in besonderem Masse für den Brienzersee, der im Fachbericht besser eingestuft wurde, und den Zürich- bzw. den

Zugersee, die beide im Fachbericht schlechter eingestuft wurden.

Die Diskrepanzen sind zu einem grossen Teil auf die relativen Häufigkeiten der einzelnen Arten im Fang zurückzuführen. So wurden z.B. im Zugersee im Pelagial nur wenige Felchen gefangen, aber viele Barsche und Rotaugen. Im Brienersee war dies genau umgekehrt. Natürlicherweise ist anzunehmen, dass in einem Felchensee die Felchen im Pelagial dominieren und nicht andere Arten. Der österreichische Ansatz scheint für unsere Seen diesbezüglich zu wenig sensitiv zu sein, denn ab einer Dichte von mehr als 15 gefangenen Individuen pro Art gelten alle Arten als häufig, unabhängig davon ob z.B. 3000 oder 30 Individuen gefangen wurden.

Das gleiche gilt auch für den Anteil an standortfremden Arten. Diese sind im Zugersee deutlich häufiger

als im Brienersee (keine). Der Indikator stellt den Zugersee diesbezüglich aber nicht schlecht dar. Dies, weil im Fischbestand insgesamt mehrheitlich einheimische Fischarten vorkommen. Auch das Fehlen von Fischen in der Tiefe, z.B. wegen Sauerstoffmangels, hat kaum Einfluss auf das Ergebnis.

Es scheint insgesamt also, dass die Bewertung des fischökologischen Zustands eines Sees anhand der EU-Wasserrahmenrichtlinie für die grossen Schweizer Seen nicht ohne Anpassungen übernommen werden kann. Der von Österreich gewählte modulare Ansatz, der für österreichische Seen entwickelt wurde, ermöglicht es aber ohne weiteres, zusätzliche oder alternative Indikatoren einzusetzen. Wie genau dies aussehen sollte, soll im Rahmen dieser Studie nicht vertiefend erarbeitet werden. Einige Überlegungen hierzu werden aber im folgenden Kapitel angestellt.

### 6.3.6 Weiterführende Überlegungen zu einem angepassten Bewertungsverfahren

Der Bewertungsversuch nach der Methode der WRRL zeigt, dass der Bewertungsansatz der Wasser Rahmenrichtlinie nicht ohne Anpassungen und Ergänzungen zur Bewertung des fischökologischen Zustands von Schweizer Seen übernommen werden kann. Anhand der bisher vorliegenden Auswertungen können derzeit keine konkreten Angaben bezüglich der notwendigen Anpassungen gemacht werden. Dazu war dieser erste Versuch zu wenig detailliert und umfangreich. Es können aber erste Überlegungen formuliert werden, die in Zusammenarbeit mit der EAWAG zusammengestellt wurden.

Allgemein kann festgehalten werden, dass das "Projet Lac" eine sehr gute Datengrundlage liefert, um ein auch an die tiefen Seen mit ihrer einzigartigen Vielfalt an endemischen Fischarten angepasstes Verfahren zu entwickeln. Die Umsetzung der im Folgenden formulierten Überlegungen bedarf aber einer sorgfältigen Überarbeitung durch ein Expertengremium und einer Validierung, die anhand der "Projet Lac"-Daten erfolgen kann.

Folgende Überlegungen sollten zugunsten einer allfälligen Entwicklung eines neuen Bewertungsverfahrens berücksichtigt werden:

- Der jeweilige seespezifische Referenzzustand (Seetypspezifisch, teilweise sogar Seespezifisch) ist schwer zu ermitteln. Das Artenspektrum kann zwar oftmals noch hergeleitet, bzw. anhand von historischer Literatur recht zuverlässig nachvollzogen werden, Häufigkeiten und Biomassen aber sind nicht mehr zu bestimmen. Allgemeine Modelle eignen sich nicht für grosse Alpine Seen, in denen verschiedenen Artengruppen eigene evolutionäre Entwicklungen durchlaufen haben. Wie der Referenzzustand am besten rekonstruiert werden kann, sollte demnach geprüft und notfalls angepasst werden.
- Es könnte sinnvoll sein, mit Blick auf unterschiedliche Seetypen unterschiedliche Indikatoren anzuwenden, sodass diese auch für den jeweils untersuchten Seetyp aussagekräftig sind.
- Der Mehrwert von taxonomisch hochaufgelösten Bestimmungsmethoden bei einer Beprobung von Fischen in Seen (Häufigkeiten, Vielfalt,

Lebensraumnutzung) für die Gewässerbeurteilung sollte bestimmt werden. Fachexperten der EAWAG wären bereit, bei einer entsprechenden Überprüfung und Erarbeitung mitzuwirken.

- Der nach der WRRL angewandte Ansatz erkennt bedeutende Veränderungen in den tiefen und isolierten Seen der Alpen erst, wenn sie schon sehr weit fortgeschritten sind. Dies gilt insbesondere für Seen, in denen eigenständige evolutive Entwicklungen erfolgt sind, was für viele voralpine Seen der Fall ist. Insgesamt sollten die Indikatoren sensitiver gegenüber früh eintretenden Veränderungen sein.
- In mit Nährstoffen belasteten Seen fällt auf, dass der Fischbestand zuerst in der Tiefe, dann mit zunehmender Belastung auch im Pelagial einbricht. Im Benthos von geringer Tiefe nehmen die Biomassen aber stark zu (vgl. Synthesebericht "Projet Lac" [8]). Deshalb sollte es ein Indikatorsystem ermöglichen, bereits Veränderungen in leicht bis mässig belasteten Seen zu detektieren.
- Die im WRRL-Ansatz Österreichs für alle Arten gleichen Abundanzklassengrenzen entsprechen nicht den Fangwahrscheinlichkeiten der im See vorkommenden Arten. Gewisse Arten sind natürlicherweise seltener als andere, was bei Einteilung der Klassen der Abundanz-Indices berücksichtigt werden sollte, indem artspezifische Grenzwerte für einen Seetyp bestimmt werden. So sind 15 Hechte in standardisierten Fängen sehr viel, 15 Rotaugen aber nur sehr wenig. Auch sollten obere Grenzwerte für zu hohe Dichten festgelegt werden.
- Um die Bewertungen zuverlässiger zu machen, sollte eine saubere und detaillierte taxonomische Bestimmung der Arten durchgeführt werden. Im Feld nicht eindeutig bestimmbare Fischarten sollten im Nachgang mittels genetischer und vertiefter morphologischer Methoden sofern möglich bestimmt werden. Dies gilt insbesondere für die Bestimmung von Fremdfischarten und endemischen Arten.
- Weil Abundanzklassen und nicht der Anteil am Fang zur Berechnung der relativen Häufigkeiten verwendet werden, fallen einzelne standortfremde Arten, die den Fischbestand dominieren, kaum ins Gewicht (z.B. Massenvorkommen von Stichlingen im Bodensee oder von Kaulbarschen in verschiedenen Seen). Auch Verschiebungen innerhalb der relativen Abundanz standorttypischer Arten werden mit dem angewandten Ansatz nicht berücksichtigt. Die "Projet Lac"-Daten zeigen jedoch, dass gerade bei leichten bis mässigen Veränderungen im See solche Änderungen beim Fischbestand auftreten. Eine Transformation der Daten in nach Volumen korrigierte Fänge [6] oder die Berücksichtigung von effektiven relativen Häufigkeiten könnte diesbezüglich aussagkräftiger sein.
- Viele Seen weisen mehr oder weniger starke Sauerstoffdefizite in der Tiefe aus. Dies führt dazu, dass in diesen Seen nicht alle Tiefen durch Fische bewohnt werden. Der Anteil von Seetiefen, die besiedelt werden, könnte einen sinnvollen Indikator darstellen.
- Bisher wird der Zustand von Zuflüssen und ihrer Vernetzung nur durch den Indikator Laichwanderer berücksichtigt. Zusätzlich könnte ein Indikator mittels Elektrofischfänge bei Gewässermündungen entwickelt werden. Die Artenvielfalt ist an diesen Stellen natürlicherweise höher als in anderen Uferhabitaten (vgl. Synthesebericht "Projet Lac" [8]).
- Der Indikator Längensklassen ist so wie bisher festgelegt recht schwer anzuwenden. Zudem berücksichtigt er nur eine Fischart, bzw. gar nur eine Artengemeinschaft, wenn lediglich Felchen oder Seesaiblinge einbezogen werden. Dazu kommt, dass Jungfische einiger Arten, z.B. aller Felchenarten, nur schlecht gefangen werden, auch wenn die natürliche Fortpflanzung erwiesenermassen gut funktioniert. Ausserdem nimmt die Fischerei einen starken Einfluss auf diesen Indikator, indem viele adulte Fische der Zielarten weggefangen werden.
- Für den Indikator Laichgilden ist festzustellen, dass es in kühleren, trüberen Seen natürlicherweise weniger Cypriniden gibt (z.B. Brienersee oder Walensee). Dies muss jedoch nicht zwingend bedeuten, dass ein fischökologisches

Defizit vorliegt. Zudem müssten bisher nicht beachtete sensitive Laichgilden berücksichtigt werden, z.B. profundale Geröllhaldenlaicher (Saiblingsarten) und andere profundale Laicher (Felschenarten). Denn beide zu berücksichtigende Laichgilden sind litorale Laichgilden. Diese werden bei einer Eutrophierung von grossen tiefen Seen erst sehr spät beeinflusst, wenn alle Tiefwasserlaicher längst verschwunden sind. Auch weisen gewisse Seen wie der Birenzersee

bezüglich des Vorhandenseins von Makrophyten-Habitaten natürlicherweise Unterschiede auf (der Brienersee und Walensee können kaum phytophile Laicher haben, da solche Lebensräume fehlen).

- Um das Verständnis über Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge zu verbessern, sollten Indikatoren berücksichtigt werden, die habitatspezifisch bzw. seekompartimentspezifisch sind.

### 6.3.7 Schlussfolgerungen zu einer Bewertung der Seezustände mit Fischen als Indikator

Grundsätzlich ist eine Bewertung von Seezuständen anhand von Daten, die aus standardisierten Fängen stammen, möglich und sinnvoll. Die im Rahmen des "Projet Lac" durchgeführten Untersuchungen zeigen dies für jeden einzelnen See (siehe seespezifische Berichte). Die in der EU angewandten Bewertungsmethoden können jedoch nicht ohne weiteres für Schweizer Seen übernommen werden.

Der Versuch zur Bewertung nach dem österreichischen Verfahren hat gezeigt, dass die Entwicklung und Anwendung eines standardisierten Bewertungs-

verfahrens keineswegs trivial sind, da sich die einzelnen Seen in ihren Eigenschaften unterscheiden. Zudem ist die Rekonstruktion des Referenzzustands schwierig.

Falls im Rahmen des Modulstufenkonzepts die Entwicklung eines Bewertungsmoduls angestrebt wird, sollten die "Projet Lac"-Daten (Fangdaten und zusätzliche taxonomische Ergebnisse) vertieft untersucht und eine mögliche standardisierte Bewertung anhand von neuen und angepassten Indikatoren erprobt werden.

## 7 Empfehlung für ein standardisiertes Monitoring der Fische

Die Erfahrungen aus dem "Projet Lac" und den anschliessend durchgeführten Versuchen mit angepassten Netzen erlauben es, für zukünftige Befischungen konkrete Empfehlungen zu einem

standardisierten und aussagekräftigen methodischen Vorgehen abzugeben. Diese Empfehlungen werden hier aufgeführt. Eine detaillierte Anleitung zur Befischung ist dem Anhang zu entnehmen.

### 7.1 Neue Befischungsmethode – Monitoring von Seen

Die Feldversuche von 2017 und 2018 haben gezeigt, dass eine Vereinfachung der Befischungsmethode möglich ist, um den Aufwand sowie die Mortalität der Fische zu senken. Wir empfehlen für zukünftige standardisierte Befischungen in Seen demnach folgendes Vorgehen (siehe Anhang für Details):

1. Kartierung der unterwasserliegenden Uferhabitate nach Vorgabe des "Projet Lac".
2. Befischung des Sees mit genügend zufällig verteilten pelagialen Vertikalnetzen. Die

eingesetzten Maschenweiten entsprechen denen der CEN-Norm und nicht den Vertikalnetzen des "Projet Lac".

3. Befischung des Sees mit modifizierten benthischen CEN-Netzen gemäss Vorgaben der CEN-Norm. Alle vorhandenen Uferhabitate werden mindestens einmal befischt.
4. Elektrische Befischung von allen Uferhabitaten.
5. Wegen des Aufwands erscheint eine Wiederholung der Befischung im Sinne eines Monitorings alle 5 bis 10 Jahre sinnvoll.

### 7.2 Feldlabor

Im Feldlabor sollen sämtliche Fische so gut wie möglich auf Artniveau bestimmt werden. Je nach Zielvorgabe und Fragestellung sollen Individuen von Arten, die im Feld nicht eindeutig bestimmt werden können, im Labor nachbestimmt werden. Falls notwendig sind genetische Analysen durchzuführen (z.B. COI-Genanalyse, bei Felchen und Seesaiblings Mikrosatellitenanalyse oder Next Generation Sequencing). Alle gefangenen Fische sollen vermessen und gewogen werden.

Von einigen Individuen jeder Art sollte ein standardisiertes Foto gemacht und eine genetische Probe entnommen werden. Die Fotos und die genetischen

Proben sollten von einer zentralen Stelle, z.B. von der EAWAG, archiviert werden. Die Anzahl der Proben sollte bei taxonomisch komplexen Arten (z.B. Felchen- und Seesaiblingsarten) erhöht werden, falls sich dies für die Fragestellung (hochauflösende Taxonomie) als notwendig erweist. Für die hochauflösende Taxonomie sollten zudem Cuvette-Fotos erstellt werden. Einige Individuen pro Art können für jeden See im Rahmen des vorgesehenen Aufwands fotografiert und beprobt werden. Sollen mehr Fische vertieft untersucht werden oder Cuvette-Fotos erstellt werden, ist zu beachten, dass ein Mehraufwand von ca. 10 Personentagen pro See entsteht.

## 8 Glossar

**Abundanz:** Anzahl der Individuen einer Art, die bei standardisierten Befischungen gefangen werden.

**Art:** Unter einer Art wird eine Gruppe von Individuen verstanden, die unter natürlichen Bedingungen und ohne geographische Isolation ihre Unterscheidbarkeit von anderen solchen Gruppen über viele Generationen hinweg bewahrt. Diese Definition ist eine praktische Anwendung des "biologischen Artkonzepts".

**Basenpaare:** Als Basenpaar bezeichnet man im Doppelstrang einer doppelsträngigen Nukleinsäure (DNA oder RNA) zwei gegenüberliegende Nukleobasen, die zueinander komplementär sind und durch Wasserstoffbrückenbindungen zusammengehalten werden.

**Benthal/benthisch:** Das Benthal ist der Lebensbereich (Biotop) am, auf und im Boden eines Gewässers.

**BPUE:** Englische Abkürzung für "Biomass per unit effort". Beim BPUE wird die Biomasse der gefangenen Fische mit dem Fangaufwand in Beziehung gesetzt.

**CPUE:** Englische Abkürzung für "Catch per unit effort". Im Deutschen wird hierunter der Fang pro Aufwandeinheit verstanden.

**Einstellungsfaktor:** Dieser gibt das Verhältnis von Tauwerklänge oder Leinenlänge zur Länge des gestreckten Netztuches (bzw. -blattes), das angeschlagen werden soll, wieder.

**Endemiten/endemisch:** Als Endemiten werden in der Biologie Pflanzen oder Tiere bezeichnet, die im Gegensatz zu den Kosmopoliten nur in einer bestimmten, räumlich abgegrenzten Umgebung vorkommen. Diese sind in ihrem Gebiet endemisch

**Epilimnion:** Epilimnion (Epilimnial) nennt man in der physikalischen Limnologie die obere erwärmte und stark bewegte Wasserschicht eines geschichteten stehenden Gewässers. Das Epilimnion ist durch die

Sprungschicht, das Metalimnion, von der unteren Wasserschicht, dem Hypolimnion getrennt.

**Eutrophierung/eutroph:** Als eutroph wird der gute Ernährungszustand von Organismen und der sie nährenden Umgebung bezeichnet. Der Begriff hat jedoch mehrere voneinander abweichende Bedeutungen. In der Limnologie bedeutet Eutrophierung die Anreicherung eines vorher gering versorgten Lebensraums mit Nährstoffen. Dadurch kommt es oft zu einem für den gesamten Lebensraum schädlichen Überangebot an Nährstoffen, der zu schwerwiegenden Nachteilen, wie zum Beispiel anoxischen Verhältnissen (Sauerstoffschwund) in Gewässern, führen kann.

**Habitat:** Ein Habitat bezeichnet in der Biologie den charakteristischen Aufenthaltsbereich einer bestimmten Tier- oder Pflanzenart. In diesem Bericht wird Habitat als Übersetzung des französischen Fachbegriffs "pôle d'attraction" verwendet [12]. Diese "pôles d'attraction" werden von drei physikalischen Eigenschaften bestimmt: Das Mikrohabitat (Französisch substrat/support); die Gewässertiefe und die Fließgeschwindigkeit (Zuflüsse und Ausflüsse). Die Gewässertiefe kommt beim "Projet Lac" insbesondere bei der Befischung mit Vertikalnetzen zum Tragen (Tsup, Tinfo, Cmin, Cmed, Cmax). Die Mikrohabitate und Fließgeschwindigkeit werden bei der Uferhabitatkartierung und den habitatspezifischen Uferbefischungen berücksichtigt

**Hypolimnion:** Das Hypolimnion (Hypolimnial) ist die untere, nur durch interne Wellen und deren Ausgleichsströmungen bewegte und ca. 3,98° C homogene kalte Wasserschicht in einem geschichteten stehenden Gewässer. Das Hypolimnion ist durch die Sprungschicht, das Metalimnion, von der oberen Wasserschicht, dem Epilimnion, getrennt.

**Kalt-stenotherme Fischarten:** Bezeichnung für Fischarten, die nur in kühlem Wasser und in einem engen Temperaturbereich leben können.

**Konfidenzintervall:** Ein Konfidenzintervall (auch Vertrauensintervall, Vertrauensbereich oder Erwartungsbereich) ist ein Intervall aus der Statistik, das die Präzision der Lageschätzung eines Parameters (zum Beispiel eines Mittelwerts) angeben soll. Das Konfidenzintervall gibt den Bereich an, der bei unendlicher Wiederholung eines Zufallsexperiments mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit (dem Konfidenzniveau) die tatsächliche Lage des Parameters einschliesst.

**Korrelation:** Eine Korrelation beschreibt eine Beziehung zwischen zwei oder mehreren Merkmalen, Ereignissen, Zuständen oder Funktionen. Die Beziehung muss keine kausale Beziehung sein: Manche Elemente eines Systems beeinflussen sich gegenseitig nicht oder es besteht eine stochastische, also vom Zufall beeinflusste Beziehung zwischen ihnen.

**Korrelationskoeffizient:** Der Korrelationskoeffizient ist ein dimensionsloses Mass für den Grad des Zusammenhangs zwischen mindestens zwei intervallskalierten Merkmalen. Er kann Werte zwischen -1 und +1 annehmen. Bei einem Wert von +1 bzw. -1 besteht ein vollständig positiver (bzw. negativer) Zusammenhang zwischen den betrachteten Merkmalen. Wenn der Korrelationskoeffizient den Wert 0 aufweist, hängen die beiden Merkmale überhaupt nicht voneinander ab.

**Litoral:** Litoral ist eine biologische Bezeichnung für die Uferregion eines Sees. Der zur randlichen, durchlichteten Bodenzone (Benthal) eines Sees gehörende Bereich oberhalb der trophischen Kompensationsebene ist biologisch hochproduktiv und beinhaltet eine artenreiche Fauna und Flora mit hoher Individuendichte.

**Meristische Merkmale:** Dabei handelt es sich um morphologische Merkmale, die gezählt werden (z.B. die Anzahl Schuppen, die Anzahl Kiemenreusendornen, usw.).

**Mesotroph:** Mesotroph werden Gewässer genannt, die sich in einem Übergangsstadium von der Oligotrophie zur Eutrophie befinden. Der Nährstoffgehalt ist höher und Licht kann noch in tiefere

Wasserschichten eindringen. Mit zunehmender Dichte des Phytoplanktons ändert sich die Eindringtiefe des Lichtes.

**Metalimnion:** Das Metalimnion (Metalimnial), auch Sprungschicht genannt, ist die Übergangswasserschicht in einem geschichteten stehenden Gewässer. Das Metalimnion bildet den Übergang zwischen der oberen Wasserschicht, dem Epilimnion, und der unteren, dem Hypolimnion.

**Mitochondriales Cytochrom Oxidase 1 Gen (COI)/DNA-Barcoding:** DNA-Barcoding (englisch "DNA barcoding") ist eine taxonomische Methode zur Artenbestimmung anhand der DNA-Sequenz eines Markergens. Die Abfolge der Basenpaare wird dabei analog wie der Strichcode auf Lebensmittelverpackungen als Kennzeichen für eine bestimmte Art verwendet.

**Morphologie/morphologisch:** Die Morphologie als Teilbereich der Biologie ist die Lehre von der Struktur und Form der Organismen. In deutschsprachigen Ländern ist der Morphologiebegriff üblicherweise für Strukturen oberhalb der molekularen Ebene reserviert.

**Multimaschennetz:** Ein für den Fang von Fischen hergestelltes Kiemennetz, das mehrere Netzblätter mit unterschiedlichen Maschenweiten aufweist.

**NPUE:** Englische Abkürzung für "Number per unit effort". Beim NPUE wird die Anzahl der gefangenen Fische mit dem Fangaufwand in Beziehung gesetzt.

**Oligotroph:** Oligotroph („nährstoffarm“) sind Gewässer mit wenig Nährstoffen und daher geringer organischer Produktion. Die geringe Phosphatzufuhr begrenzt das Pflanzen- und Algenwachstum. Das Plankton ist zwar artenreich, aber individuenarm. Das Gewässer ernährt nur eine geringe Masse an Fischen. Oligotrophe Gewässer haben oft grobkörnige Uferstrukturen mit geringem Pflanzenbewuchs. Ihr Wasser ist sehr klar. Es erscheint blau bis dunkelgrün. Die Sichttiefe ist in der Regel weiter als 6 m, mindestens aber 3 m.

**Pelagial:** Das Pelagial ist bei Seen der uferferne Freiwasserbereich oberhalb der Bodenzone (Benthal). Bei Seen reicht es von der Seemitte zum Ufer hin, bis zu den ersten wurzelnden Wasserpflanzen.

**Permutation:** Unter einer Permutation versteht man in der Kombinatorik eine Anordnung von Objekten in einer bestimmten Reihenfolge. Je nachdem, ob manche Objekte mehrfach auftreten dürfen oder nicht, spricht man von einer Permutation mit Wiederholung oder einer Permutation ohne Wiederholung.

**Primärproduktion:** Der Begriff Primärproduktion bezeichnet in der Ökologie die Produktion von Biomasse durch Produzenten mithilfe von Licht oder chemischer Energie aus anorganischen Substanzen, also durch Pflanzen, Algen, Cyanobakterien und andere autotrophe Bakterien.

**Profundal:** Als Profundal wird in der Ökologie der Lebensraum der Tiefenzone von stehenden Gewässern bezeichnet.

**Sequenzierung (DNA):** Die DNA-Sequenzierung ist die Bestimmung der Nukleotid-Abfolge in einem DNA-Molekül.

**Signifikanz:** Statistisch signifikant wird das Ergebnis eines statistischen Tests genannt, wenn Stichprobendaten so stark von einer vorher festgelegten Annahme (der Nullhypothese) abweichen, dass diese Annahme nach einer vorher festgelegten Regel verworfen werden muss.

**Stochastisch:** Als stochastisch werden Ereignisse oder Ergebnisse bezeichnet, die bei Wiederholung desselben Vorgangs nicht immer, bisweilen sogar nur manchmal eintreten, und deren Eintreten für den Einzelfall nicht vorhersehbar ist.

**Taxon:** Das Taxon (Plural: Taxa) bezeichnet in der Systematik der Biologie eine Einheit, der entsprechend bestimmter Kriterien eine Gruppe von Lebewesen zugeordnet wird. Meistens drückt sich diese Systematik durch einen eigenen Namen für diese Gruppe aus.

**Trophiegrad:** Der Trophiegrad charakterisiert die Nährstoffbedingungen für Pflanzen in terrestrischen und aquatischen Ökosystemen. Er umfasst die Zustandsstufen oligotroph (nährstoffarm), mesotroph (Standorte mit mittlerer Nährstoffversorgung), eutroph (nährstoffreich) und hypertroph (übermäßig nährstoffreich).

## 9 Literaturverzeichnis

1. Kottelat, M., and J. Freyhof. 2007. *Handbook of European Freshwater Fishes*. Cornol, Switzerland: Publications Kottelat.
2. Vonlanthen, P., D. Bittner, A. G. Hudson, K. A. Young, R. Müller, B. Lundsgaard-Hansen, D. Roy, C. R. Largiadèr, and O. Seehausen. 2012. Anthropogenic eutrophication drives extinction by speciation reversal in adaptive radiations. *Nature* 482: 375–362.
3. Zaugg, B. 2018. *Fauna Helvetica - Pisces - Atlas*. CSCF.
4. EAWAG. 2019. *Projet Lac*. <https://www.eawag.ch/de/abteilung/fishec/projekte/projet-lac/>.
5. Hefti, H. 2017. Natural and anthropogenic factors influencing fishes in the littoral zone of alpine and pre-alpine lakes. Kastanienbaum: University of Bern.
6. Alexander, T. J., P. Vonlanthen, G. Périat, F. Degiorgi, J. C. Raymond, and O. Seehausen. 2015. Estimating whole-lake fish catch per unit effort. *Fisheries Research* 172: 287–302.
7. Degiorgi, F., L. Millet, T. Groubatch, V. Verneaux, H. Décourcière, and E. Lucot. 2018. *Bilan sur l'état de santé du lac de Remoray en 2017 et recherche des causes de dysfonctionnement*. Besançon.
8. Alexander, T. J., and O. Seehausen. 2020. *Projet Lac synthesis report*. Im Auftrag Vom Bundesamt Für Umwelt (BAFU). Kastanienbaum: EAWAG.
9. Bonar, S. A., and W. A. Hubert. 2002. Standard sampling of inland fish: benefits, challenges, and a call for action. *Fisheries* 27: 10–16.
10. Emmrich, M. 2013. Fish assemblages in European lakes - Comparison of sampling methods and analysis of size structure. Berlin: Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin.
11. DIN EN 14757. 2015. *Wasserbeschaffenheit - Probenahme von Fischen mittels Multi-Maschen-Kiemennetzen; Deutsche Fassung EN 14757:2015*. DIN - Normausschuss Wasserwesen (NAW).
12. Degiorgi, F. 1994. Etude de l'organisation spatiale de l'ichtyofaune lacustre. **Besançon**: Université de Franche-Comté.
13. Alexander, T. J., P. Vonlanthen, G. Périat, F. Degiorgi, J. C. Raymond, and O. Seehausen. 2015. Evaluating gillnetting protocols to characterize lacustrine fishcommunities. *Fisheries Research* 161: 320–329.
14. Degiorgi, F., J. Guillard, J. P. Grandmottet, and D. Gerdaux. 1993. Les techniques d'étude de l'ichtyofaune lacustre utilisés en France: bilan et perspectives. *Hydroécol. Appl.* 5: 27–42.
15. Horark, D.L., and H.A. Tanner. 1964. The use of vertical gill nets in studying fish depth distribution, Horsetooth Reservoir, Colorado. *Transactions of the American Fisheries Society* 103: 348–352.
16. Simmonds, J., and D. N. MacLennan. 2008. *Fisheries acoustics: theory and practice*. John Wiley & Sons.
17. Pehr, M., R. Eckmann, and H. Thiele. 2015. *Hydroakustische Untersuchung der Fischbestände des Vierwaldstättersees und des Zürichsees*. Radolfzell am Bodensee.
18. Pedroli, J. C., and B. Zaugg. 2010. *Expertise spécialisée subdivision du genre coregonus sp. & applicabilité dans le cadre de MBD*. Neuchâtel: Aquarius.
19. Balk, H., and T. Lindsem. 2014. Sonar4 and Sonar5-Pro - Post processing systems. *Operator manual version 6.0.3*.
20. Alexander, T. J., P. Vonlanthen, G. Périat, O. Selz, P.G.D. Feulner, and O. Seehausen. 2017. *Artenvielfalt und Zusammensetzung der Fischgemeinschaft im Zürichsee*. Projet Lac. Kastanienbaum: EAWAG.
21. Markert, B. Biomonitoring - Qua vadis. *UWSF-Z. Umweltzeichen Ökotox.* 6: 145–149.
22. Chovanec, Andreas, Rudolf Hofer, and Fritz Schiemer. 2003. Fish as bioindicators. In *Bioindicators and biomonitors*, 639–676. Elsevier Science Ltd.
23. Schager, E., and A. Peter. 2004. *Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Fische Stufe F*. Bern: Bundesamt für Umwelt.
24. Spalinger, L., W. Dönni, J. Guthruf, P. Vonlanthen, and A. Gousskov. 2017. *NAWA TREND Biologie 2 Kampagne (2015) - Fachbericht Fische*. Luzern: ArgeNowa.
25. Woolsey, S., C. Weber, T. Gonser, E. Hoehn, M. Hostmann, B. Junker, C. Roulier, et al. 2005. *Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen*. Publikation Des Rhone-

- Thur Projektes. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ.
26. Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21–27.
  27. Degiorgi, F., and J. C. Raymond. 2000. *Guide technique - Utilisation de l'ichtyofaune pour la détermination de la qualité globale des écosystèmes d'eau courante*. Bron.
  28. Europäische Kommission. 2000. *Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik*. Luxemburg: European Commission PE-CONS 3639/1/100 Rev 1.
  29. Eckmann, R. 1995. Fish richness in lakes of the northeastern lowlands in Germany. *Ecology of Freshwater Fish*: 62–69.
  30. Holmgren, K., and M. Appelberg. 2000. Size structure of benthic freshwater fish communities in relation to environmental gradients. *Journal of Fish biology* 57: 1312–1330.
  31. Jeppesen, E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, T.L. Lauridsen, and F. Landkildehus. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45.
  32. Tammi, J., M. Appelberg, U. Beier, T. Hesthagen, A. Lappalainen, and M. Rask. 2003. Fish status survey of Nordic lakes: effects of acidification, eutrophication and stocking activity on present fish species composition. *Ambio* 32: 98–105.
  33. Mehner, T., M. Dieckmann, U. Bramick, and R. Lemcke. 2005. Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. *Freshwater Biology* 50: 70–85.
  34. Mehner, T., K. Holmgren, T. Lauridsen, E. Jeppesen, and M. Dieckmann. 2007. Lake depth and geographical position modify lake fish assemblages of the European 'Central Plains' ecoregion. *Freshwater Biology* 52: 2285–2297.
  35. Eros, T., J. Heino, D. Schmera, and M. Rask. 2009. Characterising functional trait diversity and trait-environment relationships in fish assemblages of boreal lakes. *Freshwater Biology* 54: 1788–1803.
  36. Argillier, C., S. Causse, M. Gevrey, S. Pédrón, J. De Bortoli, S. Brucet, M. Emmrich, et al. 2013. Development of a fish-based index to assess the eutrophication status of European lakes. *Hydrobiologia* 704: 193–211.
  37. Irz, P., F. Michonneau, T. Oberdorff, T. R. Whittier, N. Lamouroux, D. Mouillot, and C. Argillier. 2007. Fish community comparisons along environmental gradients in lakes of France and north-east USA. *Global Ecology and Biogeography* 16: 350–366.
  38. Appelberg, M., B. Berquist, and E. Degerman. 2000. Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams - a preliminary approach. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*: 311–315.
  39. Volta, P., A. Oggioni, R. Bettinetti, and E. Jeppesen. 2011. Assessing lake typologies and indicator fish species for Italian natural lakes using past fish richness and assemblages. *Hydrobiologia* 671.
  40. Gassner, H., D. Achleitner, and M. Luger. *Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente - Teil B1 - Fische*. Mondsee: Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde.
  41. Ritterbusch, D., and U. Brämick. 2015. *Verfahrensvorschlag zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Seen anhand der Fische*. Potsdam: Institut für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow (IfB).
  42. Poikane, S., N. Zampoukas, A. Borja, S.P. Davies, W. van de Bund, and S. Birk. 2014. Intercalibration of aquatic ecological assessment methods in the European Union: Lessons learned and way forward. *Environmental Science & Policy* 44: 237–246.
  43. Steinmann, P. 1950. Monographie der schweizer Koregonen. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 12+13.
  44. Vonlanthen, P., and G. Périat. 2015. *Artenvielfalt und Zusammensetzung der Fischpopulation im Thunersee*. Kastanienbaum: EAWAG.
  45. Vonlanthen, P., and G. Périat. 2013. *Artenvielfalt und Zusammensetzung der Fischpopulation im Brienzersee*. Kastanienbaum: EAWAG.
  46. Vonlanthen, P., and G. Périat. 2015. *Artenvielfalt und Zusammensetzung der Fischpopulation im Zugersee*. Kastanienbaum: EAWAG.
  47. *Artenvielfalt und Zusammensetzung der Fischpopulation im Walensee*. 2014. Kastanienbaum: EAWAG.

# 10 Anhang – Befischungsmethode für Seen

## 10.1 Habitatkartierung

Fische verteilen sich nicht zufällig über die verschiedenen Habitate, sondern halten sich in gewissen Habitaten oder Tiefen häufiger auf. Je nach Fischart unterscheiden sich die bevorzugten Habitate [1]. Bei der Vertikalnetz-Methode werden daher Habitate gezielt befischt. Deshalb müssen die Habitate vor der Befischung kartiert werden. Dazu wird der See in einem ersten Schritt in Tiefenkompartimente eingeteilt (Tabelle 10-1).

Anschließend werden in Ufernähe und bei einer Tiefe von <5m (Litoral) die vom Boot aus identifizierbaren Habitate vor Ort mit Zuhilfenahme von Luftaufnahmen kartiert. 18 Habitat-Typen sind voneinander zu unterscheiden (Abbildung 10-1, Tabelle 10-2). Die Habitate werden, wenn sie durch Blockwürfe, Mauern, usw. gesichert sind oder eine hohe

Bootsdichte aufweisen (offene Bootsanlegestellen im See mit sichtbaren baulichen Massnahmen), als künstlich bezeichnet. Eingezäunte Schilfbestände und Boote, die im freien Wasser an Bojen fixiert sind, werden als natürliche Ufer eingestuft.

**Tabelle 10-1.** Tiefenbereiche, die bei der Planung des Befischungsaufwands unterschieden werden. Mit Ausnahme des Litorals wird jeder Tiefenbereich mindestens drei Mal mit einem Vertikalnetzsatz befischt. Cmax entspricht der maximalen Tiefe.

Habitat	Tiefe
Litoral	<5 m
Sublitoral Tinf	5-10 m
Sublitoral Tsup	10-20 m
Pelagisch Cmin	20 m-60 % Cmax
Pelagisch Cmed	60 % Cmax-80 % Cmax
Pelagisch Cmax	80 % Cmax-Cmax

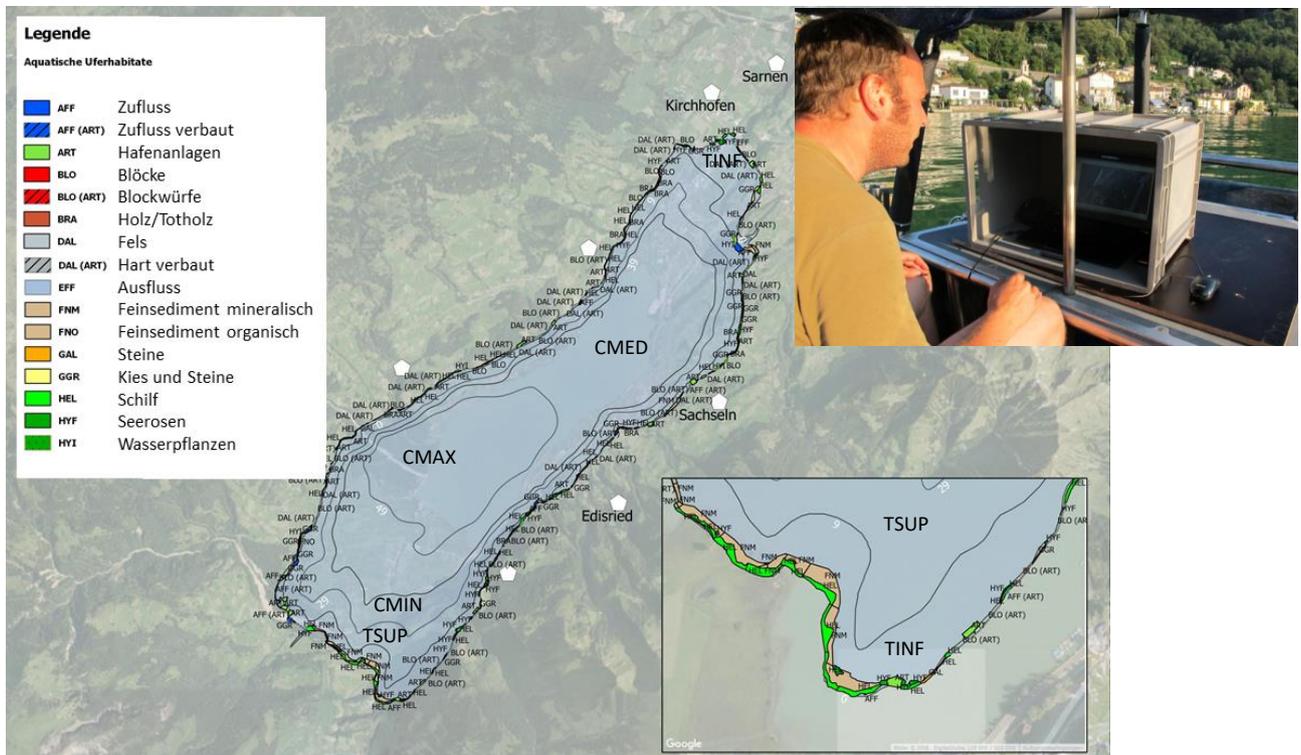


Abbildung 10-1. Beispiel einer Habitatkartierung des Sarnersees.

**Tabelle 10-2.** Litorale Habitate, die bei der Vertikalnetz-Methode kartiert werden. Fotos © Michel Roggo, Timon Polli, Pascal Vonlanthen.

Substrat/ Habitat	Bild	Beschreibung	Substrat/ Habitat	Bild	Beschreibung
fliegend	Zufluss (AFF) 	Bereich in Nähe (max. 15 m) einer Gewässermündung.	mineralisch	Kies kolmatiert (GRS) 	Mineralisches Substrat, das durch Feinsediment kolmatiert ist (Durchmesser Kies: 2-20 mm).
	Ausfluss (EFF) 	Bereich in Nähe (max. 15 m) eines Ausflusses.		Sand (SAB) 	Mineralisches Substrat mit einem Durchmesser von 0.2-2 mm.
mineralisch	Fels (DAL) 	Mineralisches (z.B. Fels oder Molasse) oder künstliches (z.B. Sohlenverbau) Substrat, das keinen Unterstand bietet.	organisch	Feinsediment (FIN) 	Feinsedimente (mineralisch), die einen Durchmesser von weniger als 0.2 mm aufweisen.
	Blöcke (BLO) 	Mineralisches Substrat mit Versteckmöglichkeiten für grössere Fische (Durchmesser Blöcke: >200 mm).		Feinsediment (FNO) 	Feinsedimente (organisch), die einen Durchmesser von weniger als 0.2 mm aufweisen.
	Blöcke kolmatiert (BLS) 	Blöcke ohne Zwischenräume (Durchmesser Blöcke: >200 mm), die kolmatiert sind. Es sind keine oder kaum Versteckmöglichkeiten für grössere Fische vorhanden.		Streumaterial (LIT) 	Ansammlungen von organischem Streumaterial und Detritus wie Falllaub und kleinen Ästen.
	Steine (GAL) 	Lockeres mineralisches Substrat mit Versteckmöglichkeiten für kleine Fische (Durchmesser Steine: 20-200 mm).		Schwimmpflanzen (HYF) 	Wasserpflanzen, die an der Oberfläche schwimmende Blätter haben und damit grössere Flächen abdecken, unter Wasser aber wenig dicht sind (z.B. Seerosen, Wasser-linsen oder gewisse Laichkräuter).
	Steine kolmatiert (GLS) 	Mineralisches Substrat, das durch Feinsedimente kolmatiert ist (Durchmesser Steine: 20-200 mm).		Helophyten (HEL) 	Vegetation, die nur teilweise im Wasser liegt (z.B. Schilf, Sumpfpflanzen oder vom Ufer aus überhängende Pflanzen wie Gräser).
	Steine und Kies (GGR) 	Lockeres mineralisches Substrat mit einem Durchmesser von 2-200 mm. Kommen Steine und Kies nicht grössensortiert vor, können sie als GGR zusammengefasst werden.		Wasserpflanzen (HYI) 	Alle aquatischen Wasserpflanzen (Hydrophyten), die in der Gewässersohle verankert sind und deren Blätter und Stängel ein dichtes Habitat bilden.
	Kies (GRA) 	Lockeres mineralisches Substrat mit einem Durchmesser von 2-20 mm.		Holz (BRA) 	Grosse, untergetauchte Wurzelstöcke und Totholz.

## 10.2 Aufbau Multimaschen-Kiemennetze

### 10.2.1 Benthische Multimaschen-Kiemennetze

Die in der EU angewandte Methode der Wasserrahmenrichtlinie (DIN EN 14757) soll auch in der Schweiz angewandt werden. Die nach der CEN-Norm vorgesehenen Netze sind jedoch anzupassen, um die Mortalität bei gefangenen Jungfischen zu reduzieren.

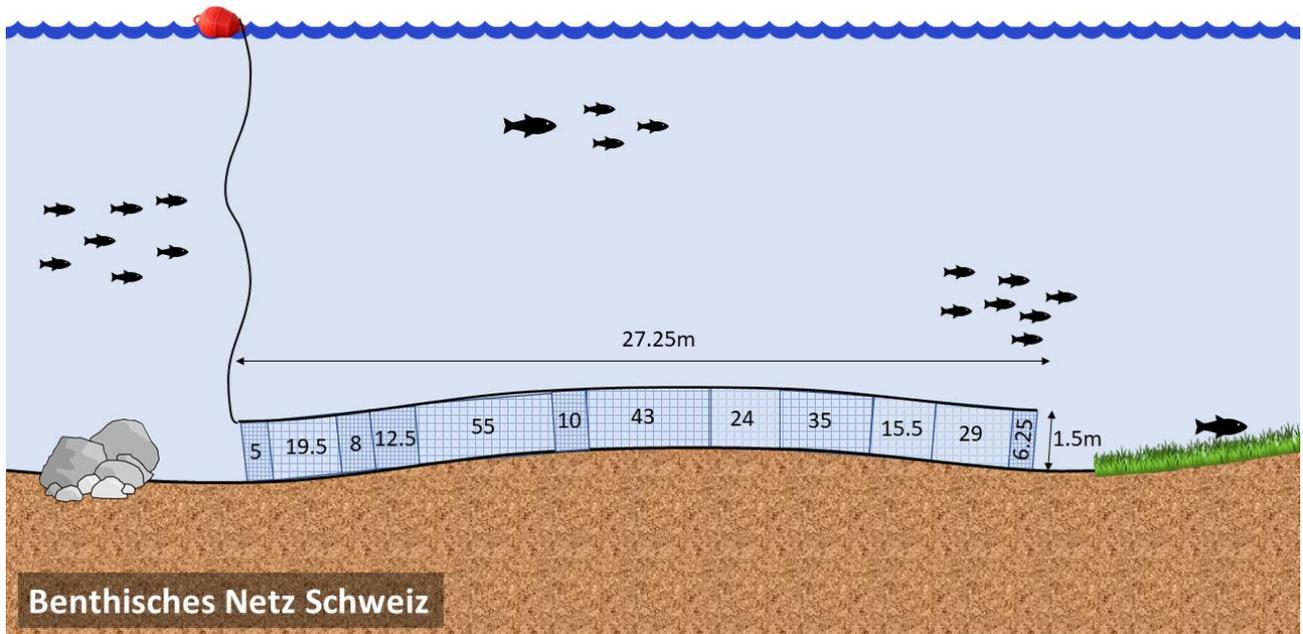
Jedes Kiemennetz besteht aus 12 verschiedenen Maschenweiten von 5 mm bis 55 mm Knotenabstand (Abbildung 10-2). Die Maschenweiten folgen einer geometrischen Reihe. Alle Kiemennetze müssen die gleiche Anordnung der Netzblätter mit ihren unterschiedlichen Maschenweiten aufweisen [11].

Die Kiemennetze bestehen aus homogener, ungefärbter Polyamidfaser. Jedes benthische Netz ist 30 m lang und 1.5 m hoch. Jedes Netzblatt mit der jeweiligen Maschenweite hat eine bestimmte Länge (Tabelle 10-3) und ist an die 28.25 m lange Schwimmleine (empfohlene längenbezogene Masse im Wasser 6 g/m) und die 30 m lange Grundleine (empfohlene längenbezogene Masse im Wasser

9.9 g/m) angeschlagen. Der Durchmesser des Netzgarns variiert zwischen 0.10 mm bei der 5 mm Maschenweite und 0.25 mm bei der 55 mm Maschenweite (Tabelle 10-3). Der Einstellungsfaktor für sämtliche Maschenweiten beträgt 0.5.

**Tabelle 10-3.** Verteilung der Maschenweiten (Knotenabstand) und Garndurchmesser bei benthischen Multimaschen-Kiemennetzen die in der Schweiz eingesetzt werden sollen.

Maschen-Nr.	Maschenweite [mm]	Länge [m]	Garndurchmesser [mm]
1	5	1.00	0.10
2	19.5	2.50	0.15
3	8	1.00	0.10
4	12.5	1.50	0.12
5	55	5.00	0.25
6	10	1.00	0.12
7	43	4.00	0.20
8	24	2.50	0.17
9	35	3.50	0.20
10	15.5	2.00	0.15
11	29	3.00	0.17
12	6.25	1.25	0.10



**Abbildung 10-2.** Graphische Darstellung der benthischen Multimaschen-Kiemennetze, die zur Befischung von stehenden Gewässern in der Schweiz eingesetzt werden sollen. Die in den einzelnen Netzblättern angegebenen Zahlen entsprechen der Maschenweite (Knotenabstand) in mm.

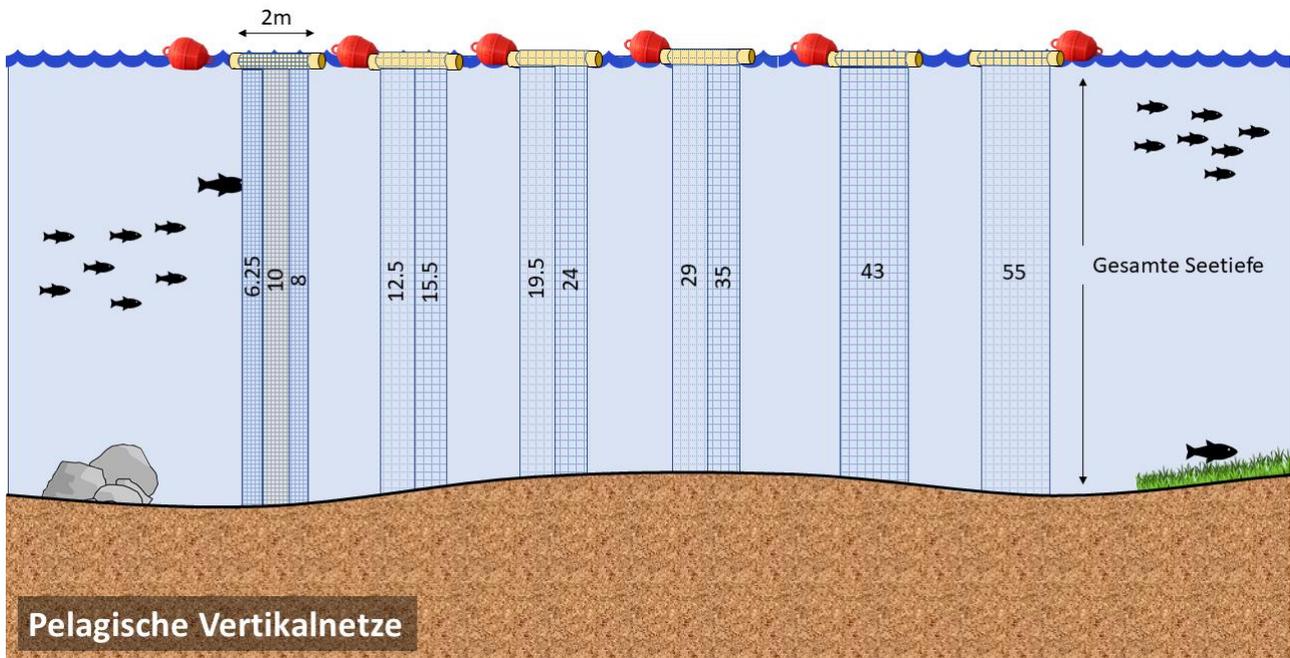
### 10.2.2 Pelagische Multimaschen-Kiemennetze (Vertikalnetze)

Jeder Vertikalnetzsatz besteht neu aus sechs getrennten Netzen mit unterschiedlichen Maschenweiten von 6.25 mm bis 55 mm Knotenabstand. Die einzelnen Netzblätter sind zwischen 0.5 m und 2 m breit. Pro Vertikalnetz kommen je nach Maschenweite eine bis drei Maschengrößen zum Einsatz (Tabelle 10-4, Abbildung 10-3). Sämtliche Maschenweiten sind auf sechs Rollen (Schwimmer) aufgewickelt und fischen jeweils in der gesamten Seetiefe. Die Kiemennetze bestehen aus homogener, ungefärbter Polyamidfaser. Bezüglich längenbezogener Masse im Wasser und des Durchmessers des Netzgarns gelten dieselben Vorgaben wie für benthische CEN-Netze. Der Einstellungsfaktor für alle Maschenweiten beträgt 0.5.

Vertikalnetze, die in einer Tiefe von 3-5 m ausgelegt werden, können auch als Bodennetze montiert werden. Bei diesen benthischen Vertikalnetzen werden alle Netzblätter aneinandergereiht.

**Tabelle 10-4.** Verteilung der Maschenweiten (Knotenabstand) und Garnbreite bei Multimaschen-Kiemennetzen der Schweizer Vertikalnetz-Methode.

Netz-Nr.	Maschenweite [mm]	Breite [m]
1	6.25, 10, 8	0.5, 1, 0.5
2	12.5, 15.5	1, 1
3	19.5, 24	1, 1
4	29, 35	1, 1
5	43	2
6	55	2



**Abbildung 10-3.** Graphische Darstellung der pelagialen Multimaschen-Kiemennetze, die im Rahmen der neuen Befischungsmethode für stehende Gewässer eingesetzt werden. Die in den einzelnen Netzblättern angegebenen Zahlen entsprechen der Maschenweite (Knotenabstand) in mm. Dargestellt sind alle sechs Vertikalnetze, die jeweils nebeneinander ausgelegt werden.

## 10.3 Befischungsaufwand

### 10.3.1 Benthische Netze

Um der nicht zufälligen Verteilung der Fische im Raum gerecht zu werden, wird eine Strategie der zufälligen Probenahme in verschiedenen vorgegebenen Tiefenbereichen angewandt [11]. Die zufällige

Wahl des Standortes für jedes Kiemennetz innerhalb eines Tiefenbereichs gewährleistet eine unabhängige Probenahme für jeden Tiefenbereich. Dabei ist vorgegeben, dass sich das gesamte Kiemennetz innerhalb der korrekten Tiefenschicht befinden muss. Die Wassertiefen für die flachste und tiefste Stelle

der Netzposition müssen protokolliert werden. Die zufällige Verteilung der Netze wird vor der Probenahme mit Hilfe von Tiefenkarten und einem Koordinatennetz sichergestellt (Abbildung 10-4). Bei den 0-3 m tiefen Netzen wird sichergestellt, dass alle kartierten Uferhabitate mindestens einmal befischt werden. Die gesamte Seefläche muss befischt werden. Die Netzposition wird mittels GPS-Koordinaten festgehalten (Format WGS 84).

Um die Bootfahrzeiten zu verringern, dürfen grosse Seen aufgeteilt werden. Die zufällige Verteilung der Netzstandorte sollte dann innerhalb dieser Teilbereiche vorgenommen werden [11].



**Abbildung 10-4.** Grundlage für die Verteilung der benthischen CEN-Multimaschen-Kiemennetze am Beispiel des Bielersees.

Der erforderliche Fangaufwand wird wie in der CEN-Norm durch zwei Faktoren bestimmt:

- die Fläche des Sees,
- die maximale Tiefe des Sees.

Je grösser die Fläche eines Sees und je tiefer dessen maximale Tiefe, desto höher ist der Fangaufwand. Gemäss CEN-Norm gilt als Mindestanforderung für die Präzision die statistische Erfassbarkeit eines Unterschieds von 50 % zwischen zwei Probenahmen bezüglich der Abundanz der häufig vorkommenden Fischarten [11]. Um dies zu erreichen, muss gemäss CEN-Vorgaben je nach Seetiefe und -fläche eine bestimmte Anzahl benthischer Netze ausgelegt werden (Tabelle 10-5).

Für Bereiche von mehr als 75 m Tiefe macht die CEN-Norm keine Vorgaben. Da eine Vielzahl der Voralpenseen substanziell tiefer als 75 m ist, soll auch unterhalb von 75 m Tiefe gefischt werden. Dabei werden für jede weitere 25 m-Tiefenschicht (z.B. 75-100 m, 100-125 m, etc.) 12 Netznächte angesetzt. Um den Aufwand im Rahmen zu halten, werden jeweils drei Netze statt einem pro Standort gesetzt, und diese Netze verbleiben jeweils während ca. 38 h im Wasser (zwei Nächte statt eine Nacht).

**Tabelle 10-5.** Benötigte Anzahl Netznächte, je nach maximaler Tiefe und Fläche eines Sees, um die Präzision von 50 % erreichen zu können (gemäss [11]). Bei Seen, die grösser als 5000 ha sind, wird ein zu definierendes vermehrendes «x» hinzugesetzt.

Tiefe [m]	Seefläche [ha]						
	bis 20	21-50	51-100	101-250	251-1000	1001-5000	>5000
0-5.9	8	8	16	16	24	24	24x
6-11.9	8	16	24	24	32	32	32x
12-19.9	16	16	24	32	40	40	40x
20-34.9	16	24	32	40	48	56	56x
35-49.9	16	32	32	40	48	56	56x
50-74.9			40	40	56	64	64x
>75	***	***	***	***	***	***	***

\*\*\* Für jede weitere 25 m-Tiefenschicht jeweils 12 Netznächte.

### 10.3.2 Pelagische Vertikalnetze

Pelagische Vertikalnetze werden in den Tiefenkompartimenten Tinf, Tsup, Cmin, Cmed und Cmax eingesetzt. Die zu befischenden Tiefen werden innerhalb dieser Kompartimente in Form eines Tiefengradienten bestimmt.

Jedes Habitat (Tinf, Tsup, Cmin, Cmed, Cmax) wird mindestens drei Mal befischt. Die Netze werden jeweils ca. 24 h im See belassen.

### 10.3.3 Elektrische Befischungen

Alle kartierten Uferhabitat-Typen mit geringen Wassertiefen (<1.5 m) werden elektrisch befischt. Durch die Elektrofischerei werden auch Arten gefangen, die sich nur schlecht in Netzen verfangen. Dazu gehören Kleinfischarten, die gerne in Ufernähe verweilen (z.B. Elritze, Schmerle, Groppe, Steinbeisser) sowie Arten, die mit Kiemennetzen nicht gefangen werden können (z.B. Aal, Bachneunauge).

Bei der elektrischen Befischung wird jeweils eine kurze Uferstrecke mit einer Anode entweder zu Fuss (wenn wasserbar) oder mit einem Boot befischt (z.B. bei steilen Felsen oder Uferverbauungen).

Pro See werden ca. 60 Standorte elektrisch befischt. Dabei wird an jedem Standort ein Durchgang entweder wasserbar oder mit dem Boot durchgeführt. Es werden möglichst alle Habitat-Typen an mindestens drei

Standorten befischt. Die Länge einer befischten Strecke beträgt mindestens 2 m. Bei geringen Fangzahlen kann die Streckenlänge bis auf 30 m verlängert werden. Die Strecken werden eher kurzgehalten, um bei hohen Fischdichten auf genügend Replikate zu kommen. Die Strecken sollten entlang des gesamten Seelitorals verteilt sein.

## 10.4 Zeitraum und Dauer der Befischungen

Die Befischungen sollen von Mitte August bis Mitte Oktober stattfinden, da zu dieser Jahreszeit am meisten Jungfische auf Artniveau bestimmt werden können. Zudem pflanzen sich in diesem Zeitraum nur wenige Fischarten fort. Ausserdem sind grosse Seen in diesen Monaten geschichtet und der Effekt von Sauerstoffmangel tritt oftmals bereits auf. Schliesslich sind alle Fischarten zu dieser Jahreszeit aktiv, was für passive Methoden die Fangwahrscheinlichkeit erhöht.

Um die Variabilität für Vergleiche zwischen verschiedenen Seen oder Jahren zu minimieren, findet die Feldarbeit für jeden See, bzw. innerhalb eines jeden Sees zu einem ähnlichen Zeitpunkt statt. Um die

Effekte verschiedener Witterungsbedingungen auszugleichen, wird an mindestens drei Tagen bzw. Nächten gefischt.

Kiemennetze werden im Tageszeitraum so gesetzt, dass die Phasen grösster Aktivität sämtlicher Fischarten sicher erfasst werden (sowohl tagaktive als auch nachtaktive Arten werden so erfasst). Benthische Netze werden zwischen 17:00 h und 19:00 h ausgelegt und zwischen 7:00 h und 9:00 h wieder eingeholt. Pelagische Vertikalnetze liegen jeweils ca. 20-24 h im Wasser und können kontinuierlich gesetzt und gehoben werden. Die elektrischen Befischungen erfolgen jeweils zwischen 13:00 h und 17:00 h.

## 10.5 Artbestimmung, Vermessung und Datenerfassung

### 10.5.1 Entmaschen

Nach dem Heben der benthischen Netze werden die Fische an Land entmascht. Dabei wird jeweils festgehalten, in welchem Netz und in welcher Maschenweite ein Fisch gefangen wurde. Dabei werden auch die Netze für das erneute Setzen am Abend vorbereitet.

Bei den pelagischen Vertikalnetzen werden die Fische direkt auf dem See entmascht. Dies geschieht jeweils beim Heben jedes Netzes. Dabei wird nebst dem Standort und der Maschenweite auch die Fangtiefe auf einen Meter genau protokolliert.

### 10.5.2 Biometrie

Alle Fische werden, wenn immer möglich, anhand von morphologischen Merkmalen auf Artniveau identifiziert. Dazu dienen das Handbook of European Freshwater Fishes [1] und falls notwendig weitere

artspezifische Fachpublikationen als Grundlage. Im Feld nicht bestimmbare Fischarten werden später im Labor nachbestimmt.

Die Totallänge bis zum Ende der Schwanzflosse bei natürlicher Flossenposition wird gemessen und das Gewicht auf ein Gramm genau gewogen. Massenfänge einer Art aus ein und derselben Maschenweite sowie einem Netz werden in Gruppen verarbeitet. Dabei werden die minimale und maximale Länge der Fische bestimmt, die Anzahl gezählt und das Gesamtgewicht dieser Fische gemessen.

Bei der Elektrofischerei und bei den pelagischen Vertikalnetze werden die gefangenen Fische auf dem Boot oder an Land untersucht. Dazu werden sie mit Nelkenöl narkotisiert. Anschliessend wird ihre Art bestimmt und die Länge gemessen. Fische, die beprobt werden sollen, werden euthanisiert. Alle anderen Fische werden, sofern diese noch lebensfähig sind, wieder freigelassen.

### 10.5.3 Standardisierte Fotografie und Probenahme

Einige Individuen pro Art werden im Feld standardisiert fotografiert. Dazu ist ein Repräsentativ zu verwenden. Hierfür werden zudem Fische ausgewählt, die in einem guten morphologischen Zustand sind und möglichst das ökologische und morphologische

Spektrum der Art abdecken. Falls notwendig, werden für gewisse Arten mehr Fische dokumentiert und beprobt (z.B. bei Seen mit mehreren Felchen- und Seesaiblingsarten). Weitere Proben können je nach Fragestellung ebenfalls entnommen werden.

## 10.6 Vertiefte Taxonomie und genetische Analysen

Bei einigen Taxagruppen ist die Artbestimmung im Feld schwierig. Manchmal ist die Artbestimmung nur für grössere Individuen möglich, bei denen meristische und morphologische Merkmale mit blossen Auge erkannt werden können (z.B. bei der Unterscheidung zwischen Brachse und Blicke). Für solche Taxa sollte die Artbestimmung mit einer repräsentativen Stichprobe im Labor überprüft werden. Bei gewissen Taxa ist es hingegen nicht möglich, alle Individuen einer Art zuzuweisen. Dies ist insbesondere bei Felchen (*Coregonus spp.*) und Seesaiblings (*Salvelinus spp.*) der Fall. Bei diesen Arten kann ihr Präsenz

im Fang teilweise im Labor anhand einer Identifikation von adulten Individuen nachgewiesen werden, es können aber nicht alle Individuen einer Art zugewiesen werden. Dazu sind detailliertere und anspruchsvollere morphologische und genetische Analysen notwendig [18]. Je nach Fragestellung und Verfügbarkeit von zusätzlichen morphologischen und genetischen Methoden können diese Taxagruppen im Zuge der Datenauswertung in Arten aufgeteilt oder als Artengruppen geführt werden (z.B. als Felchen, *Coregonus spp.*).