







Leben im Bodensee – gestern, heute und morgen

SEEWANDEL PROJEKT L12

Entwicklung und Anwendung einer Methode zur Erfassung der Fischbestände im Bodensee



Abschlussbericht

Darstellung der Fangergebnisse 2019 und Erarbeitung eines zukünftigen Monitorings





Impressum

Autorinnen und Autoren

Steffen Bader

& Barbara Scholz

Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (FFS), Landwirtschaftliches Zentrum Baden-Württemberg (LAZBW), Fachbereich 4: Fischerei

Argenweg 50/1

D-88085 Langenargen

Pascal Vonlanthen Aquabios GmbH Les Fermes 57 CH-1792 Cordast

Projektleiter und Auskunft

Alexander Brinker

Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (FFS), Landwirtschaftliches Zentrum Baden-Württemberg (LAZBW), Fachbereich 4: Fischerei

Argenweg 50/1

D-88085 Langenargen

alexander.brinker@lazbw.bwl.de

Zitiervorschlag

Bader S, Scholz B, Vonlanthen P, Brinker A (2023). SeeWandel Projekt L12: Entwicklung und Anwendung einer Methode zur Erfassung der Fischbestände im Bodensee. Darstellung der Fangergebnisse 2019 und Erarbeitung eines zukünftigen Monitorings. Abschlussbericht Projekt SeeWandel: Leben im Bodensee – gestern, heute und morgen.

Danksagung

Diese Studie erhielt Unterstützung durch das Forschungsprojekt "SeeWandel: Leben im Bodenseegestern, heute und morgen" im Rahmen des Interreg V-Programms "Alpenrhein-Bodensee-Hochrhein (Deutschland/Österreich/Schweiz/ Liechtenstein)" welches Mittel aus dem Europäischen Fonds für regionale Entwicklung erhält sowie Fördergelder vom Schweizer Bund und den Kantonen. Es bestand keine aktive Mitwirkung seitens der Geldgeber bei der Entwicklung des Studiendesigns, der Datenerfassung und -analyse, der Entscheidung zur Veröffentlichung oder bei der Erstellung des Manuskriptes. Weiterhin wurde das Projekt durch Mittel der Internationalen Bevollmächtigtenkonferenz für die Bodenseefischerei (IBKF) gefördert. Ein besonderer Dank gilt den vielen Personen, die das Projekt auf verschiedenste Weise unterstützten und deren Einsatzbereitschaft maßgeblich zu dessen Gelingen beigetragen hat. Dazu gehören die staatlichen Fischereiaufseher an Ober- und Untersee, die Sachverständigen der IBKF, das Team von Aquabios, Robert Obad von der LUBW und die vielen Helfenden der FFS.

Inhaltsverzeichnis

1		Hintergrund						
2		Ziel	setzu	ng des Projekts	7			
3		Befischungsmethoden 2019						
	3.	1	Elek	trobefischungen	9			
	3.	2	Net	zbefischungen	10			
		3.2.	1	Befischung nach EU-Wasserrahmenrichtlinie	10			
		3.2.	2	Vertikalnetz-Methode	15			
4		Befi	schu	ngsergebnisse 2019	17			
	4.	1	Obe	rsee	17			
		4.1.	1	Elektrobefischungen	17			
		4.1.	2	Netzbefischungen	22			
		4.1.	3	Gegenüberstellung der Fangdaten der Fanggeräte	35			
	4.	2	Unt	ersee	36			
		4.2.	1	Elektrobefischungen	36			
		4.2.2		Netzbefischungen	39			
		4.2.3		Gegenüberstellung der Fangdaten der Fanggeräte	46			
	4.	3	Geo	grafische Verteilung der Arten in Ober- und Untersee	47			
	4.	4	Län	genverteilung innerhalb der Maschenweiten	51			
5		Geg	enüb	erstellung der Netzbefischungen von 2014 und 2019	54			
	5.	1	Befi	schungsaufwand der CEN- und MOD-Netze	54			
	5.	2	Obe	rsee	55			
		5.2.	1	Befischung mittels CEN- und MOD-Netzen	55			
		5.2.	2	Vertikalnetzbefischung	72			
	5.	3	Unt	ersee	77			
		5.3.	1	Effektive Fangzahlen der Untersuchungen in den Jahren 2014 und 2019	77			
		5.3.	2	Entwicklung der Fischbestände	77			
		5.3.	3	Tiefenverteilung der Arten in den Jahren 2014 und 2019	83			
		5.3.	4	Längenhäufigkeitsverteilung der Arten in den Jahren 2014 und 2019	88			
6		Volu	ımer	ngewichtete Anteile der Fischarten in den Jahren 2014 und 2019	93			
7		Bew	ertu/	ng nach Wasserrahmenrichtlinie	95			
		7.1.	1	Bewertung des Obersees nach DeLFI-Site	96			
		7.1.	2	Bewertung des Untersees nach DeLFI-Site	99			
8		Ühe	rnrii	fung von Befischungstechniken und -methoden für ein Monitoring im Bodensee	102			

	8.1		Geg	enüberstellung verschiedener Netzbefischungstechniken	102
	8	3.1.1	L	Bewertung der modifizierten Netze (MOD)	102
	8.1.2		2	Bewertung der Vertikalnetze	140
	8.2		Habi	itatspezifische Netzbefischung	156
	8	3.2.1	L	Obersee	156
	8	3.2.2	2	Untersee	161
9	F	est	legur	ng des Monitoringverfahrens für den Bodensee	165
	9.1		Elek	trobefischungen	165
	9).1.1	L	Obersee	165
	9	9.1.2	2	Untersee	167
	9.2		Bere	echnung der Netzzahlen	168
	9).2.1	L	Bestimmung der Mindestanzahl von Netzen für den Nachweis aller Arten	168
	9	9.2.2	2	Bestimmung der Probenanzahl für eine ausreichende Präzision der Abundanz	169
	9	9.2.3	3	Ermittlung der im Benthal des Obersees zu setzenden Netzzahl	176
	9.3		Netz	zzahlen für ein zukünftiges Monitoring	178
	9	9.3.1	L	Netzzahlen im Obersee	178
	9	9.3.2	2	Netzzahlen im Untersee	179
	9.4		Fest	legung der Netzstandorte	180
	9.5		Mor	netäres Einsparungspotential des entwickelten Monitoringverfahrens	184
1(0	Zι	ısam	menfassung	185
	10.	1	Fisch	nökologische Bewertung des Bodensees	185
	1	0.1	.1	Obersee	185
	1	0.1	.2	Untersee	186
	10.	2	Bew	ertung nach WRRL	187
	10.3	3	Entv	vurf eines regelmäßigen Monitorings	187
	10.4	4	Schl	ussfolgerungen und Empfehlungen aus den beiden Untersuchungsjahren	189
1:	1	Lit	terat	ur	190

1 Hintergrund

Süßwasserökosysteme gehören weltweit zu den artenreichsten Ökosystemen. Gleichzeitig ist ihre natürliche Biodiversität durch eine Vielzahl anthropogener Nutzungsformen stark gefährdet. Verschmutzung, strukturelle Degradation, Überfischung, Ausbreitung von Neozoen, Freizeitnutzung oder der Klimawandel sind nur einige Faktoren, die eine Gefahr für aquatische Organismen darstellen können (Geist 2011). Das Ausmaß und die Auswirkungen dieser Faktoren sind für jedes Gewässer und die darin vorkommenden Lebensgemeinschaften spezifisch und müssen individuell bewertet werden. Die Grundlage für effiziente Schutz- und Managementmaßnahmen bildet daher ein standortangepasstes Monitoring, welches den aktuellen Zustand der im Gewässer beheimateten Artengemeinschaft präzise darstellt.

In der Europäischen Union ist der Schutz von Seen und Fließgewässern durch die Wasserrahmenrichtlinie (RL 2000/60/EG) für die Mitgliedsstaaten verbindlich geregelt. In Deutschland bedeutet dies, dass Bund und Länder ihr Handeln zum Erreichen der geforderten Ziele aufeinander abstimmen müssen. Dazu zählt auch die Entwicklung geeigneter Verfahren zur Erfassung des ökologischen Zustands. Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) gibt hierfür verschiedene biologische Qualitätskomponenten vor. Dazu zählen neben der Fischfauna das Makrozoobenthos, Makrophyten und Phytobenthos sowie das Phytoplankton. Zusätzlich zu den biologischen Qualitätskomponenten werden zur Bewertung eines Gewässers bzw. Wasserkörpers jedoch weitere Qualitätskomponenten unterstützend herangezogen. Dazu zählen hydromorphologische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten, aber auch flussgebietspezifische Schadstoffe und Prioritäre Stoffe sowie bestimmte andere Schadstoffe werden überwacht.

Bei der Bewertung von Seen spielt außerdem die Klassifizierung des Gewässers eine Rolle. Der Bodensee gehört zu den natürlichen Seen in Baden-Württemberg und ist in folgende Seewasserkörper untergliedert: "Obersee", "Untersee", sowie die "Flachwasserzone Baden-Württemberg" des Obersees. Der Ober- und Untersee werden unterschieden, da sie durch den ca. drei Kilometer langen Seerhein verbunden sind. Dieser weist einen Flusscharakter auf, weshalb Ober- und Untersee als eigenständige Gewässerkompartimente einzustufen sind. Zwischen beiden Seeteilen besteht ein Niveau-Unterschied von etwa 20 Zentimetern. Die Flachwasserzone des Obersees ist als Bereich mit 550 m Abstand zur Uferlinie definiert (LUBW 2015). Auch wenn im Zuge der regelmäßigen Untersuchungen im Zusammenhang mit der WRRL die Flachwasserzone und das Freiwasser (Pelagial) des Obersees in Baden-Württemberg getrennt bewertet werden, erfolgt in dieser Studie eine Bewertung des gesamten Sees.

Die Untersuchung von Seen erfolgt in Baden-Württemberg grundsätzlich mindestens einmal pro Überwachungszeitraum. Dabei unterliegen lediglich die Seen der überblicksweisen Überwachung einem fest vorgeschriebenen Messzyklus von sechs Jahren. Beim Bodensees zählen das Freiwasser (international) des Obersees sowie der Untersee (LUBW 2015) zur überblicksweisen Überwachung. Die operative Überwachung wird an Gewässern durchgeführt, die aufgrund der Ergebnisse des 1. Bewirtschaftungsplans als gefährdet eingeschätzt wurden. Die Überwachungsanforderungen werden dabei gezielt auf die vorhandenen Defizite abgestimmt und anhand der Qualitätskomponenten durchgeführt, welche die Defizite am besten darstellen können. Im Bodensee wurde die Flachwasserzone des Obersees aufgrund

von hydromorphologischen Defiziten (IGKB, 2008) für die operative Überwachung ausgewählt, wobei diese nicht anhand der Qualitätskomponente Fisch erfolgt.

Fische als Bioindikator

Jedes Gewässer bzw. bei großen Gewässern besitzt jeder Gewässerabschnitt (z.B. Längszonierung der Flüsse) oder Gewässerbereich (z.B. Freiwasser und bodennahe Bereiche) eine eigene, charakteristische Fischgemeinschaft. Durch anthropogene Eingriffe am und im Gewässer kann diese gestört werden und sich in ihrer Artzusammensetzung oder Individuendichte verändern. Durch eine exakte Erfassung und Dokumentation der Veränderung können Rückschlüsse auf die Art und Intensität der Beeinträchtigungen gezogen werden.

Im Vergleich zu den anderen drei Bioindikatoren unterscheiden sich Fische insbesondere hinsichtlich ihrer Langlebigkeit und Mobilität im Gewässer, wodurch sie eine räumlich und zeitlich integrierende Bewertungskomponente darstellen. Dabei weisen nicht nur verschiedene Arten unterschiedliche Habitatsund Wasserqualitätsansprüche auf, auch durch die spezifischen Ansprüche ihrer verschiedenen Entwicklungsstadien können verschiedenste Eigenschaften eines Gewässers gezielt bewertet werden. Fische nutzen zudem ein weites trophisches Spektrum, welches sich unter anderem in Form von Nahrungsgilden abbildet. Diese haben unterschiedliche Ansprüche an ein Gewässer und ermöglichen bei etwaigen Populationsveränderungen einer Gilde vorhandene Schäden am Gewässer effektiv wiederzugeben. Darüber hinaus besitzen verschiedene Arten unterschiedliche Funktionen im Nahrungsnetz eines Gewässers. Die Abweichung einer Art von ihrer natürlichen Abundanz kann somit auch Defizite im Nahrungsnetz anzeigen. Da viele Fischarten, aus unterschiedlichen Gründen (z.B. Fortpflanzung, Nahrungssuche, Winterquartier) auf Wanderungen angewiesen sind, können diese Wanderfischarten auf Defizite in der natürlichen Vernetzung des Gewässers hinweisen, die durch standortgebundene Bioindikatoren nicht nachgewiesen werden können. Allgemein können Fischgemeinschaften somit als Indikator für strukturelle und hydrologische Veränderungen im Gewässer genutzt werden, die zusätzlich empfindlich auf Beeinträchtigungen der Wasserqualität und Veränderungen des Temperaturregimes reagieren.

2 Zielsetzung des Projekts

Die Zielsetzung der vorliegenden Untersuchungen lässt sich in zwei Themenkomplexe zusammenfassen. Die Erfassung und Bewertung des Fischbestandes im Bodensee im Jahr 2019 sowie die Entwicklung einer geeigneten Methode zur Erfassung des Fischbestandes im Zuge eines regelmäßigen Monitorings.

Erfassung und Bewertung des Fischbestandes

Grundsätzlich wurden die Fischbestände des Ober- und Untersees getrennt erfasst. Dabei kamen zwischen dem 04.09. und dem 06.10.2019 vier verschiedene Befischungsmethoden bzw. Fanggeräte zum Einsatz:

- Elektrobefischungen der flachen Uferbereiche des Litorals.
- Zwei Typen horizontal fischender Multimaschennetze. Diese beinhalteten die für die Wasserrahmenrichtlinie anerkannten Netze zur Befischung von Seen; dieser Netztyp wird hier nachfolgend als CEN-Typ bezeichnet (CEN Norm, Comité Européen de Normalisation 2005).
 Zusätzlich wurde ein durch die Fischereiforschungsstelle (FFS) entwickelter modifizierter Netztyp, nachfolgend als MOD-Netze benannt, eingesetzt.
- Vertikalnetze zur Erfassung der Fischbestände im Pelagial des Obersees.

Zur Bewertung der Fischbestände wurden die Fänge der verschiedenen Fanggeräte zunächst einzeln ausgewertet und mit der Befischung von 2014 verglichen. Außerdem wurden volumenabhängige Berechnungen durchgeführt, um die gesamte Fischgemeinschaft des Sees zwischen den beiden Untersuchungsjahren vergleichen zu können (Alexander et al. 2015). Die eigentliche Bewertung des Sees nach WRRL erfolgte anschließend mit dem für diesen Seetyp entwickelten DeLFI-Site Modul (Ritterbusch & Brämick 2015).

Entwicklung einer geeigneten Methode zur Erfassung des Fischbestandes im Bodensee

Das Ziel einer zukünftig für den Bodensee anzuwendenden Monitoringmethode ist es, reproduzierbare Ergebnisse zu liefern sowie einen Vergleich zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren und mit den Aufnahmen aus anderen Seen in der Schweiz zu ermöglichen. Ein solider Vergleich, beispielsweise zur Darstellung der Entwicklung von Fischbeständen, ist nur mit einem standardisierten Verfahren möglich.

Der derzeitige europäische Standard zur Befischung von Seen mit Hilfe von Kiemennetzen ist in der DIN EN 14757 zur Probenahme von Fisch mittels Multi-Maschen-Kiemennetzen beschrieben. Zur Befischung des Benthals wird eine randomisierte, stratifizierte Probenahme verwendet. Das bedeutet, es erfolgt eine Einteilung der Seen in Tiefenstrata. Diesen werden Netzzahlen zugeordnet, wobei eine zufällige Verteilung der Netze innerhalb der Tiefenzonen erfolgt. Die Gesamtzahl der zu setzenden Netze bzw. der Fangnächte richtet sich dabei nach der Oberfläche und Tiefe des Sees. Bei großen und tiefen Seen ergibt sich hierbei jedoch ein unverhältnismäßig großer Arbeitsaufwand, der in der Praxis nur schwer umzusetzen und zu finanzieren ist. Hinzu kommt eine unverhältnismäßig hohe fischereiliche Sterblichkeit, die es auf das absolut notwendige Minimum zu reduzieren gilt. In der DIN 14757 werden zudem nur für Seen bis zu einer Größe von maximal 5.000 ha Netzzahlen vorgegeben. Bereits der Untersee überschreitet diese Grenze um 1.200 ha. Der Obersee mit seinen 47.300 ha ist sogar fast 10 Mal so groß. Seen dieser Größe werden in der DIN 14757 in Seeabschnitte aufgeteilt, welche wie eigenständige Seen behandelt werden. Für das Pelagial

werden in der DIN 14757 keine verbindlichen Angaben hinsichtlich der Netzzahlen gemacht. Lediglich eine Ergänzung der benthischen Fischfauna durch pelagische Netze sollte, abhängig von der Fragestellung, entlang eines Tiefenprofils über der tiefsten Stelle des Sees oder durch eine stratifizierte, zufällige Anordnung erfolgen. Bei großen Seen macht das Pelagial in der Regel einen beträchtlichen Anteil des Gesamtvolumens aus. Im Falle des Obersees ist es immerhin ein Anteil von rund 97 % des Gesamtvolumens. Eine möglichst präzise Erfassung der darin vorkommenden Fischbestände ist daher unabdingbar. In der Schweiz wurde eine Methode vorgeschlagen, die auf den Erfahrungen der Projet Lac Befischungen und der DIN-Norm aufbaut. Bei dieser Methode wird im Pelagial der Einsatz von Vertikalnetzen vorgeschlagen. Bei den benthischen Netzen wurden die Flächen der Netzpanele angepasst, um weniger Kleinfische zu fangen (Vonlanthen & Périat 2021). Grundsätzlich sind die mit der Schweizer Methode erhobenen Daten mit der CEN-Norm vergleichbar. Die Problematik des hohen Befischungsaufwands in sehr großen Seen bleibt bei dieser Methode jedoch ebenfalls bestehen.

Das vorrangige Ziel der vorliegenden Untersuchung ist somit die Ermittlung einer Mindestanzahl von Netzen, die eine repräsentative Darstellung der benthischen und pelagischen Fischgemeinschaften des Sees zulässt. Auf dieser Grundlage kann anschließend eine Bewertung des ökologischen Zustands des Sees erfolgen. Neben einer entsprechenden Genauigkeit der Befischung, die letzten Endes durch die Anzahl der verwendeten Netze entsteht, muss für die praktische Umsetzbarkeit der Befischungsmethode jedoch auch der tatsächlich realisierbare Arbeitsaufwand berücksichtigt werden. Aus diesem Grund werden hier zwei Möglichkeiten für eine möglichst effiziente Probenahme untersucht.

Einsatz von MOD-Netzen

Durch den Einsatz der durch die FFS entwickelten MOD-Netze wird eine Verringerung der Fangzahlen pro Netz angestrebt. Somit erfolgt nicht nur eine Reduzierung des Arbeitsaufwands, sondern gleichzeitig ein Rückgang der fischereilichen Sterblichkeit. Die MOD-Netze besitzen im Vergleich zu den herkömmlichen CEN-Netzen einen geringeren Anteil kleiner Maschenweiten und einen größeren Anteil großer Maschenweiten. Dadurch sollen nicht nur Massenfänge kleiner Individuen reduziert werden, sondern auch die Chance zum Fang großer und seltener Längenklassen erhöht werden.

Habitatspezifische anstatt zufällig stratifizierte Befischung

Der Umfang einer Probennahme wird grundsätzlich durch die angestrebte Präzision und die in der Probe vorhandene Variabilität bestimmt. Durch das Unterteilen einer sehr variablen Grundgesamtheit in einzelne Unterproben, die eine ähnliche Zusammensetzung und somit eine geringere Variabilität besitzen, besteht die Möglichkeit, die notwendige Genauigkeit der Untersuchung schon mit einer geringeren Probenanzahl zu erreichen. Aus diesem Grund wurden 2019 verschiedene Habitate der Uferzonen sowohl elektrisch, als auch mit Multi-Maschen-Netzen getrennt befischt. Anschließend erfolgte eine Berechnung der für die jeweiligen Habitate notwendigen Netzahlen und ein Abgleich mit den Zahlen für eine zufällig stratifizierte Befischung.

3 Befischungsmethoden 2019

Grundsätzlich wird bei Befischungsmethoden zwischen aktiven und passiven Methoden unterschieden. Bei aktiven Methoden wird das Befischungsgerät zum Fang der Fische bewegt. Bei passiven Methoden werden die Fische durch ihre eigene Aktivität im Gewässer gefangen. 2019 wurden im Zuge der Bodenseebefischungen eine aktive Befischungsmethode, die Elektrofischerei und drei passive Methoden, CEN, MOD und Vertikalnetze, miteinander kombiniert. Eine quantitative Erfassung der Fischbestände ist in Seen nicht möglich, weshalb hierfür standardisierte Verfahren zur Ermittlung der proportionalen Artanteile verwendet werden (Bonar & Hubert 2002). Grundsätzlich wurden 2019 mit Ausnahme der MOD-Netze dieselben Verfahren der einzelnen Befischungstechniken wie bereits 2014 verwendet, wodurch in weiten Teilen eine Vergleichbarkeit der Befischungsergebnisse gegeben ist.

- Da mit Netzbefischungen flache und ufernahe sowie strukturreiche Bereiche nur schlecht befischt werden können und zudem bestimmte Arten mit Netzen nicht oder nur selten gefangen werden, wurden Elektrobefischungen im Litoral entlang der Uferlinie durchgeführt. Simultan zur Befischungsstrecke wurden die befischten Habitate aufgenommen.
- Die Methodik beim Einsatz der CEN- und MOD-Netze orientierte sich an der WRRL und der entsprechenden DIN 14757 zur Probenahme von Fischen mittels Multi-Maschen-Kiemennetzen (Comité Européen de Normalistation 2005).
- Die zweite Netzmethode wird hier nachfolgend als Vertikal-Methode bezeichnet. Sie wurde an der Universität Besançon entwickelt und durch die Eawag, das BAFU, sowie die Büros Aquabios GmbH und Teleos Suisse S\u00e4rl im Auftrag des Bundesamts f\u00fcr Umwelt weiterentwickelt und angepasst (Vonlanthen & P\u00e9riat 2021).

3.1 Elektrobefischungen

Die Befischungen wurden vom Boot aus durch ein dreiköpfiges Befischungsteam durchgeführt. Dafür wurde ein stationäres Elektrofischfanggerät verwendet (FEG 8000, 8 kW; 150 - 300V / 300 - 600V; EFKO Fischfanggeräte GmbH; www.efko-gmbh.de). Die gefangenen Fische wurden noch vor Ort bestimmt, vermessen und wieder in das Gewässer zurückgesetzt. Die Befischungen erfolgten habitatspezifisch und wurden an ausgewählten Befischungsstrecken zusätzlich nach Sonnenuntergang durchgeführt. Am Obersee wurden 62 und am Untersee 21 Strecken befischt. Zu den befischten Habitaten zählten: "Auslauf", "Block", "Hafen", "Kies", "Mauer", "Mix", "Schilf" und "Zulauf". Befischungsstrecken, die dem Habitat "Mix" zugeordnet wurden, setzten sich zu etwa gleich großen Anteilen aus den Habitaten Schilf und Kies zusammen. Im Untersee wurde zusätzlich das Habitat "Feinsediment" befischt. Im Obersee wurde Habitat "Feinsediment" als eigenständiges Habitat nicht vorgefunden. Feinsedimentbereiche wurden durch Schilfzonen, die sich bis ins Wasser erstreckten, überprägt und somit dem Habitat "Schilf" zugeordnet. Eine Aufteilung der Befischungsstrecken auf die Habitattypen ist der Tabelle 1 zu entnehmen.

Tabelle 1 Anzahl der pro Habitat befischten Strecken im Ober- und Untersee.

Habitat	Obersee	Untersee
Auslauf	1	1
Block	5	3
Feinsediment	0	2
Hafen	8	3
Kies	16	3
Mauer	7	3
Mix	3	1
Schilf	10	3
Zulauf	12	2
Gesamt	62	21

Im Zuge der Tag-Nacht-Befischung wurden im Obersee neun Strecken nicht nur am Tag, sondern zusätzlich in der Nacht befischt. Dazu zählten eine Mix-Strecke, drei Schilfstrecken, eine Zu- und eine Auslaufstrecke sowie zwei Kiesstrecken.

Tabelle 2 Liste der für die Tag-Nacht-Befischungen verwendeten Stecken.

Strecken ID
AR_Mix_19
AR_Schilf_15
LA_Block_02
LA_Schilf_13
LA_Schilf_15
LA_Zulauf_16
ME_Auslauf_18
ME_Kies_03
ME_Kies_08

3.2 Netzbefischungen

3.2.1 Befischung nach EU-Wasserrahmenrichtlinie

Die Befischung erfolgte durch die zusätzliche Verwendung der MOD-Netze und die reduzierte Gesamtzahl der eingesetzten Netze nicht exakt nach CEN-Standard (EN 14757; Comité Européen de Normalisation 2005). Die beiden Gewässerzonen (Benthal und Pelagial) sowie die einzelnen Tiefenstrata wurden jedoch nach CEN-Norm getrennt erfasst. Auch für die Untersuchung der beiden Gewässerzonen wurden, wie im CEN-Standard vorgesehen, zwei unterschiedliche CEN-Netztypen verwendet (Tabelle 4 und Tabelle 5). Bei den zusätzlich verwendeten MOD-Netzen wurde ebenfalls für die beiden Gewässerzonen spezifische Netztypen verwendet.

Aufbau der Netze

Die Netze bestehen aus homogener, ungefärbter Polyamidfaser. Jedes benthische CEN-Netz besteht aus zwölf verschiedenen Maschenweiten von 5 mm bis 55 mm Knotenabstand. In den pelagischen CEN-Netzen ist die 5 mm Maschenweite nicht vertreten wodurch hier insgesamt nur elf Netzabschnitte vorhanden sind. Die Abfolge der einzelnen Maschenweiten ist dabei fest vorgegeben. Die Garnstärke variiert zwischen 0,1 bei der 5 mm Maschenweite und 0,25 mm bei der 55 mm Maschenweite (Tabelle 3). Die Öffnungsweite der Maschen ist mit einem Einstellungsfaktor von 0,5 festgelegt.

Tabelle 3 Verteilung der Maschenweiten und der entsprechende Garndurchmesser in den benthischen CEN-Netzen.

Maschen-Nr.	Maschenweite [mm]	Fadenstärke [Ø 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

Die Flächen der verschiedenen Maschenweiten sind innerhalb der benthischen und pelagischen CEN-Netze identisch (Tabelle 4). Da große Fische jedoch mit zunehmender Größe exponentiell seltener werden, sinkt die Chance zum Fang großer Individuen bei gleichbleibender Netzfläche. Dieses Ungleichgewicht wird durch den Einsatz der neu entwickelten MOD-Netze wesentlich verbessert. Dazu wurden die Flächenverhältnisse der Maschenweiten dahingehend verändert, dass der Flächenanteil kleiner Maschen reduziert und der Anteil großer Maschen erhöht wurde (Tabelle 5). Hier gibt es zudem einen wichtigen synergistischen Begleiteffekt: durch die geringere Fläche der kleinen Maschenweiten wird automatisch die Chance für unnötige Massenfänge kleiner Fische verringert und somit eine unnötig hohe Sterblichkeit bei Bestandserfassungen verhindert. Zusätzlich wurden die kleinsten (5 mm) und größten (55 mm) Maschenweiten in den MOD-Netzen entfernt. Diese beiden Maschenweiten fangen im Bodensee erfahrungsgemäß nur sehr selten Fische und liefern daher in der Regel keinen Informationsmehrgewinn. Allerdings bringt dies den Nachteil mit sich, dass die Ergebnisse der Befischungen nicht direkt mit denen der EU-DIN Norm und mit denen der Schweiz verglichen werden können. Um einen Vergleich zu ermöglichen, müssen bei den Daten aus der Schweiz und der restlichen EU diese Maschenweiten rausgerechnet werden.

Tabelle 4 Gegenüberstellung der benthischen CEN- und MOD-Netze nach Maschenweite (MW), sowie die Längen und Flächeneigenschaften der einzelnen Netzabschnitte. Fünf und 55 mm MW sind nur in CEN-Netzen vorhanden.

		CEN		MOD			
MW	Länge [m]	Höhe [m]	Fläche [m]	Länge [m]	Höhe [m]	Fläche [m]	
5	2,5	1,5	3,75	-	-	-	
6,25	2,5	1,5	3,75	1,25	1,5	1,875	
8	2,5	1,5	3,75	1,25	1,5	1,875	
10	2,5	1,5	3,75	1,25	1,5	1,875	
12,5	2,5	1,5	3,75	1,25	1,5	1,875	
15,5	2,5	1,5	3,75	2,5	1,5	3,75	
19,5	2,5	1,5	3,75	2,5	1,5	3,75	
24	2,5	1,5	3,75	2,5	1,5	3,75	
29	2,5	1,5	3,75	5	1,5	7,5	
35	2,5	1,5	3,75	10	1,5	15	
43	2,5	1,5	3,75	20	1,5	30	
55	2,5	1,5	3,75	-	-	-	
Gesamt	30		45	47,5		71,25	

Tabelle 5 Gegenüberstellung der pelagischen CEN- und MOD-Netze nach Maschenweite (MW), sowie die Längen und Flächeneigenschaften der einzelnen Netzabschnitte. 55 mm MW sind nur in CEN Netzen vorhanden und 5 mm MW entfallen in pelagischen Netzen generell.

		CEN		MOD			
MW	Länge [m]	Höhe [m]	Fläche [m]	Länge [m]	Höhe [m]	Fläche [m]	
6,25	2,5	6	15	1,25	6	7,5	
8	2,5	6	15	1,25	6	7,5	
10	2,5	6	15	1,25	6	7,5	
12,5	2,5	6	15	1,25	6	7,5	
15,5	2,5	6	15	2,5	6	15	
19,5	2,5	6	15	2,5	6	15	
24	2,5	6	15	2,5	6	15	
29	2,5	6	15	5	6	30	
35	2,5	6	15	10	6	60	
43	2,5	6	15	20	6	120	
55	2,5	6	15	-	-	-	
Gesamt	27,5		165	47,5		285	

Befischungsaufwand und geografische Verteilung

Da die Verteilung der Fische in einem Gewässer von vielen Faktoren abhängt und eine möglichst repräsentative Stichprobe durch die Befischung angestrebt wird, werden die einzelnen Netze innerhalb ihrer Tiefenbereiche randomisiert verteilt. So wird eine unabhängige Probenahme der einzelnen Tiefenbereiche gewährleistet. Jedes Netz muss sich dabei über die komplette Länge in der vorgeschriebenen Tiefenstufe befinden. Hierfür wird die Tiefe der Anfangs- und Endposition und zusätzlich die flachste und die tiefste Stelle des Netzes aufgenommen und protokolliert. Die exakte geografische Position des Netzes wurde zuvor mit Hilfe von Tiefenkarten und einem Koordinatennetz zufällig ermittelt.



- die Oberfläche des Sees.
- die maximale Tiefe des Sees und
- die für die Fragestellung notwendige Genauigkeit (Präzision).

Dabei bewirkt jede Erhöhung von einem der drei Faktoren eine Zunahme der notwendigen Netzzahlen. Die Mindestanforderung für die Genauigkeit der Netzbefischung nach CEN-Norm ist, dass ein 50 % Unterschied zwischen zwei Probenahmen bezüglich der Abundanz der häufigsten Fischarten statistisch mit einem Signifikanzniveau von 95 % festgestellt werden kann. Die in der CEN-Norm angegebenen Netzzahlen für benthische Netze berücksichtigen diese Vorgabe. Im Falle des Bodensee-Obersees würde dies jedoch, anhand einer flächenbezogenen Hochrechnung, einer Netzzahl von 606 benthischen Netzen entsprechen. Im Untersee würden immerhin 79 benthische Netze benötigt. Diese Zahlen sind jedoch, insbesondere für den Obersee, im Zuge einer regelmäßigen Bestandserfassung im Hinblick auf einen vertretbaren Arbeitsaufwand und die verursachte fischereiliche Sterblichkeit nicht umsetzbar. Für pelagische Netze werden in der CEN-Norm, wie bereits beschrieben, keine exakten Angaben zur Anzahl der einzusetzenden Netze gemacht. Auch für Bereiche die tiefer als 75 m sind werden in der CEN-Norm keine Vorgaben hinsichtlich Tiefenzonen oder Anzahl benthischer Netze gemacht. Mit einer Maximaltiefe von 254 m ist der Obersee jedoch deutlich tiefer und eine möglichst gute Erfassung der Fischbestände wird auch hier angestrebt.

Bei der Befischung 2019 wurden im Obersee insgesamt 408 Netze gestellt. Davon entfielen 310 Netze auf das Benthal und 98 auf das Pelagial. Im Untersee wurden aufgrund der geringeren Fläche und Tiefe insgesamt 99 Netze gestellt. Diese unterteilten sich in 76 benthische und 23 pelagische Netze. Die Aufteilung der Netze in CEN- und MOD-Netze sowie ihre Anzahl innerhalb der einzelnen Tiefenschichten, auch größer 75 m, ist in Tabelle 6 dargestellt. Die geografischen Netzpositionen im Ober- und Untersee sind in Abbildung 1 dargestellt.

Für eine spätere habitatspezifische Auswertung der Netzfänge wurden bei 109 benthischen Netzen im Obersee und bei 35 Netzen im Untersee die kleinräumigen Habitate dokumentiert, in welchen sich das Netz befand. Dabei wurde zwischen folgenden Habitaten unterschieden: "Abbruch", "Feinsediment", "Kies", "Makrophyten", "Mauer" und "Zulauf". Der Tiefenbereich, über welchen sich diese Netze erstreckten, reichte von 0 - 35 m.

Tabelle 6 Netzzahlen für den Ober- und Untersee. Die Netze sind getrennt nach Tiefenstrata, Gewässerzone (benthisch oder pelagisch) und Netztyp (CEN oder MOD) dargestellt.

		Obe	rsee		Untersee			
	Benthal		Pelagial		Benthal		Pelagial	
Tiefe [m]	CEN	MOD	CEN	MOD	CEN	MOD	CEN	MOD
0-3	9	30	-	-	3	10	-	-
3-6	11	30	-	-	4	10	-	-
0-6	-	-	-	12	-	-	-	4
6-12	12	30	2	12	4	10	3	4
12-20	11	30	12	12	3	10	4	4
20-35	10	30	12	12	3	10	2	2
35-50	8	30	-	12	3	6	-	-
50-75	9	12	-	12	-	-	-	-
75-100	11	13	-	-	-	-	-	-
100-150	-	9	-	-	-	-	-	-
150-200	1	8	-	-	-	-	-	-
200-250	1	5	-	-	-	-	-	-
Summe	83	227	26	72	20	56	9	14
Gesamt		4()8			9	9	

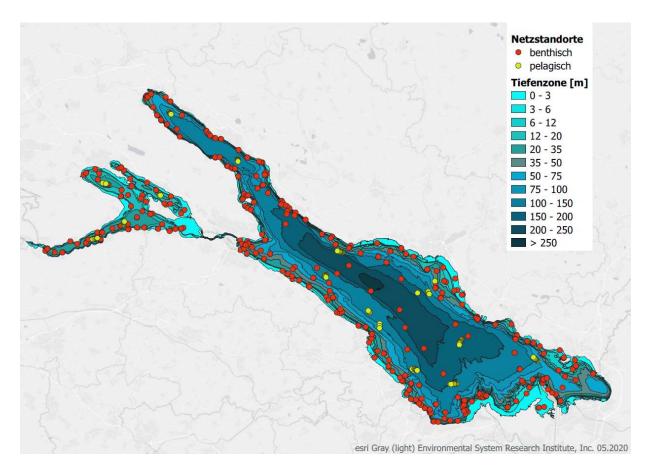


Abbildung 1 Standorte der Multimaschennetze in Ober- und Untersee 2019.

3.2.2 Vertikalnetz-Methode

Auch bei den Vertikalnetzen handelt es sich um einen Multi-Maschen-Netztyp zur Erfassung von Fischbeständen in Seen. Im Gegensatz zur CEN-Methode werden bei der Vertikal-Methode die Netze nicht zufällig im See verteilt. Fische verteilen sich nicht zufällig im Gewässer, sondern bevorzugen bestimmte Habitate oder Tiefen. Je nach Fischart unterscheiden sich diese präferierten Habitate (Kottelat & Freyhof 2007). Bei der Vertikalnetz-Methode wird dieses Verhalten genutzt und die zuvor identifizierten Habitate gezielt befischt (Degiorgi 1994). Eine Kartierung der vorhandenen Habitate ist somit Grundvoraussetzung für die Anwendung der Vertikalnetze, insbesondere für die ufernah in < 5m eingesetzten Netze. Für die pelagialen Habitate wird der See in einem ersten Schritt in Tiefenkompartimente eingeteilt, was keinen zusätzlichen Kartierungsaufwand bedarf (Tabelle 7). Da 2019 bereits eine große Anzahl benthischer CENund MOD-Netze gestellt wurde, wurde hier auf zusätzliche benthische Netze der Vertikal-Methode (Wassertiefe <5 m) verzichtet und der Fokus auf die Eignung der uferfernen Vertikalnetze zur Erfassung der Fischbestände im Pelagial gerichtet. In den nachfolgenden Auswertungen werden Vertikalnetze dennoch in einen benthischen und einen pelagischen Bereich (1,5 m Netzhöhe vom Gewässergrund) aufgeteilt und der durch die benthische Fischgemeinschaft geprägte Abschnitt zur Bewertung des Pelagials herausgerechnet. Die Befischung mit Vertikalnetzen erfolgte ausschließlich im Obersee.

Tabelle 7 Tiefenbereiche, die bei der Planung des Befischungsaufwands unterschieden werden. Jeder Tiefenbereich wird mindestens drei Mal mit einem Vertikalnetzsatz befischt. Cmax = Pelagial tief, Cmed = Pelagial mittel, Cmin = Pelagial flach, Tsup = Sublitoral tief und Tinf = Sublitoral flach.

Habitat	Tiefe	Tiefe im Obersee [m]	Anzahl der Netze
Sublitoral Tinf	0-5 m	<5	6
Sublitoral Tsup	5-20 m	5-20	3
Pelagisch Cmin	20 m-60 % Cmax	20-150	15
Pelagisch Cmed	60 % Cmax-80 % Cmax	150-200	3
Pelagisch Cmax	80 % Cmax-Cmax	200-251	3

Aufbau der Netze

2019 kamen zwei unterschiedliche Netzvarianten zum Einsatz. Im flachen Litoral, in Bereichen mit einer Wassertiefe von weniger als 5 m, wurden die gleichen Netze wie schon 2014 eingesetzt. Diese unterschieden sich von den neuen, 2019 verwendeten Netzen hinsichtlich der Maschenweiten und deren Flächenanteile (Tabelle 8). Allgemein setzen sich die Netze eines Standortes aus sechs (Benthal und Pelagial >5 m Tiefe) bzw. sieben (Litoral <5 m Tiefe) einzelnen Netzrollen, die als Netzgruppe gestellt wurden, zusammen. Jede dieser Netzrollen besitzt eine oder mehrere spezifische Maschenweiten und deckt die gesamten Wassertiefen ab. Dadurch können an jedem Standort Fische aller Größenklassen und in jeder Tiefenstufe gefangen werden. Bezüglich des Netzfadens wurden dieselben Vorgaben wie für die CEN-Netze angewandt.

Tabelle 8 Maschenweiten und Netzbreite der Vertikalnetze.

	Litoral (<5	m)	Benthal und Pelagial (>5m)			
Netz-Nr.	Maschenweite [mm]	Breite [m]	Maschenweite [mm]	Breite [m]		
1	10	2	2,25; 10; 8	0,5; 1; 0,5		
2	15	2	12,5; 15,5	1; 1		
3	20	2	19,5; 24	1; 1		
4	30	2	29; 35	1; 1		
5	40	2	43	2		
6	50	2	55	2		
7	60	2				

Befischungsaufwand und geografische Verteilung

Die Vertikalnetze wurden an 30 Standorten im Obersee gestellt (Abbildung 2). Die befischten Stellen verteilten sich über die gesamte Seefläche. Nur am Ostufer des Überlinger Beckens konnten 2019 wegen Windes keine Netze gestellt werden. Die Stelltiefen der Vertikalnetze wurden in zehn Tiefenbereiche unterteilt (Tabelle 9). Im Gegensatz zu den CEN-Netzen, die nur für eine Nacht im See verblieben, wurden die Vertikalnetze für 20 bis 24 Stunden ausgelegt. Neben den Stellzeiten wurden beim Heben der Netze die exakte Fangtiefe eines jeden Individuums auf einen Meter genau angegeben.

Durch die Einteilung der Vertikalnetze in einzelne Tiefenzonen lässt sich mit einer vergleichsweise geringen Netzzahl eine große Probenanzahl generieren. Dabei wird aufgrund der geringen Netzbreite jedoch nur eine geringe Fläche in den jeweiligen Tiefenzonen befischt. Aus der Einteilung der Netze in die bisher verwendeten Tiefenzonen ergeben sich für anschließende Vergleiche mit CEN- und MOD-Netzen folgende Proben- bzw. Netzzahlen für die einzelnen Tiefenschichten.

Tabelle 9 Probenzahl der Vertikalnetze in den einzelnen Tiefenstufen der benthischen und pelagischen Abschnitte.

Tiefe [m]	Anzahl der benthischen Netze	Anzahl der pelagischen Netze
0-3	-	-
0-6	-	24
3-6	6	-
6-12	2	24
12-20	1	22
20-35	2	21
35-50	4	19
50-75	2	15
75-100	4	13
100-150	4	9
150-200	2	5
200-250	3	3
Gesamt	30	155

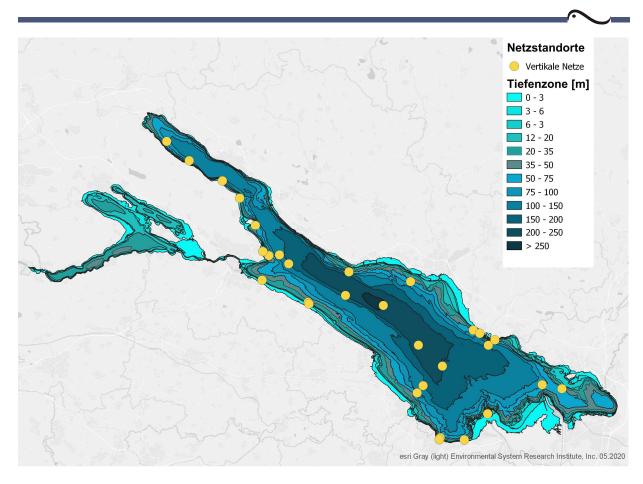


Abbildung 2 Standorte der Vertikalnetze im Obersee 2019.

4 Befischungsergebnisse 2019

4.1 Obersee

4.1.1 Elektrobefischungen

4.1.1.1 Zusammensetzung des Fangs im Obersee

Insgesamt wurden bei den Elektrobefischungen im Obersee tagsüber 5.182 Individuen aus 23 Fischarten nachgewiesen (Tabelle 10). Neben den Fischen wurden fünf Kamberkrebse gefangen. Der Ukelei dominierte die Artgemeinschaft mit 2.507 Individuen. Hasel (702 Individuen), Döbel (647 Individuen), Barsch (365 Individuen), Rotauge (281 Individuen) und Schmerle (223 Individuen) waren als typische Fischarten des Litorals ebenfalls häufig anzutreffen. Vom Wels wurde mit 51 Exemplaren eine vergleichsweise hohe Anzahl nachgewiesen.

Tabelle 10 Anzahl der Befischungsstrecken und Abundanz der effektiv gefangenen Individuen.

Art	Auslauf N=1	Block N=5	Hafen N=8	Kies N=16	Mauer N=7	Mix N=3	Schilf N=10	Zulauf N=12	Gesamt
Aal		3	4	9	4			5	25
Barbe				3	4			6	13
Barsch	33	23	27	49	15	37	86	95	365
Bitterling								1	1
Brachse		106	19	40			1		166
Döbel		3	1	15			154	474	647
Giebel							1	9	10
Groppe		1		2	2				5
Gründling				1				6	7
Hasel		44	9	261	33	12	8	335	702
Hecht			2				5	4	11
Karausche								2	2
Karpfen	1						5	3	9
Kaulbarsch			1						1
Rotauge			69	57	1		151	3	281
Rotfeder			2	35	2			18	57
Schleie	3	1	3	2		1	2	74	86
Schmerle		12	2	148	14	4	2	41	223
Sonnenbarsch		3						2	5
Stichling								4	4
Quappe			2	1				1	4
Ukelei	1	229	1035	594	291		10	347	2.507
Wels		6	1	11	3		2	28	51
Gesamt	38	431	1.177	1.228	369	54	427	1.458	5.182

Der Vergleich der Tag-Nacht-Befischungen zeigte, dass tagsüber knapp 40 % mehr Individuen nachgewiesen wurden. Die gefangene Abundanz belief sich bei Tag auf insgesamt 755 Individuen und bei Nacht 474 Individuen (Tabelle 11). Die Anzahl der nachgewiesenen Arten verteilte sich auf 12 bei Tag und 15 bei Nacht. Insgesamt wurden 17 Arten dokumentiert. Barbe, Brachse, Giebel, Groppe und Rotfeder wurden an diesen Befischungspunkten ausschließlich nachts dokumentiert, während Aal und Sonnenbarsch nur tagsüber gefangen wurden. Von den ausschließlich nachts gefangenen Arten konnten jedoch alle Arten im Zuge der gesamten Elektrobefischungen auch tagsüber nachgewiesen werden. Im Zusammenhang mit den generell niedrigeren Fängen bei Nacht ergibt sich daraus kein deutlicher Informationszugewinn durch die Nachtbefischungen am Bodensee.

Tabelle 11 Gegenüberstellung der gefangenen Individuen im Zuge der Tag- und Nachtbefischungen.

Art	Nacht	Tag	Gesamt
Aal		2	2
Barbe	2		2
Barsch	171	130	301
Brachse	1		1
Döbel	7	12	19
Giebel	20		2
Groppe	1		1
Hasel	89	75	164
Hecht	7	3	10
Karpfen	11	5	16
Rotauge	12	141	153
Rotfeder	20		20
Schleie	1	4	5
Schmerle	13	17	30
Sonnenbarsch		1	1
Ukelei	116	360	476
Wels	3	5	8
Gesamt	474	755	1.229

4.1.1.2 Unterschiede zwischen den Habitaten

Für den Vergleich der Fischgemeinschaften der verschiedenen Habitate wurden ausschließlich Tagbefischungen herangezogen. Von den acht untersuchten Habitaten wurde im Habitat "Zulauf" nicht nur die höchste absolute Artenzahl (20 Arten), sondern auch der höchste Median (6,5 Arten) der Artenzahl festgestellt. Der Median der anderen Habitate reichte von mindestens zwei Arten bis zu maximal 4 Arten (Tabelle 12). Erstaunlicherweise zählten die eher strukturarmen Habitate "Kies" (15 Arten) und "Hafen" (14 Arten) zu den Standorten mit der zweithöchsten Artenzahl. Die strukturreichen Habitate "Schilf" (12 Arten) und "Block" (11 Arten) wiesen dennoch eine vergleichsweise hohe Artenvielfalt auf. Am Habitat "Mauer" wurden immerhin 10 Arten dokumentiert. Die geringste Artenvielfalt wurde an der "Mix"-Strecke und dem Auslauf mit jeweils vier Arten nachgewiesen (Tabelle 12). Der Nachweis der gefangenen Arten in den einzelnen Habitaten ist in Tabelle 10 dargestellt. Zu den Arten, die in nur einem der Seehabitate (Block, Hafen, Kies, Mauer, Mix und Schilf) nachgewiesen wurden, zählen Kaulbarsch, Karpfen und Groppe. Bitterling, Stichling und Karausche wurden einzig im Habitat "Zulauf" gefangen.

Tabelle 12 Probenanzahl, absolute Artnachweise sowie Median und Durchschnitt der Artnachweise in den jeweiligen Habitaten des Obersees.

	Auslauf	Block	Hafen	Kies	Mauer	Mix	Schilf	Zulauf
Probenzahl	1	5	8	16	7	3	10	12
Artanzahl	4	11	14	15	10	4	12	20
Artanzahl Median	4,0	3,0	3,0	4,0	4,0	2,0	3,0	6,5
Artanzahl								
Mittelwert	4,0	4,2	3,4	4,5	3,7	2,3	3,3	6,3
Artanzahl max.	4	1	2	1	2	2	1	1
Artanzahl min.	4	8	6	8	5	3	6	10

Beim Vergleich der Fischdichte anhand des CPUE (Ind./100 m Befischungsstrecke) wurde im Habitat "Hafen" die höchste Fischdichte (N = 380) nachgewiesen. Der Ukelei prägte den Fang hier mit 95 %. Nach dem Habitat "Hafen" besaßen die Habitate "Zulauf" und "Block" die zweit- und dritthöchste Individuendichte. Danach folgten in absteigender Reihenfolge "Kies", "Mauer", "Schilf", "Auslauf" und "Mix" (Tabelle 13). Unter Berücksichtigung der Befischungsstrecken war der Ukelei die häufigste Fischart (491 Ind./100 m) bei den Elektrobefischungen. Anschließend folgten Barsch (64 Ind./100 m), Döbel (56 Ind./100 m), Hasel (52 Ind./100 m) und Brachse (23 Ind./100 m). Die Fischdichte der Arten in den einzelnen Habitattypen ist in Tabelle 13 dargestellt.

Tabelle 13 Durchschnittlich in den Habitaten nachgewiesene Individuen (CPUE) nach Arten gelistet.

Art	Auslauf	Block	Hafen	Kies	Mauer	Mix	Schilf	Zulauf
Aal	0,00	0,47	0,74	0,42	0,92	0,00	0,00	0,38
Barbe	0,00	0,00	0,00	0,14	0,55	0,00	0,00	0,43
Barsch	19,30	3,80	4,22	2,52	2,63	12,32	7,77	7,04
Bitterling	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08
Brachse	0,00	19,27	1,41	2,16	0,00	0,00	0,14	0,00
Döbel	0,00	0,44	0,20	0,52	0,00	0,00	11,94	39,42
Giebel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,71
Groppe	0,00	0,27	0,00	0,11	0,40	0,00	0,00	0,00
Gründling	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,50
Hasel	0,00	7,10	0,93	11,91	4,59	3,33	0,71	21,20
Hecht	0,00	0,00	0,29	0,00	0,00	0,00	0,51	0,26
Karausche	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17
Karpfen	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,46	0,25
Kaulbarsch	0,00	0,00	0,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Rotauge	0,00	0,00	5,10	2,67	0,11	0,00	11,95	0,21
Rotfeder	0,00	0,00	0,15	1,94	0,26	0,00	0,00	1,00
Schleie	1,75	0,16	0,40	0,10	0,00	0,21	0,21	5,04
Schmerle	0,00	2,88	0,19	7,84	1,65	1,89	0,15	2,75
Sonnenbarsch	0,00	0,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10
Stichling	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Trüsche	0,00	0,00	0,30	0,05	0,00	0,00	0,00	0,08
Ukelei	0,58	36,17	315,09	33,57	32,09	0,00	0,75	25,70
Wels	0,00	0,91	0,27	0,56	0,56	0,00	0,16	1,97
Gesamt	22,22	71,92	329,56	64,54	43,77	17,75	34,90	107,54

Für einen Vergleich der Artzusammensetzung der Habitattypen wurde zunächst der CPUE (Ind./100 m) berechnet und mit der Quadratwurzel transformiert. Anschließend wurde eine Bray-Curtis-Ähnlichkeitsmatrix erstellt und ein Dummy (Wert = 1) hinzugefügt. Auf dieser Grundlage wurde zur Visualisierung der Ähnlichkeiten der Proben aus den verschiedenen Habitattypen eine nMDS-Grafik (nonmetric multidimensional scaling) erstellt (PRIMER® 7, PRIMER-E Ltd, Ivybridge). Die räumliche Distanz der einzelnen Proben zueinander entspricht dabei der Ähnlichkeit der Proben (Clarke & Warwick 2001). Die Überprüfung der Fischartenzusammensetzung der Habitate auf signifikante Unterschiede erfolgte mittels einer ANOSIM Analyse unter Verwendung von 999 Permutationen (PRIMER® 7, PRIMER-E Ltd, lvybridge). ANOSIM vergleicht die mittleren Rangähnlichkeiten innerhalb der Habitate mit denen zwischen den Habitaten. Dabei wird zunächst eine Teststatistik ermittelt (Sample statistic (R)), die grundsätzlich auf Unterschiede zwischen den Habitaten hinweist. Sie kann zwischen null und eins liegen und muss immer im Zusammenhang mit den zugehörigen p-Werten der Irrtumswahrscheinlichkeit betrachtet werden. Ein R-Wert der Teststatistik von eins bedeutet, dass sich die Artgemeinschaften der Habitate deutlich unterscheiden, während bei einem Wert von 0 keine Unterschiede zwischen den Habitaten vorliegen. Anschließend erfolgt ein paarweiser Vergleich der Habitate. Dabei sind die einzelnen Habitate bei R-Werten größer 0,75 klar zu unterscheiden. R-Werte um 0,5 deuten auf eine gute Unterscheidbarkeit hin und R-Werte kleiner 0,25 zeigen, dass sich die unterschiedlichen Habitate kaum noch aufgrund ihrer Artzusammensetzung unterscheiden lassen (Clarke & Warwick 2001).

Aufgrund des vergleichsweise hohen 2D Stress Wertes (Stress Werte ab 0,25 bewirken eine unzureichend genaue Darstellung der Ergebnisse) der nMDS Analyse sollten die Ergebnisse mit Vorsicht und nur in Verbindung mit den Ergebnissen der ANOSIM Analyse betrachtet werden. Im Allgemeinen sind in der nMDS Grafik kaum eindeutige Abgrenzungen zwischen Fischgemeinschaften der Habitattypen erkennbar (Abbildung 3). Dies deckt sich mit den Ergebnissen der ANOSIM Analyse, welche auf eine sehr geringe Unterscheidbarkeit der Habitattypen anhand der Fischgemeinschaft hinweist (Sample statistic (R): 0,123; p = 0,011; R-Werte > 0,25 bedeuten eine gute Unterscheidbarkeit der Proben). Eine deutliche Abgrenzung ist in der nMDS Analyse zwischen den Schilf- und Kiesproben zu erkennen. Die ANOSIM Analyse bestätigt dies mit einem R-Wert von 0,382 (Tabelle 14). Weitere Habitate, die sich gut unterscheiden lassen sind "Schilf" und "Zulauf" sowie "Kies" und "Zulauf". Alle übrigen direkten Vergleiche der Habitattypen zeigen maximal sehr geringe Unterschiede zwischen den Fischgemeinschaften. Dieses Ergebnis steht im Gegensatz zu den Ergebnissen aus dem "Projet Lac", die auf Daten aus einer viel größeren Anzahl Seen und Befischungen beruht (Alexander & Seehausen 2021).

Tabelle 14 R Statistik der ANOSIM-Analyse der bei der Elektrobefischung untersuchten Habitate des Obersees, wobei die Werte > 0,75 klare Unterschiede, ≈ 0,5 gute Unterschiede und < 0,25 geringe Unterschiede beschreiben. Gut zu unterscheidende Habitate sind grün hinterlegt. Signifikante Unterschiede sind mit einem * gekennzeichnet.

	Block	Hafen	Kies	Mauer	Mix	Schilf	Zulauf
Hafen	0,02						
Kies	0,01	0,279*					
Mauer	-0,134	-0,064	0,094				
Mix	0,077	-0,309	-0,001	-0,222			
Schilf	<mark>0,28*</mark>	0,02	<mark>0,382</mark> *	0,123	-0,14		
Zulauf	0,076	0,138	0,157*	0,07	-0,1	0,273*	
Auslauf	-0,24	-0,348	0,352	-0,102	-0,333	-0,138	-0,255

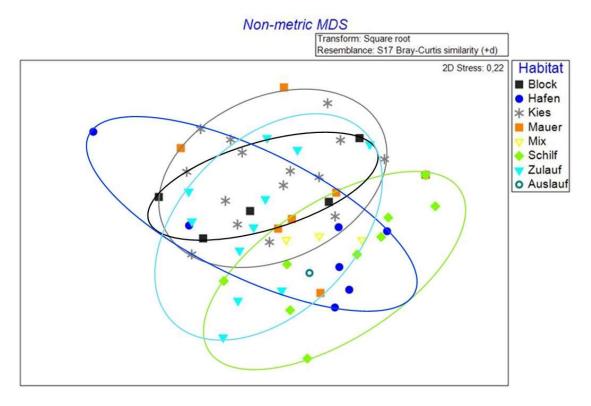


Abbildung 3 Grafik der nMDS Analyse der Habitattypen im Obersee. Ellipsen verdeutlichen die Streuungsbereiche von Habitaten, welche eine Unterscheidbarkeit in den paarweisen Vergleichen der ANOSIM aufweisen.

4.1.2 Netzbefischungen

4.1.2.1 Befischung nach Wasserrahmenrichtlinie mittels der CEN- und MOD-Netze

4.1.2.1.1 Zusammensetzung des Fangs

Nachfolgend sind CEN- und MOD-Netze kombiniert dargestellt. Eine Gegenüberstellung der verschiedenen Netztypen ist Kapitel 4.1.3 zu entnehmen. Insgesamt wurden im Obersee 408 Netze gestellt. Mit diesen gelang der Nachweis von 9.212 Individuen und mindestens 25 Fischarten (Tabelle 15). Davon zählten fünf zu den gebietsfremden Arten (Stichling, Kaulbarsch, Zander, Sonnenbarsch und Blaubandbärbling). Aufgrund von morphologischen Merkmalen einzelner Individuen konnten die drei im Bodensee beheimateten Felchenarten Blaufelchen, Sandfelchen und Gangfisch vermutlich nachgewiesen werden. Da eine zweifelsfreie Bestimmung dieser Arten im Feld jedoch nicht bei jedem Individuum möglich ist, werden alle Individuen der Gattung Coregonus hier unter dem Begriff "Felchen" zusammengefasst. Wie bereits bei der Projet Lac Befischung im Jahr 2014 konnten 2019 erfreulicherweise erneut Tiefseesaiblinge im Obersee nachgewiesen werden. Diese Tiere sind anhand äußerer Merkmale klar von der Normalform des Seesaiblings zu unterscheiden. Eine derzeit laufende Arbeit der FFS untersucht die Biologie und den Art-Status dieser beiden Formen und evaluiert, inwieweit die bisher gebräuchlichen lateinischen Bezeichnungen (Tiefseesaibling Salvelinus profundus, Normalsaibling Salvelinus umbla) heute noch Bestand haben. Neben Fischen wurden in den Netzen zudem acht invasive Kamberkrebse dokumentiert.



Tabelle 15 Artenliste und Abundanz in absoluten Zahlen der in den CEN- und MOD-Netzen nachgewiesenen Fischarten.

Art	Wissenschaftl. Name	Abundanz	Status
Barsch	Perca fluviatilis	6.272	einheimisch
Stichling	Gasterosteus aculeatus	846	gebietsfremd
Kaulbarsch	Gymnocephalus cerna	573	gebietsfremd
Rotauge	Rutilus rutilus	520	einheimisch
Ukelei	Alburnus alburnus	223	einheimisch
Felchen unbestimmt	Coregonus spp.	164	einheimisch
Güster	Blicca bjoerkna	134	einheimisch
Brachse	Abramis brama	94	einheimisch
Döbel	Squalius cephalus	68	einheimisch
Hasel	Leuciscus leuciscus	61	einheimisch
Rotfeder	Scardinius erythrophthalmus	61	einheimisch
Zander	Sander lucioperca	43	gebietsfremd
Schmerle	Barbatula barbatula	40	einheimisch
Hecht	Esox lucius	21	einheimisch
Quappe	Lota lota	20	einheimisch
Seesaibling	Salvelinus umbla	18	einheimisch
Schleie	Tinca tinca	12	einheimisch
Wels	Silurus glanis	11	einheimisch
Tiefseesaibling	Salvelinus profundus	9	einheimisch
Giebel	Carassius gibelio	7	einheimisch
Karpfen	Cyprinus carpio	6	einheimisch
Groppe	Cottus gobio	4	einheimisch
Sonnenbarsch	Lepomis gibbosus	3	gebietsfremd
Blaubandbärbling	Pseudorasbora parva	1	gebietsfremd
Seeforelle	Salmo trutta (Seeform)	1	einheimisch

Mit 6.272 Individuen waren die Flussbarsche mit Abstand die häufigste Fischart in den CEN- und MOD-Netzen (Abbildung 4). Die zweit- und dritthäufigsten Arten waren mit 846 und 573 Individuen die gebietsfremden Stichlinge und Kaulbarsche. Danach folgten Rotauge (N = 520) und Ukelei (N = 223). Die für große Voralpenseen typischen Felchen lagen mit 164 Individuen nur auf dem sechsten Rang der Fangzahlen. Weitere für den Bodensee typische Salmonidenarten wurden ebenfalls eher vereinzelt nachgewiesen. Dazu zählten neben der Seeforelle (N = 1) die beiden im Bodensee beheimateten Saiblinge Salvelinus umbla (N = 18) und Salvelinus profundus (N = 9).

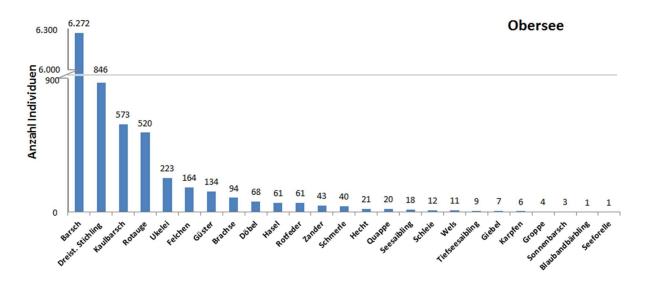


Abbildung 4 Abundanz der im Obersee gefangenen Arten (Netzzahl: CEN N = 109 und MOD N = 399); beachte Y-Achsenunterbrechung.

4.1.2.1.2 Gefangene Biomasse

Insgesamt wurden während der Befischung im Obersee 305,5 kg Fisch gefangen. Mit etwa einem Drittel der gesamten gefangenen Biomasse (108 kg) stellten die Flussbarsche, wie schon bei der Individuenzahl, den Hauptanteil des Fangs dar. Der zweitgrößte Masseanteil fiel auf das Rotauge (36,8 kg). Trotz der vergleichsweise niedrigen Individuenanzahl der Felchen machten diese mit 32,6 kg immerhin noch den drittgrößten Biomasseanteil aus. Weitere Arten, die einen vergleichsweise großen Teil zur Gesamtbiomasse beitrugen, waren Döbel (26,6 kg), Zander (18,8 kg), Güster (17,1 kg), Hecht (16,3 kg) und Kaulbarsch (13,7 kg). Die Biomasse der verbleibenden 18 Arten belief sich auf insgesamt 35,9 kg, wobei die Gesamtmasse einer einzelnen Art lediglich bei der Brachse bei über 5 kg lag (Abbildung 5).

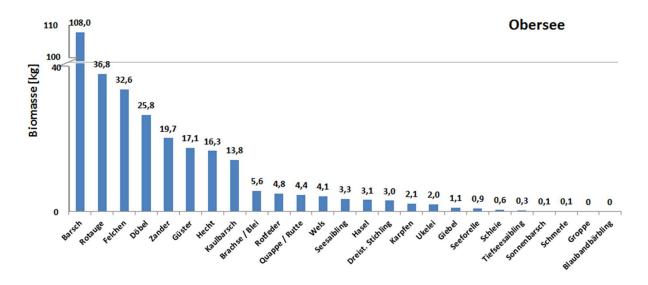


Abbildung 5 Biomasse der gefangenen Fische im Obersee nach Arten (Netzzahl: CEN N = 109 und MOD N = 399); beachte Y-Achsenunterbrechung.

4.1.2.1.3 Fangzusammensetzung in Benthal und Pelagial

Von den 9.212 im Obersee nachgewiesenen Fischen wurde mit 8.628 Individuen der Hauptanteil im Benthal gefangen. Im Pelagial wurden 584 Individuen gefangen. Die benthischen Netze besaßen mit 24 Arten auch eine deutlich größere Artenvielfalt im Vergleich zu acht Arten im Pelagial. Da das Benthal schon allein aufgrund der strukturellen Diversität eine höhere Habitatvielfalt bietet und damit auch die Grundlage für eine höhere Biodiversität und Produktivität schafft, ist diese Artverteilung nicht ungewöhnlich. Ein direkter Vergleich der absoluten Individuen- und Artenzahl ist an dieser Stelle aufgrund des unterschiedlichen Probenumfangs (benthische Netze N = 310 und pelagische Netze N = 98) jedoch nur eingeschränkt möglich. Mit einer Zunahme des Probenumfangs steigt nicht nur die Anzahl gefangener Individuen, sondern gleichzeitig die Wahrscheinlichkeit für den Nachweis zusätzlicher Arten. Dennoch lassen die Fangzahlen Rückschlüsse auf die Zusammensetzung der Fischgemeinschaften in den beiden Gewässerzonen zu.

In den benthischen Netzen waren die Flussbarsche mit 72,6 % der gefangenen Individuen die deutlich dominierende Fischart (Abbildung 6). Selbst die zweit und dritthäufigsten Arten Kaulbarsch und Rotauge wiesen im Obersee nur einen Anteil von 6,6 und 6,0 % auf. Der Anteil des gebietsfremden Stichlings betrug im Benthal immerhin 4,3 % des Gesamtfangs. Weitere Arten mit einem Anteil von mehr als einem Prozent des Gesamtfangs waren Ukelei (2,4 %) und Güster (1,6 %). Die weiteren 19 Arten, die im Benthal nachgewiesen wurden, waren mit unter einem Prozent im Fang vertreten und ihr kumulativer Anteil betrug lediglich 5,3 % des Gesamtfangs.

Die Fänge des Pelagials wurden mit 80,6 % eindeutig durch den Stichling dominiert. Auch wenn die Felchen mit nur 14,7 % zum Gesamtfang des Pelagials beitrugen, waren sie hier dennoch die zweithäufigste Art. Der Ukelei war die einzige weitere Art, die mit mehr als einem Prozent zum Gesamtfang beitrug (3,1 %). Der Anteil der verbleibenden fünf Arten des Pelagials betrug insgesamt nur 1,5 % des Gesamtfangs (Abbildung 6). Zu diesen Arten zählten Barsch, Seesaibling, Rotauge, Seeforelle und Tiefseesaibling, wobei die letzten drei Arten mit nur jeweils einem Individuum nachgewiesen wurden.

Auch die Betrachtung der Biomasse verdeutlicht, dass in der benthischen Gewässerzone deutlich mehr gefangen wurde. Dort betrug die Fischbiomasse 284,1 kg Fisch, wohingegen im Pelagial nur 21,6 kg Fisch gefangen wurde. Diese Werte stellen allerdings die reinen Fangzahlen dar und können, wie bereits bei der Abundanz, aufgrund des unterschiedlichen Befischungsaufwands nicht ohne weiteres miteinander verglichen werden. Im Gegensatz zur deutlichen Dominanz der Individuenzahlen einzelner Arten in den Netzfängen, wies die Verteilung der Biomasse in den benthischen Netzen ein homogeneres Bild auf. Hier lag der relative Anteil der Flussbarschbiomasse bei nur 38 %. Der Kaulbarsch als zweithäufigste Art besaß nur einen Biomasseanteil von 4,8 % und wurde somit durch Rotauge (12,9 %), Döbel (9,1 %), Zander (6,9 %), Güster (6,0 %) und Hecht (5,7 %) abgelöst. Die Felchen, deren Individuenanteil im Benthal bei 0,9 % lag, trugen mit 5,0 % zur gesamten Biomasse bei. Der Masseanteil aller weiteren im Benthal nachgewiesenen Arten lag jeweils bei unter zwei Prozent. Kumulativ trug ihr Anteil mit 11,6 % zum benthischen Gesamtfang bei.

Im Pelagial hingegen wiesen, wie schon bei der Abundanz, auch die artspezifischen Anteile der Biomasse eine deutliche Dominanz einzelner Arten auf. Allerdings wurde hier der invasive Stichling als dominierende Art durch Felchen ersetzt. Der relative Anteil dieser beiden Arten betrug 84,9 % für die Felchen,

beziehungsweise 7,2 % für die Stichlinge. Damit machten die Stichlinge immerhin den zweitgrößten Biomasseanteil in den Fängen des Pelagials aus. Weitere Arten, die einen Anteil von über einem Prozent der pelagischen Fangmasse darstellten, waren Seeforelle (4,3 %), Seesaibling (1,7 %) und Ukelei (1,4 %). Der Anteil der verbleibenden Arten Flussbarsch, Rotauge und Tiefseesaibling war selbst kumulativ mit 0,5 % sehr gering.

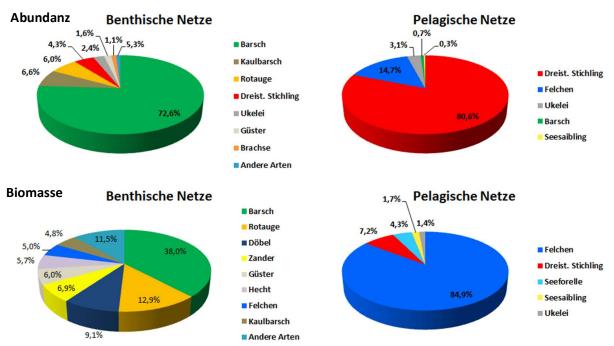


Abbildung 6 Relative Anteile der in den Netzfängen vertretenen Arten des Obersees. Die Gewässerzonen sind getrennt dargestellt.

4.1.2.1.4 Variabilität der Netzfänge innerhalb der Tiefenstrata

Um alle Daten der beiden Netztypen für die Auswertung heranziehen zu können, wurden die Fangdaten standardisiert. Dafür wurde der Fang auf 100 m² Netzfläche (CPUE) umgerechnet. Die höchste Artenzahl innerhalb eines Netzes lag im Benthal bei neun und im Pelagial bei drei Arten. Die maximale Anzahl der in einem Netz gefangenen Individuen lag im Benthal bei 491 Fische/100 m² Netzfläche und im Pelagial bei 47 Fische/100 m² Netzfläche.

innerhalb Tiefenschichten lieferten unterschiedliche Netze der einzelnen teilweise sehr Fangzusammensetzungen. Dies zeigte sich bereits bei der Betrachtung der Anzahl nachgewiesener Arten und der Anzahl gefangener Individuen (Abbildung 7 und

Abbildung 8). Die Netze aus einer Tiefenschicht konnten sowohl komplett leer sein oder Massenfänge von Fischen enthalten. Eine getrennte Betrachtung der Fischgemeinschaften der einzelnen Tiefenschichten ist dennoch sinnvoll. Trotz der unterschiedlichen Fangzusammensetzung der Netze innerhalb eines Tiefenbereichs traten signifikante Unterschiede zwischen den Proben der einzelnen Tiefenstufen, sowohl hinsichtlich der Artenzahl (Kruskal-Wallis-Test Benthal: H = 159,4, p < 0,001; Pelagial H = 14,2, p = 0,006), als auch hinsichtlich der Individuendichte (Kruskal-Wallis-Test Benthal: H = 182, p < 0,001; Pelagial: H = 26,04) auf. Auch wenn nicht zwischen allen Tiefenschichten signifikante Unterschiede festgestellt



wurden, weisen die Ergebnisse auf tiefenabhängige Unterschiede in den Fischgemeinschaften hin und unterstreichen die Notwendigkeit, diese auch getrennt zu betrachten.

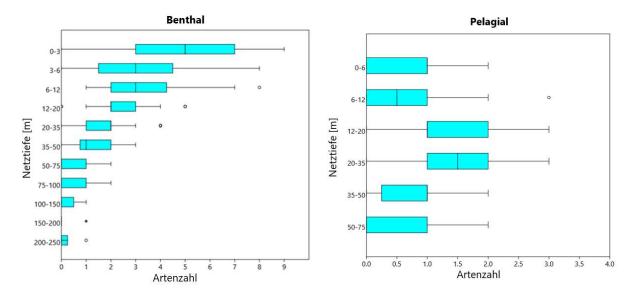


Abbildung 7 Boxplots der Artenzahlen der einzelnen Tiefenstrata im Benthal und Pelagial des Obersees. Extremwerte sind durch Kreise und Ausreißer durch Sternchen gekennzeichnet.

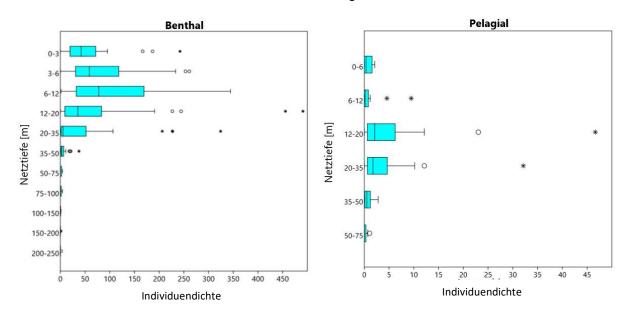


Abbildung 8 Boxplots der Individuendichte (CPUE) der einzelnen Tiefenstrata im Benthal und Pelagial des Obersees. Extremwerte sind durch Kreise und Ausreißer durch Sternchen gekennzeichnet.

4.1.2.1.5 Tiefenverteilung der Arten und ihrer Häufigkeiten im Obersee

Zur Vergleichbarkeit der Netze wurden die Fangdaten für folgende Auswertungen standardisiert, hierfür wurde der Gesamtfang eines jeden Netzes nach Arten auf Individuen pro 100 m² umgerechnet (CPUE). Da innerhalb der einzelnen Tiefenschichten unterschiedlich viele Netze gestellt wurden, wurde für den Vergleich der Individuendichte zudem die durchschnittliche Fischmenge pro Netz und Tiefenschicht

berechnet (Quotient aus der Gesamtzahl innerhalb einer Tiefenschicht gefangenen Fischmenge (CPUE) und der Netzanzahl der Tiefenstufe). Generell wurden in den benthischen Netzen deutlich höhere Fischdichten nachgewiesen. Die höchste Fischdichte des Obersees wurde in den Netzen der Tiefenstufe 6-106 Ind./100 m² Netzfläche festgestellt. durchschnittlich Vergleichsweise Individuendichten mit mehr als 40 Individuen traten in Tiefenbereichen von 0-35 m auf. Dies ist vorwiegend auf die Verteilung der häufigsten Fischart, dem Flussbarsch, zurückzuführen. Jedoch auch weitere relativ häufige Arten wie Kaulbarsch, Stichling und Rotauge bevorzugten dieselben Tiefenbereiche. Felchen und Quappen wurden vorwiegend in etwas tieferen Schichten zwischen 12 und 50 m gefangen. Vereinzelte Nachweise von Quappen gelangen sogar noch in Tiefen von bis zu 250 m. Neben Quappen und Felchen (Felchen bis zu 75 m) konnten in Tiefen >50 m Stichlinge und Kaulbarsche bis 75 m dokumentiert werden. Groppen kamen in bis zu 100 m Tiefe vor und See- und Tiefseesaiblinge in bis zu 150 m Tiefe. Generell handelte es sich in diesen Tiefen jedoch um wenige Individuen oder gar Einzelnachweise.

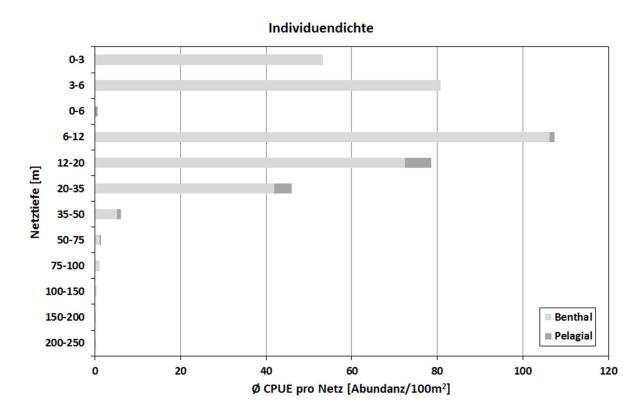


Abbildung 9 Tiefenverteilung der gefangenen Individuen im Obersee.

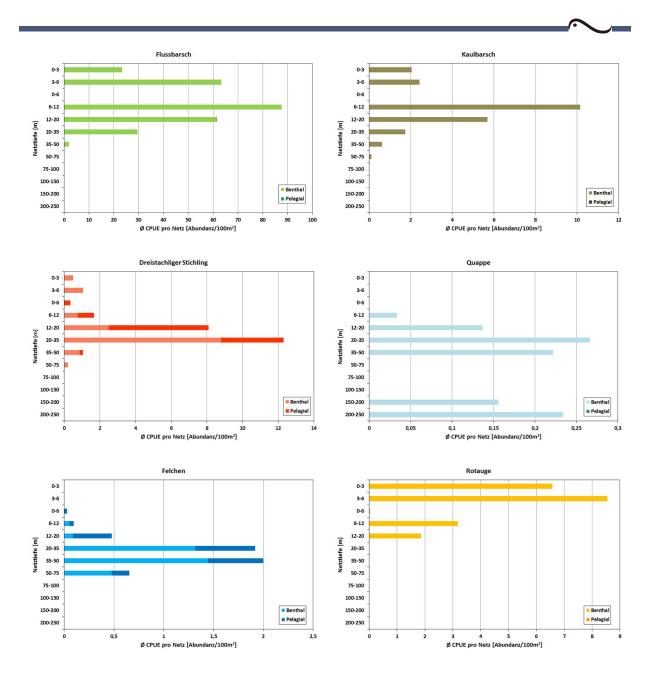


Abbildung 10 Durchschnittliche Fangzahlen pro Netz in CPUE (Abundanz/100m²) von Flussbarsch, Kaulbarsch, Stichling, Quappe, Felchen und Rotauge innerhalb der Tiefenstrata und Gewässerzonen.

4.1.2.2 Vertikalnetzbefischung

4.1.2.2.1 Zusammensetzung des Fangs

Im Zuge der Vertikalnetzbefischungen wurden 2019 insgesamt 562 Fische und 10 Arten in den 30 Netzen nachgewiesen (Tabelle 16). Von den Stichlingen wurde mit 256 Individuen die höchste Anzahl gefangen. Die zweithäufigste Art war mit 121 Individuen der Barsch. Danach folgte mit 86 Individuen der Ukelei, mit 39 Individuen das Felchen und mit 36 Individuen der Kaulbarsch. Vom Rotauge wurden 15 Individuen gefangen, während Seesaibling, Groppe, Hasel und Schleie nur sehr vereinzelt dokumentiert wurden (Abbildung 11). Eine exakte Bestimmung der Saiblinge nach See- oder Tiefseesaibling erfolgte im Zuge der

Vertikalnetzbefischungen nicht. Neben den Fischen wurde außerdem ein Kamberkrebs in den Netzen nachgewiesen.

Tabelle 16 Artenliste und Abundanz der effektiv in den Vertikalnetzen nachgewiesenen Fischarten.

Art	Wissenschaftl. Name	Abundanz	Status
Stichling	Gasterosteus aculeatus	256	gebietsfremd
Barsch	Perca fluviatilis	121	einheimisch
Ukelei	Alburnus alburnus	86	einheimisch
Felchen	Coregonus spp.	39	einheimisch
Kaulbarsch	Gymnocephalus cernua	36	gebietsfremd
Rotauge	Rutilus rutilus	15	einheimisch
Seesaibling, Art unbest.	Salvelinus sp.	3	einheimisch
Groppe	Cottus gobio	3	einheimisch
Hasel	Leuciscus leuciscus	2	einheimisch
Schleie	Tinca tinca	1	einheimisch

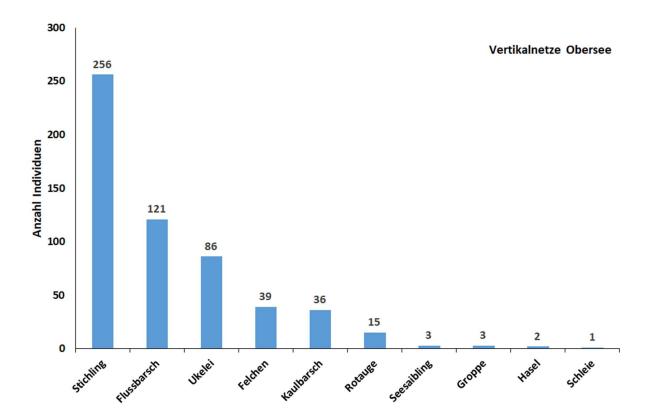


Abbildung 11 Abundanz der in den Vertikalnetzen gefangenen Arten (Netzzahl: N=30).

Die zuvor genannten Fangzahlen stellen die insgesamt in den Vertikalnetzen gefangenen Individuen dar. Die Netze besitzen jedoch einen zusätzlichen Netzabschnitt von ca. 2 m Länge, der flach auf dem Gewässergrund aufliegt. Neben dem Fang von benthischen Fischen dient dieser Netzabschnitt der zusätzlichen Fixierung des Netzes am Standort (nachfolgend als Ankernetz bezeichnet). Insgesamt wurden in diesem Netzbereich 93 Individuen gefangen. Das Artenspektrum setzte sich aus Barsch, Kaulbarsch und Stichling zusammen (Tabelle 17).

Tabelle 17 Liste der im Ankernetz der Vertikalnetze gefangenen Arten.

Art	Abundanz
Stichling	21
Kaulbarsch	35
Barsch	37

4.1.2.2.2 Gefangene Biomasse

2019 wurden 18,97 kg Fisch mit den Vertikalnetzen gefangen. Der Hauptteil entfiel dabei auf die Felchen mit 8,61 kg. Barsch (3,45 kg) und Rotauge (2,54 kg) trugen ebenfalls wesentlich zur gesamten Biomasse bei. Der Anteil aller weiteren Arten lag jeweils unter einem Kilogramm.

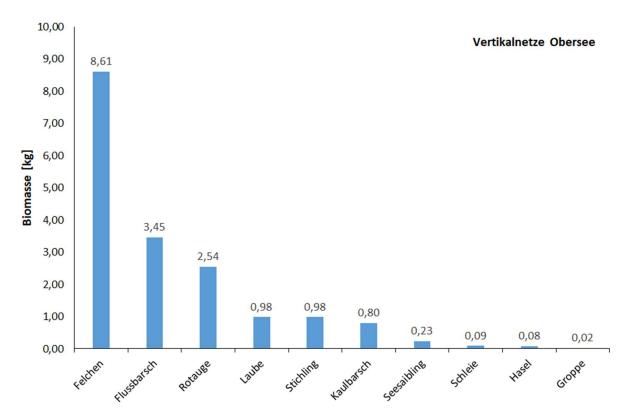


Abbildung 12 Biomasse der in den Vertikalnetzen gefangenen Fische nach Arten (Netzzahl: N=30).

4.1.2.2.3 Fangzusammensetzung in Benthal und Pelagial

Aufgrund des vergleichsweise kurzen Kontaktbereichs der Vertikalnetze mit dem Gewässergrund sind diese nicht für die Bewertung der benthischen Fischfauna vorgesehen. Als benthischer Bereich wird in dieser Studie der Netzabschnitt von 1,5 m Höhe über dem Gewässergrund festgelegt. Die in diesem Bereich gefangenen Individuen wurden dem Benthal, die übrigen dem Pelagial zugerechnet. Fische aus den auf dem Gewässergrund aufliegenden Ankernetzabschnitten wurden hier nicht miteinbezogen.

Etwa 80 % der in den Vertikalnetzen gefangenen Individuen können dem Pelagial zugerechnet werden (Tabelle 18). Zu den im Pelagial dominierenden Arten zählen Stichling, Ukelei, Barsch und Felchen. Alle weiteren Arten wurden mit weniger als 10 Individuen nachgewiesen. Im Benthal dominierte hingegen der

Barsch mit beinahe 80 %. Alle weiteren Arten wurden eher vereinzelt nachgewiesen. Selbst das Rotauge war als zweithäufigste Art mit lediglich 7 Individuen in den Fängen vertreten.

Tabelle 18 Verteilung der in den Vertikalnetzen gefangenen Arten auf die Gewässerzonen.

Art	Benthal	Pelagial	Gesamt
Stichling	5	230	235
Ukelei	0	86	86
Barsch	71	13	84
Felchen	1	38	39
Rotauge	7	8	15
Groppe	3	0	3
Seesaibling	1	2	3
Hasel	0	2	2
Kaulbarsch	1	0	1
Schleie	0	1	1
Gesamt	90	380	470

4.1.2.2.4 Tiefenverteilung der Arten und ihrer Häufigkeiten

Für eine bessere Vergleichbarkeit mit den CEN- und MOD-Netzen wurden die standardisierten Fangdaten (NPUE Individuen/100 m² und Ø pro Tiefenstufe) in dieselben Tiefenstufen eingruppiert. Außerdem erfolgte, wie bei den CEN- und MOD-Netzen, eine Unterteilung der Daten nach Gewässerzonen (Benthal und Pelagial). Der als benthischer Bereich festgelegte Bereich von 1,5 m Höhe über dem Gewässergrund entspricht der Höhe benthischer CEN- und MOD-Netze. Da der "Freiwasserbereich" der im Litoral gestellten Vertikalnetze (Stelltiefe <5 m Tiefe) nicht dem eigentlichen Pelagial zugeordnet werden kann, wurden die in diesem Bereich gefangenen Fische nicht zu den pelagischen Fangdaten gerechnet. Somit wurden nur Netze, die in einer Tiefe >10 m gesetzt wurden, berücksichtigt. Die hier nachfolgenden Gegenüberstellungen von CEN- und MOD-Netzen mit Vertikalnetzen dienen nicht zur Bewertung der beiden Befischungsmethoden. Zur Berechnung des durchschnittlichen CPUE der Abundanz wurden alle Netze aus den jeweiligen Tiefenzonen verwendet. Dadurch entstehen standortbedingte Unterschiede (z.B. aufgrund der Gewässertiefe, über welcher ein pelagisches Netz gestellt wurde), wodurch die Fangdaten nicht direkt miteinander vergleichbar sind. Es werden somit lediglich die Fangzusammensetzung der beiden Methoden und die daraus resultierenden Gesamtbilder zur Zusammensetzung der Fischgemeinschaft gegenübergestellt. Eine direkte Gegenüberstellung von pelagischen CEN, MOD und Vertikalnetzen an vergleichbaren Standorten folgt im Projektbericht.

Der durchschnittliche NPUE in den Vertikalnetzen war etwa doppelt so hoch wie in den CEN oder MOD-Netzen (Abbildung 13; Vergleiche mit Kapitel 4.1.2.1.5). Grundsätzlich war in den Vertikalnetzen die Individuendichte, wie bereits bei den CEN- und MOD-Netzen, im Benthal höher. Die Unterschiede stellten sich hier jedoch weniger deutlich dar wie in den CEN- und MOD-Netzen. Die benthischen Fänge in 0-3 m Tiefe (wobei hier nur der 1,5 m hohe benthische Netzabschnitt dargestellt ist) müssen gesondert betrachtet werden, da der hier verwendete Vertikalnetztyp von den anderen, in tieferen Bereichen gesetzten Netzen abweicht (siehe Kapitel 3.2.2). Die vertikale Verteilung der Fangzahlen in den pelagischen Netzen in den Tiefenzonen ab 0-6 m zeigt eine große Ähnlichkeit mit den CEN- und MOD-Netzen. Bei beiden Befischungsvarianten lag die größte benthische Individuendichte in 6-12 m Tiefe. Auch

in 20-35 m Tiefe war in beiden Fällen eine hohe Individuendichte vorzufinden. Die größte pelagische Individuendichte zeigte sich sowohl bei den CEN- und MOD-Netzen als auch bei den Vertikalnetzen in 12-20 m Tiefe. Der deutliche Einbruch der Fangzahlen bei den Vertikalnetzen in dieser Tiefe resultiert ausschließlich aus den fehlenden Fangzahlen im Benthal. In dieser Tiefe wurde nur ein Vertikalnetz gestellt, welches leer gehoben wurde.

Die Betrachtung der Tiefenschichten größer 50 m zeigt auch hier ähnliche Ergebnisse beider Befischungsmethoden. Allgemein ist im Pelagial die Fischdichte in so großen Tiefen sehr gering (Ausnahme z.B. Brienzersee). Dies bewirkte, dass in den Vertikalnetzen ab 50 m Tiefe keine Nachweise mehr gelangen. Trotz der etwas höheren Netzzahl der Vertikalnetze (N=15) wurden lediglich mit Hilfe der in der Tiefenstufe von 50-75 m gestellten pelagischen MOD-Netze (N=12) Fische gefangen. In tieferen Bereichen wurden keine pelagischen CEN- oder MOD-Netze gestellt. Im Benthal konnten die Vertikalnetze nur in der Tiefenstufe 100-150 m einen Nachweis (ein Saibling – Salvelinus sp.) erbringen, während CEN- und MOD-Netze bis in 250 m Tiefe vereinzelt Fische fingen (Abbildung 9). Eine Tiefenverteilung der Fänge, welche die Stelltiefe der Vertikalnetze berücksichtigt, ist in Kapitel 5.2.2.4 dargestellt.

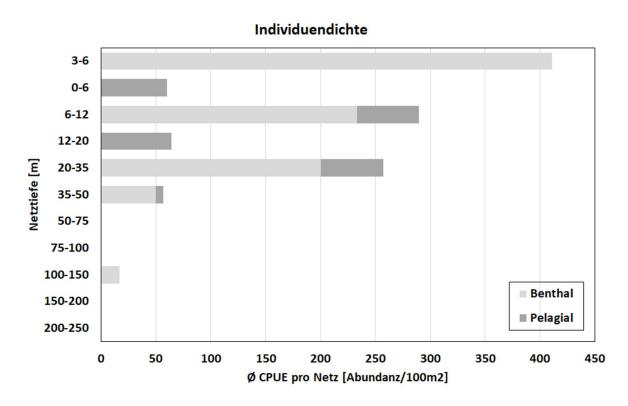


Abbildung 13 Tiefenverteilung der in den Vertikalnetzen gefangenen Individuen im Obersee.

Trotz der großen Ähnlichkeit in der vertikalen Verteilung der gesamten Individuendichte zwischen CEN-/MOD-Netzen und Vertikalnetzen sind im direkten Vergleich einzelner Arten teilweise deutliche Unterschiede erkennbar. Beim Flussbarsch ist nicht nur der Anteil benthischer Fänge in den Vertikalnetzen weniger stark ausgeprägt, auch die vertikale Verteilung unterschied sich hier deutlich. Während in den benthischen CEN- und MOD-Netzen Barsche bis in 35 m Tiefe mit sehr großen Stückzahlen nachgewiesen wurden, fehlten benthische Nachweise in den Vertikalnetzen bereits ab 12 m Tiefe (Abbildung 14; Vergleiche mit Abbildung 10). Als benthische Art wurden Kaulbarsche, wie bereits in den CEN- und MOD-Netzen, auch in den Vertikalnetzen ausschließlich in benthischen Netzen nachgewiesen. Allerdings wurden sie nur an zwei Standorten und in einer Tiefenschicht dokumentiert. Stichlinge wurden in den pelagischen Vertikalnetzen von 0-35 m Tiefe mit einer relativ hohen Abundanz gefangen. Dies entspricht in etwa den Ergebnissen der CEN- und MOD-Netze, auch wenn hier das Verhältnis der Bestandsdichten von oberflächennahen (0-12 m Tiefe) und tieferen Bereichen (12-35 m Tiefe) stärker zugunsten der tiefen Bereiche ausfiel. Diese Unterschiede liegen jedoch durchaus im Bereich von standortbedingten Bestandsschwankungen.

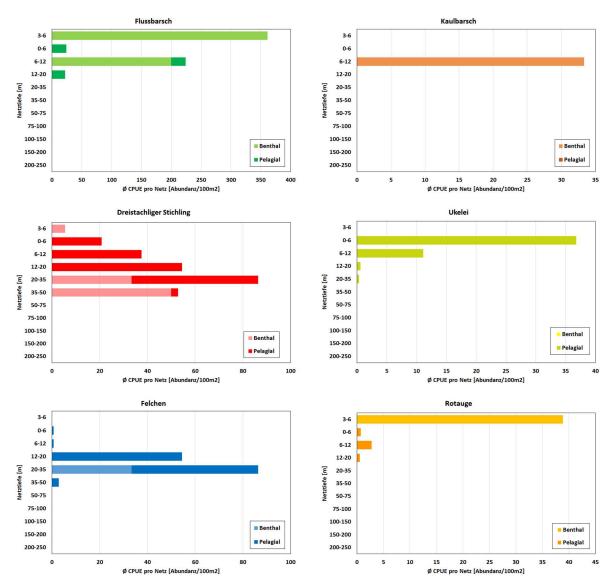


Abbildung 14 Durchschnittliche Fangzahlen pro Netz in CPUE (Abundanz/100m²) von Flussbarsch, Kaulbarsch, Stichling, Ukelei, Felchen und Rotauge innerhalb der Tiefenstrata und Gewässerzonen.



Als dritthäufigste Art in den Vertikalnetzen ist die vertikale Verteilung der Ukelei dargestellt (Abbildung 14). Als oberflächenorientierte Art wurde er erwartungsgemäß vorrangig in pelagischen Bereichen in 0-6 m Tiefe nachgewiesen. Die Verteilung der Felchen in der Wassersäule war mit beiden Befischungstechniken sehr ähnlich. Im Pelagial wurde der Hauptanteil in 20-50 m Tiefe gefangen. In den CEN- und MOD-Netzen konnte zusätzlich ein großer Anteil in den benthischen Netzen derselben Tiefenstufe gefangen werden. Beim Rotauge wurden mittels der Vertikalnetze im Benthal ausschließlich Individuen in 3-6 m Tiefe gefangen. Auch bei den CEN- und MOD-Netzen wurde der Hauptanteil der gefangenen Individuen in dieser Tiefe nachgewiesen. In den Vertikalnetzen wurden zudem Rotaugen im Pelagial in 0-20 m gefangen. Pelagische Nachweise gelangen in den CEN- und MOD-Netzen nur an der Oberfläche in 0-6 m Tiefe. Zu bemerken gilt hier: für die Vergleiche wurden die Vertikalnetzdaten in die Tiefenklassen der benthischen CEN-Netze umgerechnet. Damit ist die genauere Auflösung der Tiefenverteilung der Fischarten, die in den Vertikalnetzen gefangen wurden und in 1 m Schritten dokumentiert werden, nicht ersichtlich.

4.1.3 Gegenüberstellung der Fangdaten der Fanggeräte

Mit Hilfe der Elektrobefischungen im Obersee gelang der Nachweis von 23 Arten. Die Netzbefischungen konnten 25 Arten erfassen. Zusätzlich zu den Fischen umfassten die Fänge beider Befischungsmethoden Kamberkrebse. Zu den Arten, die ausschließlich mittels der Elektrobefischung erfasst wurden zählen Aal, Barbe, Bitterling, Karausche und Gründling. Aale lassen sich erfahrungsgemäß nur sehr schlecht mit Netzen nachweisen, da sie sich aufgrund ihrer Körperform selten in den Netzen verfangen (Holmgren 1999). Auch der fehlende Nachweis von Gründling und Barbe in den Netzen ist keineswegs ungewöhnlich, da beide Arten im Bodensee vergleichsweise selten vorkommen und sie zudem als rheophile Arten eher die Bereiche der Zuflüsse bevorzugen. Arten, die bei den Elektrobefischungen fehlten, waren Blaubandbärbling, Felchen, Güster, Seeforelle, Seesaibling, Tiefseesaibling und Zander. Da Felchen, Seeforelle, Seesaibling und Tiefseesaibling vorrangig Arten des Pelagials sind, sind die fehlenden Nachweise in den Elektrobefischungen charakteristisch für das Litoral. Auch der Zander wird bei Elektrobefischungen selten nachgewiesen, da er tiefere Gewässerbereiche präferiert. Vom Blaubandbärbling wurden als seltener Neozoon nur wenige Individuen gefangen, wodurch das Fehlen in den Elektrobefischungen erklärbar ist. Die Güster zählt zu den häufigeren Fischarten im See, dennoch wurde sie nicht in den Elektrobefischungen erfasst.

Besonders interessant ist die hohe Anzahl der Ukelei in den Elektrobefischungen. In den Netzbefischungen wurde die Art mit einer weitaus geringeren Dichte nachgewiesen. Dies unterstreicht, neben dem Nachweis zusätzlicher Arten, die Notwendigkeit von Elektrobefischungen für die Darstellung eines umfassenden Bildes der Fischgemeinschaften. Sie helfen, die Artzusammensetzung von Habitaten, die durch Netzbefischungen nur schlecht dargestellt werden können, besser zu erfassen und eine repräsentativere Abschätzung der tatsächlichen Dominanzverhältnisse im Gewässer darzustellen.

Tabelle 19 Abundanz der durch die Elektrofischerei und die verschiedenen Netztypen nachgewiesenen Arten.

Art	CEN	MOD	Vertikal	Elektrisch	Gesamt
Barsch	2.626	3.646	121	365	6.758
Ukelei	67	156	86	2.507	2.816
Stichling	358	488	256	4	1.106
Rotauge	108	412	15	281	816
Hasel	12	49	2	702	765
Döbel	5	63	-	647	715
Kaulbarsch	157	416	36	1	610
Schmerle	22	18	-	223	263
Brachse	23	71	-	166	260
Felchen	30	134	39	-	203
Güster	30	104	-	-	134
Rotfeder	28	33	-	57	118
Schleie	5	7	1	86	99
Wels	2	9	-	51	62
Zander	5	38	-	-	43
Hecht	2	19	-	11	32
Aal	-	-	-	25	25
Quappe	1	19	-	4	24
Seesaibling	7	11	3	-	21
Giebel	-	7	-	10	17
Karpfen	1	5	-	9	15
Barbe	-	-	-	13	13
Groppe	1	3	3	5	12
Tiefseesaibling	4	5	-	-	9
Sonnenbarsch	1	2	-	5	8
Gründling	-	-	-	7	7
Karausche	-	-	-	2	2
Blaubandbärbling	-	1	-	-	1
Seeforelle	-	1	-	-	1
Bitterling	-	-	-	1	1
Gesamt	3.495	5.717	562	5.182	14.956

4.2 Untersee

4.2.1 Elektrobefischungen

4.2.1.1 Zusammensetzung des Fangs

Am Untersee wurden insgesamt 21 Strecken und neun verschiedene Habitate elektrisch befischt (Abbildung 9). Dabei wurden 15 Fischarten nachgewiesen und 107 Individuen gefangen (Tabelle 20). Die häufigste Art war die Schleie mit 22 Individuen. Danach folgte die Schmerle mit 13 Individuen. Mit 11 Individuen war der Wels die dritthäufigste Art und machte damit einen erstaunlich großen Anteil von über 10 % des Gesamtfangs aus. An vierter Stelle lag der Aal mit 8 Individuen. Der Barsch war mit 7 Individuen hier lediglich die fünfthäufigste Art. Neben den Fischen wurden außerdem drei Kamberkrebse gefangen.

Tabelle 20 Anzahl der Befischungsstrecken im Untersee und effektive Fangzahlen.

Art	Auslauf	Block	Feinsediment	Hafen	Kies	Mauer	Mix	Schilf	Zulauf	Gesamt
	N=1	N=3	N=2	N=3	N=3	N=3	N=1	N=3	N=2	N=21
Aal	0	0	0	5	0	2	0	1	0	8
Barbe	0	0	0	1	1	1	0	0	1	4
Barsch	0	2	0	3	2	0	0	0	0	7
Brachse	0	1	0	0	0	0	0	2	0	3
Döbel	1	0	0	2	1	0	0	0	3	7
Giebel	0	0	0	1	1	0	0	2	0	4
Hasel	0	0	2	0	1	2	0	0	0	5
Hecht	0	0	2	0	0	0	0	2	0	4
Karpfen	0	0	0	2	0	0	0	1	2	5
Quappe	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Rotauge	0	2	1	0	0	0	0	2	0	5
Schleie	0	3	2	5	3	0	0	5	4	22
Schmerle	0	3	1	0	3	2	0	1	3	13
Ukelei	0	2	1	0	2	0	0	0	0	5
Wels	0	1	1	6	1	0	0	1	1	11
Gesamt	1	14	10	27	16	7	1	17	14	107

4.2.1.2 Unterschiede zwischen den Habitaten

Im Untersee wurde mit neun Arten die höchste Artenvielfalt in den Habitaten "Hafen", "Kies" und "Schilf" festgestellt. Danach folgten die Habitate "Feinsediment" und "Block" mit jeweils sieben Arten. In den Habitaten "Mauer" und "Mix" wurden jeweils vier Arten dokumentiert. Die angebundenen Habitate "Zulauf" und "Auslauf" enthielten sechs beziehungsweise nur eine Art (Tabelle 21).

Tabelle 21 Probenanzahl, absolute Artnachweise sowie Median und Durchschnitt der Artnachweise in den jeweiligen Habitaten des Untersees.

	Block	Fein- sediment	Hafen	Kies	Mauer	Mix	Schilf	Zulauf	Auslauf
Probenzahl	3	2	3	3	3	1	3	2	1
Artanzahl	7	7	9	9	4	0	9	6	1
Artanzahl Median	4	4	4	4	2,5	0	2	3,5	4
Artanzahl									
Mittelwert	4,0	4,0	5,0	3,7	2,5	0,0	3,7	3,5	1,0
Artanzahl max.	5	7	7	5	4	0	8	4	1
Artanzahl min.	3	1	4	2	1	0	1	3	1

Beim Vergleich der standardisierten Fangdaten (CPUE Individuen/100 m Befischungsstrecke) der Habitattypen wiesen die Habitate "Feinsediment" mit 129 Ind./100 m und "Schilf" mit 127 Ind./100 m eine deutlich höhere Fischdichte auf als andere im Untersee untersuchte Habitate (Tabelle 22). Die dritthöchste Individuendichte wurde mit nur etwa halb so vielen Individuen, wie in den vorangegangenen Habitaten, im Habitat "Block" festgestellt. In absteigender Reihenfolge folgten die Habitate "Zulauf" (42 Ind./100 m), "Kies" (39 Ind./100 m), "Hafen" (20 Ind./100 m), "Mauer" (5 Ind./100 m) und "Mix" (0 Ind./100 m). Über alle Habitattypen hinweg war das Rotauge (N = 183) die häufigste Fischart im Litoral des Untersees (Tabelle 22). Danach folgten Brachse (N = 103), Ukelei (N = 33), Schleie (N = 30) und Schmerle (N = 23).

Tabelle 22 Durchschnittlich in den Habitaten des Untersees nachgewiesene Individuen (CPUE) nach Arten gelistet.

Art	Auslauf	Block	Feinsediment	Hafen	Kies	Mauer	Mix	Schilf	Zulauf	Gesamt
Aal	0,00	0,00	0,00	1,04	0,00	0,84	0,00	0,37	0,00	2,25
Barbe	0,00	0,00	0,00	0,42	0,66	0,54	0,00	0,00	4,55	6,17
Barsch	0,00	3,06	0,00	4,79	0,55	0,00	0,00	0,00	0,00	8,4
Brachse	0,00	36,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	65,93	0,00	102,69
Döbel	0,52	0,00	0,00	1,67	0,22	0,00	0,00	0,00	6,36	8,77
Giebel	0,00	0,00	0,00	0,21	0,67	0,00	0,00	0,74	0,00	1,62
Hasel	0,00	0,00	6,9	0,00	0,22	2,71	0,00	0,00	0,00	9,83
Hecht	0,00	0,00	1,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,69	0,00	1,75
Karpfen	0,00	0,00	0,00	2,67	0,00	0,00	0,00	1,11	4,55	8,32
Quappe	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21
Rotauge	0,00	12,9	117,82	0,00	0,00	0,00	0,00	52,22	0,00	182,93
Schleie	0,00	2,26	1,15	7,75	3,33	0,00	0,00	5,24	10,51	30,25
Schmerle	0,00	3,44	0,57	0,00	1,72	0,81	0,00	0,78	15,22	22,54
Ukelei	0,00	1,72	0,57	0,00	30,98	0,00	0,00	0,00	0,00	33,27
Wels	0,00	0,25	0,57	1,5	0,33	0,00	0,00	0,37	1,09	4,11
Gesamt	0,52	60,38	128,64	20,25	38,69	4,90	0,00	127,45	42,27	423,11

Für den Vergleich der Fischgemeinschaften innerhalb der Habitate wurde der CPUE (Individuen/100 m) verwendet und im ersten Schritt quadratwurzeltransformiert. Zur Ermittlung der Ähnlichkeit der Fischgemeinschaften wurde erneut eine nMDS Analyse sowie eine ANOSIM Analyse verwendet (PRIMER® 7, PRIMER-E Ltd, Ivybridge). Auf die Verwendung eines Dummy-Wertes bei der Erstellung der Bray-Curtis-Ähnlichkeitsmatrix konnte hier verzichtet werden. Eine eindeutige Gruppierung der Fischgemeinschaften in Habitattypen ist in der nMDS Analyse nicht erkennbar (Abbildung 15). Auch die paarweisen Vergleiche der Habitattypen der ANOSIM Analyse lassen in den meisten Fällen keine eindeutige Unterscheidung zu. Eine gute Unterscheidbarkeit ist lediglich bei den Vergleichen der Habitate "Block" und "Mauer", "Feinsediment" und "Hafen" sowie "Hafen" und "Mauer" gegeben. Aufgrund der geringen Replikatanzahl der einzelnen Habitate ist die Aussagekraft der Vergleiche jedoch eingeschränkt. Insbesondere die Vergleiche mit dem Habitattyp "Auslauf" können hier nicht gewertet werden. Hier erfolgte lediglich eine Befischung, bei welcher nur ein Döbel gefangen wurde. Dies erklärt auch den deutlichen Unterschied zu den anderen Befischungsstrecken (Tabelle 23).

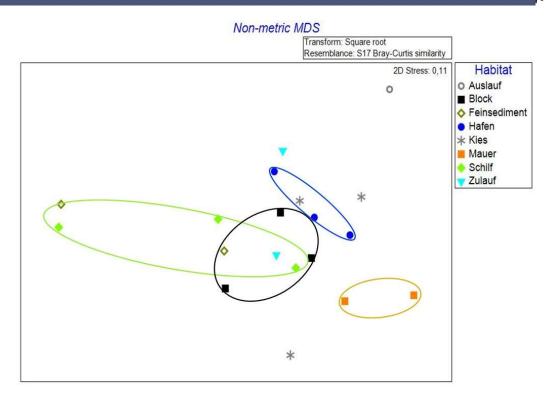


Abbildung 15 Grafik der nMDS Analyse der Habitattypen im Untersee. Ellipsen verdeutlichen die Streuungsbereiche von Habitaten, welche eine Unterscheidbarkeit in den paarweisen Vergleichen der ANOSIM aufweisen.

Tabelle 23 R Statistik der ANOSIM-Analyse der bei der Elektrobefischung untersuchten Habitate des Untersees, wobei die Werte > 0,75 klare Unterschiede, ≈ 0,5 gute Unterschiede und < 0,25 geringe Unterschiede beschreiben. Gut zu unterscheidende Habitate sind grün hinterlegt. Signifikante Unterschiede sind mit einem * gekennzeichnet.

	Auslauf	Block	Feinsediment	Hafen	Kies	Mauer	Schilf
Block	1	-	-	-	-	-	-
Feinsediment	1	0,333	-	-	-	-	-
Hafen	1	0,037	0,75	-	-	-	-
Kies	0,111	-0,241	0,042	0,019	-	-	-
Mauer	1	0,75	0,5	0,667	0,25	-	-
Schilf	0,667	-0,093	-0,375	0,13	-0,074	0,375	-
Zulauf	1	-0,083	0,25	0,083	-0,542	0,75	-0,333

4.2.2 Netzbefischungen

4.2.2.1 Befischung nach Wasserrahmenrichtlinie mittels der CEN- und MOD-Netze

4.2.2.1.1 Zusammensetzung des Fangs

Im Zuge der Befischungen im Untersee wurden insgesamt 99 CEN- und MOD-Netze gestellt. Nachfolgend sind die absoluten Fangzahlen der beiden Netztypen zusammengefasst dargestellt. Eine Gegenüberstellung der Fanggeräte und Netztypen kann Kapitel 4.2.3 entnommen werden. Insgesamt wurden 19 Arten und 1.984 Individuen nachgewiesen (Tabelle 24). Sechs der bereits im Obersee nachgewiesenen Arten wurden im Untersee nicht dokumentiert. Unter den heimischen Arten waren das

Seesaibling, Tiefseesaibling, Groppe und Seeforelle, unter den nicht heimischen Arten Sonnenbarsch und Blaubandbärbling.

Tabelle 24 Artenliste und Abundanz in absoluten Zahlen der in den CEN- und MOD-Netzen nachgewiesenen

Art	Wissenschaftl. Name	Abundanz	Status
Barsch	Perca fluviatilis	1.636	einheimisch
Stichling	Gasterosteus aculeatus	97	gebietsfremd
Rotauge	Rutilus rutilus	55	einheimisch
Brachse	Abramis brama	31	einheimisch
Schleie	Tinca tinca	31	einheimisch
Hecht	Esox lucius	29	einheimisch
Felchen	Coregonus spp.	21	einheimisch
Ukelei	Alburnus alburnus	16	einheimisch
Zander	Sander lucioperca	16	gebietsfremd
Rotfeder	Scardinius erythrophthalmus	10	einheimisch
Wels	Silurus glanis	8	einheimisch
Karpfen	Cyprinus carpio	8	einheimisch
Kaulbarsch	Gymnocephalus cernua	7	gebietsfremd
Döbel	Squalius cephalus	6	einheimisch
Schmerle	Barbatula barbatula	4	einheimisch
Güster	Blicca bjoerkna	3	einheimisch
Hasel	Leuciscus leuciscus	3	einheimisch
Giebel	Carassius gibelio	2	einheimisch
Quappe	Lota lota	1	einheimisch

Wie schon im Obersee war auch im Untersee der Flussbarsch mit 1.636 Individuen die dominierende Fischart. Die Anzahl der Stichlinge war im Untersee deutlich geringer als im Obersee. Dennoch war er mit 99 Individuen die zweithäufigste Art in den Netzfängen. Historisch lagen die Cyprinidenerträge des Untersees, aufgrund des höheren Nährstoffangebots, häufig über denen des Obersees (Löffler 1984). In der hier vorliegenden Untersuchung war deren Anteil am Gesamtfang im Untersee ebenfalls größer als im Obersee. Rotauge (N = 55), Brachse (N = 31) und Schleie (N = 31) zählten zu den häufigen Arten. Eine ähnlich hohe Abundanz besaß der Hecht (N = 29). Mit lediglich 23 Individuen waren die Felchen nur die siebthäufigste Art. Von Zander und Ukelei wurden jeweils 16 Individuen gefangen. Die restlichen 10 Arten wurden mit insgesamt 52 Individuen dokumentiert (Abbildung 16).

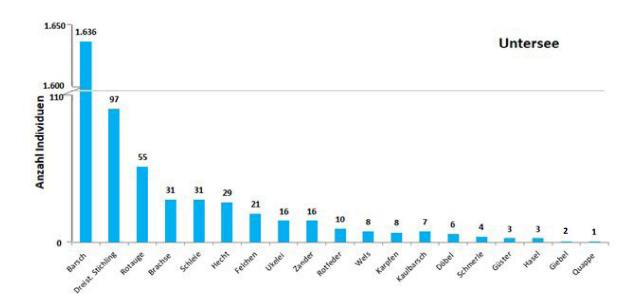


Abbildung 16 Gesamtfang nach Arten im Untersee nach Arten (CEN-Netze N = 30 und MOD-Netze N = 70); beachte Y-Achsenunterbrechung.

4.2.2.1.2 Gefangene Biomasse

Insgesamt wurden im Untersee 521,9 kg Fisch gefangen. Beinahe die Hälfte davon resultierte aus Flussbarschfängen (22,1 kg). Der zweit- und drittgrößten Biomasseanteile resultierten aus den Raubfischarten Hecht (5,6 kg) und Zander (5,5 kg). Die Felchen lagen mit 4,2 kg immerhin auf dem vierten Rang. Weitere Arten, die mit mehr als einem Kilo zum Gesamtfang beitrugen waren Wels (3,6 kg), Döbel (2,9 kg), Rotfeder (2,4 kg), Rotauge (2,4 kg) und Schleie (1,6 kg). Die kumulative Biomasse der verbleibenden 12 Arten betrug 1.7 kg (Abbildung 17).

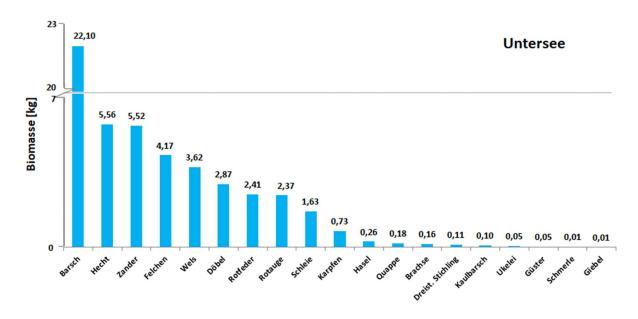


Abbildung 17 Biomasse der gefangenen Arten im Untersee nach Arten (CEN-Netze N = 30 und MOD-Netze N = 70); beachte Y-Achsenunterbrechung.

4.2.2.1.3 Fangzusammensetzung in Benthal und Pelagial

Wie schon im Obersee wurden auch im Untersee deutlich mehr Arten in benthischen (Artenzahl N = 21) als in pelagischen Netzen (Artenzahl N = 6) nachgewiesen. Auch die deutliche Dominanz der Flussbarsche in den benthischen Netzen (85,9 %) und der Stichlinge in den pelagischen Netzen (67,7 %) ähnelte stark der Fischgemeinschaft im Obersee. Der Anteil des Kaulbarsches in den benthischen Netzen war im Untersee jedoch deutlich geringer als im Obersee. Zu den Arten mit einem vergleichsweise hohen Anteil im Benthal zählten hier Rotauge (2,7 %), Brachse (1,7 %), Stichling (1,7 %), Hecht (1,6 %) und Schleie (1,5 %). Die verbleibenden 18 Arten des Benthals trugen hier mit 3,2 % zum benthischen Gesamtfang bei. Im Gegensatz zum Obersee wurden im Untersee keine Felchen in den benthischen Netzen gefangen. Im Pelagial war das Felchen, nach dem Stichling, die zweithäufigste Art. Sein relativer Anteil betrug 13,5 % und war somit ähnlich groß wie im Pelagial des Obersees. Mit 9,4 % war der Anteil der Flussbarsche im Pelagial des Untersees im Vergleich zum Obersee groß. Danach folgten Rotauge (5,2 %) sowie Schleie und Ukelei mit jeweils (2,1%) (Abbildung 18).

Trotz der deutlichen Dominanz weniger Arten war die Verteilung der Biomasse zumindest im Benthal ausgeglichener und ähnelte ebenfalls der des Obersees. Mit 44,1 % war beinahe die Hälfte der gefangenen Biomasse im Benthal den Barschen zuzuschreiben. Hecht und Zander trugen mit 11,9 % beziehungsweise 11,2 % zur Biomasse bei. Weitere Arten, die einen größeren Anteil als 5 % der Biomasse ausmachten, waren Wels (7,3 %) und Döbel (5,8 %). Der Hauptanteil der pelagischen Biomasse wurde mit 90,3 % durch Felchen bestimmt. Den zweitgrößten Anteil stellte das Rotauge dar (4,8 %). Danach folgten Dreistachliger Stichling (2,5 %) und Barsch (2,2 %). Die beiden weiteren im Pelagial gefangenen Arten, Schleie und Ukelei, trugen mit unter einem Prozent zur Biomasse bei (Abbildung 18).

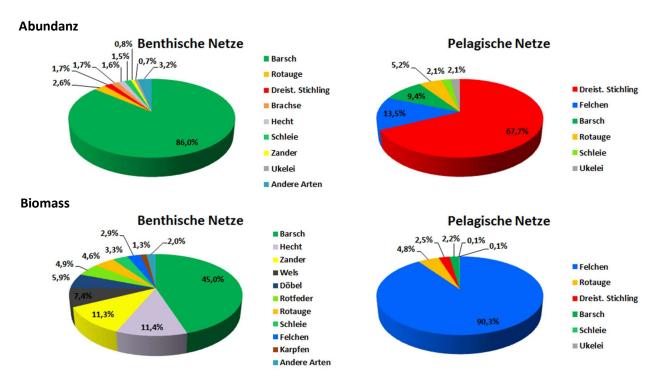


Abbildung 18 Relative Anteile der in den Netzfängen vertretenen Arten des Obersees. Die Gewässerzonen sind getrennt dargestellt.

4.2.2.1.4 Variabilität der Netzfänge innerhalb der Tiefenstrata

Wie im Obersee variierten auch im Untersee die Artenzahlen und Individuendichten innerhalb der Fänge einer Tiefenschicht teilweise deutlich (Abbildung 19 und Abbildung 20). Dies reichte von leeren Netzen bis zu Massenfängen einzelner Arten. Die innerhalb eines Netzes nachgewiesene Artenzahl umfasste im Benthal 0-8 und im Pelagial 0-4 Arten. Die maximale Individuenzahl (CPUE) eines Netzes lag im Benthal bei 713 und im Pelagial bei 33. Im Allgemeinen sanken die Mediane von Art- und Individuenzahl der Tiefenschichten mit zunehmender Tiefe. Lediglich im Benthal des Untersees lag der Median der Individuenzahl der Netze aus der Tiefe von 6-12 m höher als in den vorangegangenen Tiefenschichten. Trotz der relativ heterogenen Fänge innerhalb der Tiefenschichten waren dennoch signifikante Unterschiede in der Artenzahl des Benthals vorhanden (Kruskal-Wallis-Test Benthal: H = 49,55, p < 0,001). Im Pelagial hingegen waren die Unterschiede in der Artenzahl zwischen den Tiefenschichten geringer und führten zu keinen signifikanten Unterschieden (Kruskal-Wallis-Test Pelagial: H = 2,09, p = 0,5). Die Unterschiede in den Individuenzahlen innerhalb der Tiefenschichten wiesen ein ähnliches Muster auf. Auch hier konnten lediglich im Benthal signifikante Unterschiede festgestellt werden (Kruskal-Wallis-Test Benthal: H = 42,61, p < 0,001; Pelagial: H = 0,38, p = 0,94).

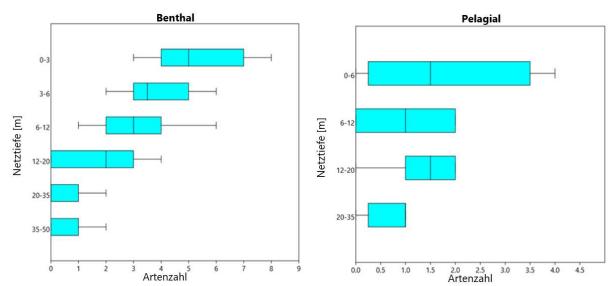


Abbildung 19 Boxplots der Artenzahlen der einzelnen Tiefenstrata im Benthal und Pelagial des Untersees.

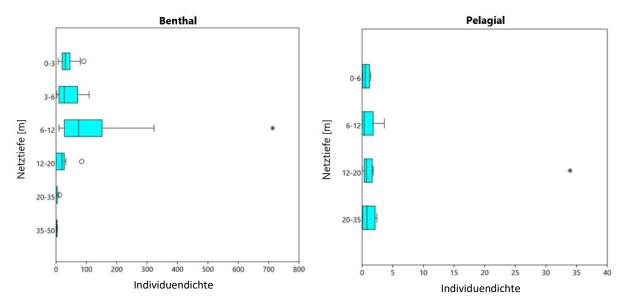


Abbildung 20 Boxplots der Individuendichte der einzelnen Tiefenstrata im Benthal und Pelagial des Untersees. Extremwerte sind durch Kreise und Ausreißer durch Sternchen gekennzeichnet.

4.2.2.1.5 Tiefenverteilung der Arten und Individuen im Untersee

Die folgenden Darstellungen beruhen auf durchschnittlichen standardisierten Fangzahlen (CPUE) pro Netz innerhalb einer Tiefenschicht. Die meisten Fische wurden im Untersee in den benthischen Netzen in einer Tiefe von 0-12 m gefangen. Die höchste Individuendichte mit durchschnittlich 135 Fischen wurde dabei in einer Tiefe von 6-12 m festgestellt, wobei der Großteil den Flussbarschen zuzuschreiben ist (Abbildung 21). Im Pelagial lag das Maximum der durchschnittlichen Individuendichte pro Netz bei 4,8 Individuen und in einer Tiefe von 12-20 m etwas tiefer, und resultierte vorwiegend aus den gefangenen Stichlingen. Damit steht der Großteil der Fischgemeinschaft im Untersee etwas flacher als im Obersee. Im Obersee erfolgte der Großteil der Fänge in 0-35 m Tiefe. Dies ist vermutlich ein Resultat aus der geringeren Sauerstoffsättigung der tieferen Wasserschichten des Untersees, welche als limitierender Faktor für die Verteilung der Fische in der Wassersäule wirkt. Dennoch wurden auch hier Individuen in Tiefen von bis zu 50 m gefangen. Dazu zählten: Flussbarsch, Stichling, Felchen und Quappe. Von Felchen und Quappe wurden die höchsten Individuenzahlen sogar im Tiefenbereich von 35-50 m gefangen (Abbildung 22).

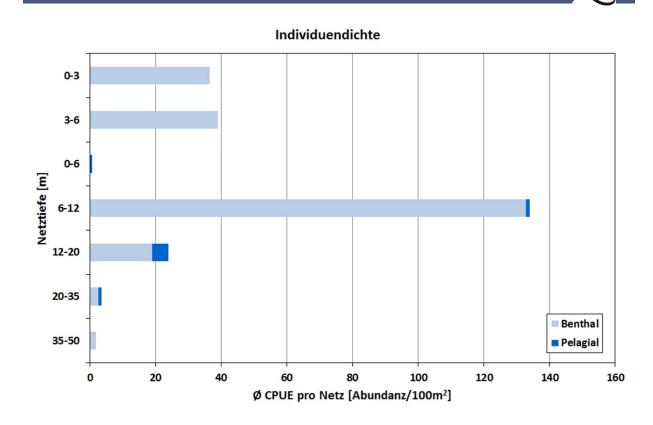


Abbildung 21 Tiefenverteilung der gefangenen Individuen (CPUE) im Untersee.

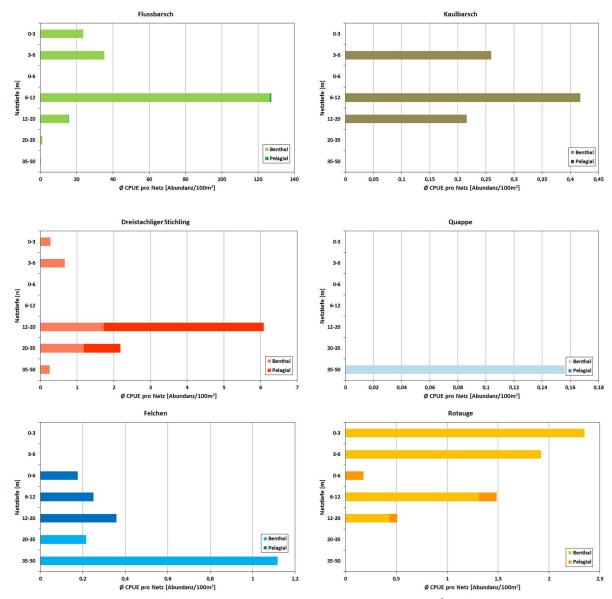


Abbildung 22 Durchschnittliche Fangzahlen pro Netz in CPUE (Abundanz/100m²) von Flussbarsch, Kaulbarsch, Stichling, Quappe, Felchen und Rotauge innerhalb der Tiefenstrata und Gewässerzonen.

4.2.3 Gegenüberstellung der Fangdaten der Fanggeräte

Von den insgesamt 21 im Untersee nachgewiesenen Arten konnten zwei Arten ausschließlich durch Elektrobefischungen nachgewiesen werden, dies waren Aal und Barbe (Tabelle 25). Auch im Obersee wurden beide Arten nur bei den Elektrobefischungen nachgewiesen. Insgesamt wurden im Zuge der Elektrobefischungen 15 Arten festgestellt. In den MOD-Netzen wurden 19 Arten dokumentiert und in den CEN-Netzen 14. Ein direkter Vergleich ist aufgrund des größeren Probenumfangs der MOD-Netze an dieser Stelle nur eingeschränkt möglich. Kamberkrebse konnten in allen Fanggeräten dokumentiert werden. Eine deutliche Dominanz der Ukelei oder außergewöhnlich hohe Fangzahlen einer anderen Art traten in den Fängen der Elektrobefischungen im Untersee nicht auf.

Tabelle 25 Abundanz der durch die Elektrofischerei und die verschiedenen Netztypen nachgewiesenen Arten im Untersee.

Art	CEN	MOD	Elektrisch	Gesamt
Barsch	619	1.017	7	1.643
Ukelei	5	11	5	21
Stichling	75	22	-	97
Rotauge	19	36	5	60
Hasel	2	1	5	8
Döbel	-	6	7	13
Kaulbarsch	3	4	-	7
Schmerle	1	3	13	17
Brachse	18	13	3	34
Felchen	5	16	-	21
Güster	1	2	-	3
Rotfeder	3	7	-	10
Schleie	14	17	22	53
Wels	-	8	11	19
Zander	7	9	-	16
Hecht	7	22	4	33
Aal	-	-	8	8
Quappe	-	1	1	2
Giebel	-	1	4	5
Karpfen	-	8	5	13
Barbe	-	-	4	4
Gesamt	779	1.204	104	2.087

4.3 Geografische Verteilung der Arten in Ober- und Untersee

Für die Darstellung der geografischen Verteilung wurden ausschließlich standardisierte Daten (NPUE) der CEN- und MOD-Netze aus dem Jahr 2019 herangezogen. Durch die Darstellung konnten für einzelne Arten charakteristische Muster erkannt werden. Barsche wurden im gesamten Ober- und Untersee zahlreich nachgewiesen. Der Großteil der Individuen wurde dabei jedoch in ufernahen oder flachen Bereichen gefangen (Abbildung 23). Orte mit einem besonders hohen Barschaufkommen waren im Obersee vor Wasserburg, im Bereich des Konstanzer Trichters oder entlang der Ufer der Rorschacher Bucht. Im Untersee wiesen besonders der Zeller und der Gnadensee hohe Barschdichten auf, während im Rheinsee die Anzahl der Nachweise etwas geringer war.

Felchen wurden erwartungsgemäß nicht in unmittelbarer Ufernähe gefangen. Im Obersee wurden sie verstärkt im Bereich zwischen Romanshorn und Arbon, in den tiefen Bereichen vor dem Konstanzer Trichter oder vor Friedrichshafen nachgewiesen. Im Untersee verhielt sich der Nachweis der Felchen komplementär zum Nachweis der Barsche: Während im Gnaden- und Zellersee nur wenige Individuen gefangen wurden, wurde der Großteil im tieferen Rheinsee gefangen (Abbildung 24).

Die Verteilung der Stichlinge erstreckte sich im Obersee über den gesamten Wasserkörper. Die meisten Individuen wurden jedoch im Bereich der Rorschacher Bucht und vor Arbon in den Netzen gefangen. Im Untersee wurden ausschließlich im Rheinsee Stichlinge gefangen (Abbildung 25).

Rotaugen gingen im Obersee verstärkt im südöstlichen Bereich des Sees ins Netz. Im Überlinger See erfolgten die Nachweise nur sehr vereinzelt. Im Untersee konzentrierte sich ihre Verbreitung vorwiegen auf flache oder ufernahe Bereiche. Ein Hauptverbreitungsgebiet war dabei jedoch nicht erkennbar, da die Nachweise gleichmäßig in allen drei Seeteilen erfolgten (Abbildung 26).

Hecht und Zander wurden im Obersee nur gelegentlich nachgewiesen. Ein spezielles Verbreitungsmuster war beim Hecht nicht erkennbar (Abbildung 27). Das Verbreitungsgebiet des Zanders konzentrierte sich hingegen vorwiegend auf die Bregenzer und die Fussacher Bucht (Abbildung 28). Im Untersee wurden Hechte in allen drei Seeteilen in vergleichsweise hoher Anzahl gefangen (Abbildung 27). Auch Zander wurden im Untersee häufiger nachgewiesen und verteilten sich hier gleichmäßig über alle drei Seeteile (Abbildung 28).

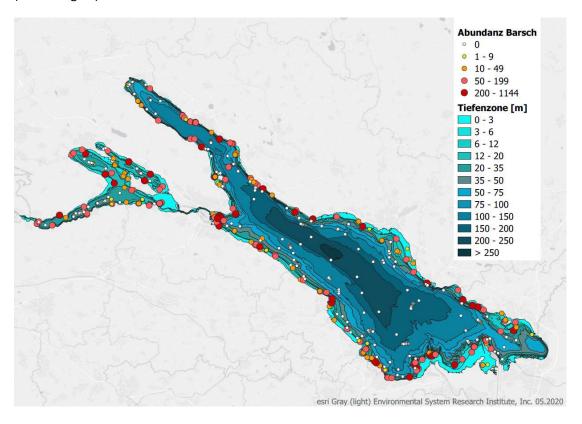


Abbildung 23 Geografische Verteilung der Barsche im Bodensee (NPUE).

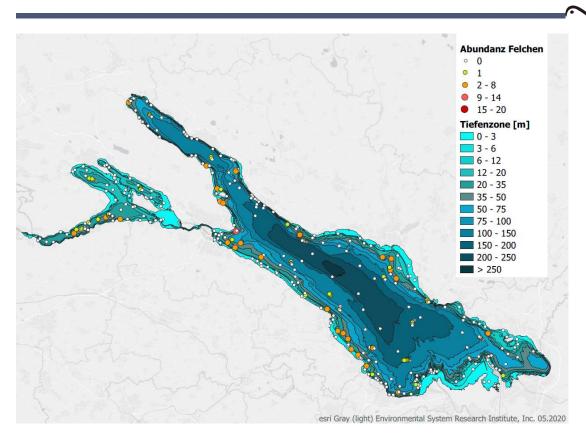


Abbildung 24 Geografische Verteilung der Felchen (alle Felchenarten zusammengefasst) im Bodensee (NPUE).

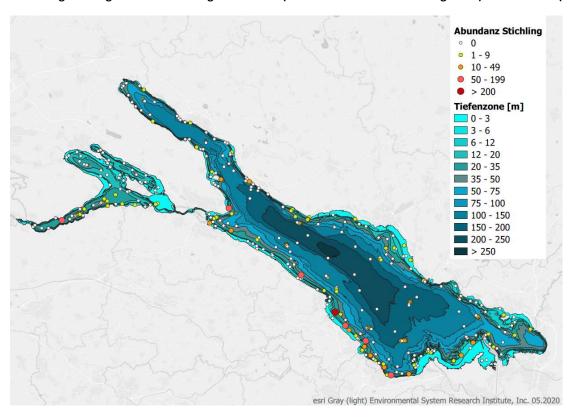


Abbildung 25 Geografische Verteilung der Stichlinge im Bodensee (NPUE).

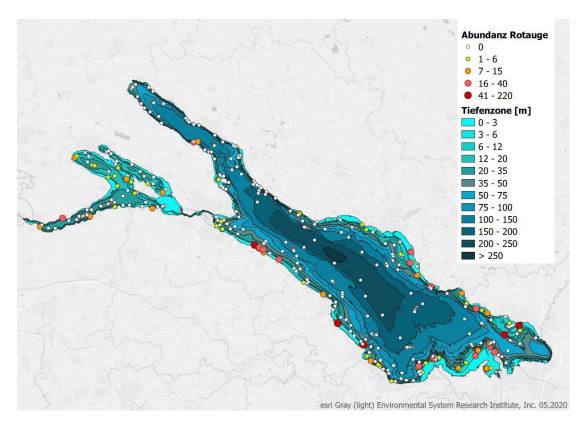


Abbildung 26 Geografische Verteilung der Rotaugen im Bodensee (NPUE).

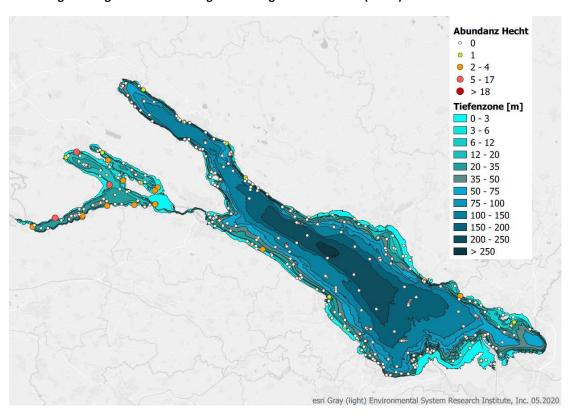


Abbildung 27 Geografische Verteilung der Hechte im Bodensee (NPUE).

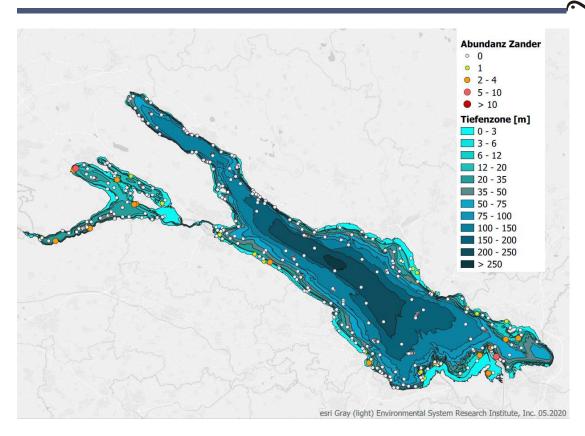
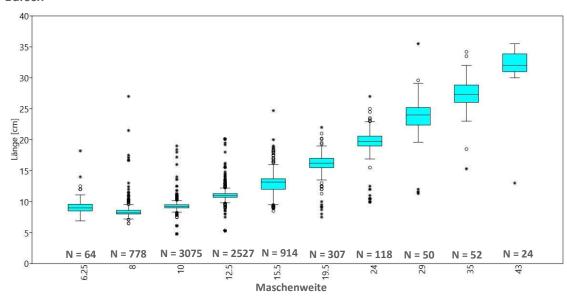


Abbildung 28 Geografische Verteilung der Zander im Bodensee (NPUE).

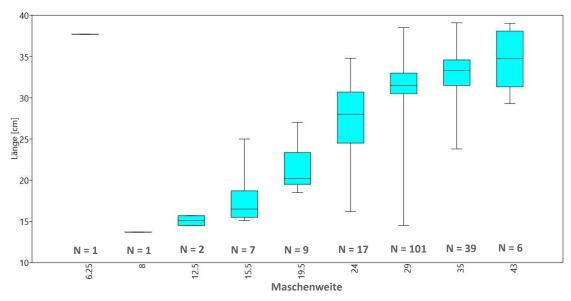
4.4 Längenverteilung innerhalb der Maschenweiten

Für die Darstellung der Längenverteilung wurden aufgrund der oft geringen Anzahl der Individuen einer Art in den Vertikalnetzen ausschließlich Daten der CEN- und MOD-Netze verwendet. Unter der Voraussetzung, dass genügend Individuen einer Art vorhanden waren, war es somit möglich durch die verwendeten Maschenweiten alle Größenklassen der einzelnen Arten abzubilden. Insbesondere die Längenstruktur von Arten mit einer hohen Stückzahl konnte gut dargestellt werden. Die Barschpopulation wies eine typische Zusammensetzung mit allen Längenklassen auf. Der Hauptanteil der gefangenen Individuen konzentrierte sich dabei auf die Längenklassen im Bereich von 8 und 13 cm (Abbildung 29). Diese Ergebnisse decken sich mit den Ergebnissen aus der Untersuchung im Jahr 2014 (Alexander 2016). Von den Felchen wurden hauptsächlich Individuen zwischen 30 und 35 cm Länge gefangen. Obwohl einzelne Nachweise kleinerer Individuen erfolgten, sind die Größenklassen unter 30 cm stark unterrepräsentiert (Abbildung 29). Junge Felchen werden allgemein nur schlecht mit Netzen nachgewiesen (Sandlund & Næsje 1989). Inwieweit die geringen Fangzahlen auf einen schlechten Jungfischbestand oder auf einen zu geringen Befischungsaufwand, welcher die Habitate der Jungfelchen nicht ausreichend erfasste, zurückzuführen ist, lässt sich nicht feststellen. Der Seesaibling ist heute kein Massenfisch im Bodensee und es wurden auch hier nur vereinzelt Individuen gefangen. Dennoch konnten trotz der geringen Stückzahl Individuen aus allen Größenklassen dokumentiert werden. Auch bei Rotauge und Stichling konnten alle Größenklassen lückenlos mit den verwendeten Maschenweiten nachgewiesen werden.

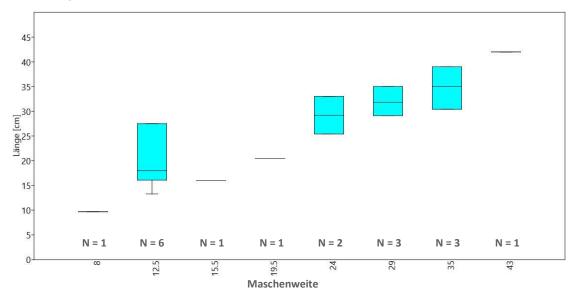
Barsch



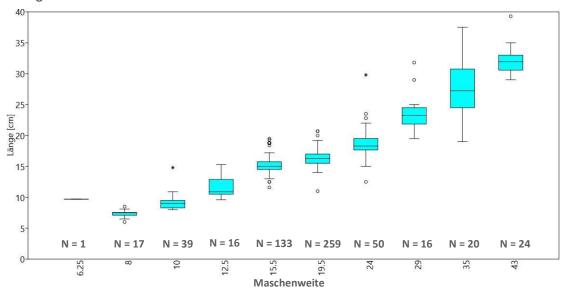
Felchen



Seesaibling



Rotauge



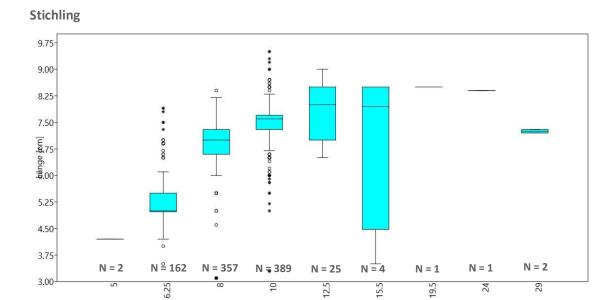


Abbildung 29 Größenselektivität der Maschenweiten für ausgewählte Fischarten (alle Fänge aus Ober- und Untersee 2019). Es wurden alle Felchenarten gemeinsam als Felchen dargestellt.

Maschenweite

Gegenüberstellung der Netzbefischungen von 2014 und 2019

5.1 Befischungsaufwand der CEN- und MOD-Netze

Gegenüber 2014 wurde der Befischungsaufwand der CEN- beziehungsweise MOD-Netze im Jahr 2019 deutlich erhöht. 2014 betrug die Anzahl der im Obersee gestellten benthischen Netze 164 und die Anzahl der pelagischen Netze 34 (Tabelle 26). Dies wurde im Jahr 2019 mit 310 Netzen im Benthal und 98 im Pelagial deutlich übertroffen. Im Untersee stieg die Netzzahl von 58 benthischen und 10 pelagischen Netzen im Jahr 2014 auf 76 Netze im Benthal und 23 Netze im Pelagial im Jahr 2019.

Der Anteil leerer Netze blieb im Obersee in den beiden Untersuchungsjahren beinahe unverändert. Im Benthal waren im Jahr 2014 22,6 % der Netze leer, 2019 lag der Wert bei 21,3 % (Tabelle 26). Im Pelagial enthielten 2014 29,4 % der Netze keine Fische, 2019 war der Wert mit 29,6 % nahezu identisch. Im Untersee hingegen waren größere Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungsjahren zu verzeichnen. Während der Anteil der leeren Netze im Benthal noch sehr ähnlich war (2014: 15,5 % und 2019: 19,7 %), lagen die Anteile im Pelagial weiter auseinander (2014: 0 % und 2019: 21,7 %).



Tabelle 26 Anzahl der gestellten Netze im Ober- und Untersee in den Jahren 2014 und 2019 sowie der Anteil leerer Netze absolut und prozentual.

		O	bersee	Unter	see
	Jahr	Benthal	Pelagial	Benthal	Pelagial
Gestellte Netze	2014	164	34	58	10
	2019	310	98	76	23
Leere Netze	2014	37	10	9	0
	2019	66	29	15	5
Anteil leere Netze	2014	22,6 %	29,4 %	15,5 %	0 %
	2019	21,3 %	29,6 %	19,7 %	21,7 %

5.2 Obersee

5.2.1 Befischung mittels CEN- und MOD-Netzen

5.2.1.1 Effektive Fangzahlen in den Jahren 2014 und 2019

Im Obersee wurden 2014 21 Fischarten sowie der Kamberkrebs nachgewiesen. 2019 konnte die Artenliste um fünf weitere Fischarten ergänzt werden (Tabelle 27). Dazu zählten neben den nicht heimischen Arten Blaubandbärbling und Sonnenbarsch drei heimische Arten (Giebel, Seeforelle und Wels). Der Gründling wurde 2019 nicht erneut in den Netzen dokumentiert, wodurch sich die Artenzahl 2019 auf insgesamt 25 belief. Da im Jahr 2014 keine MOD-Netze, sondern ausschließlich CEN-Netze und zudem unterschiedliche Netzzahlen verwendet wurden, müssen die Befischungsergebnisse für einen direkten Vergleich zunächst standardisiert werden. Trotz der größeren Netzzahl wurden 2019 nur 297 Fische mehr gefangen. Dies ist sicherlich auch ein Ergebnis der durch die MOD-Netze reduzierten Mortalität.

Tabelle 27 Anzahl der in den Netzen gefangenen Individuen in den Jahren 2014 und 2019.

Art	2014	2019
Barsch	4.660	6.272
Blaubandbärbling	0	1
Brachse	11	94
Döbel	21	68
Stichling	1.983	846
Felchen	53	164
Giebel	0	7
Groppe	3	4
Gründling	1	0
Güster	70	134
Hasel	98	61
Hecht	8	21
Kamberkrebs	14	8
Karpfen	1	6
Kaulbarsch	1.543	573
Quappe	38	20
Rotauge	254	520
Rotfeder	7	61
Schleie	1	12
Schmerle	31	40
Seeforelle	0	1
Seesaibling	6	18
Sonnenbarsch	0	3
Tiefseesaibling	8	9
Ukelei	97	223
Wels	0	11
Zander	22	43
Gesamt	8.930	9.220

5.2.1.2 Entwicklung der Fischbestände

Zur Abschätzung der Entwicklung der Fischbestände wurden alle CEN-Netze aus dem Jahr 2014 herangezogen. Aufgrund der geringen Netzzahl der 2019 verwendeten CEN-Netze wurden, für die Gegenüberstellung auch die MOD-Netze aus dem Jahr 2019 verwendet. Eine Kombination aus CEN- und MOD-Netzen für den Vergleich ist aufgrund der in Kapitel 8.1.1 dargestellten Ergebnisse möglich. Es besteht kein Unterschied in der Fängigkeit identischer Maschenweiten in den beiden Netztypen. Lediglich die unterschiedlichen Flächenverhältnisse müssen bei der Berechnung des CPUE für die beiden Netztypen berücksichtigt werden. Folglich wurde zunächst der CPUE der identischen Maschenweitenabschnitte für jedes Netz berechnet. Anschließend wurden die CPUE-Werte der Maschenweitenabschnitte innerhalb der Netze addiert und durch die Anzahl der Maschenweiten dividiert. Der so berechnete CPUE^{MW} ermöglicht einen Vergleich zwischen den Jahren trotz unterschiedlicher Netztypen. Aufgrund der unterschiedlichen Anzahl gestellter Netze in den beiden Jahren wurde für den Vergleich der Fischbestände der durchschnittliche CPUE^{MW} pro Netz verwendet.



Abundanz

Hinsichtlich der Dominanzverteilung der Arten waren nur geringfügige Veränderungen zwischen den beiden Untersuchungsjahren festzustellen (Abbildung 30). Die prägende Art des Benthals war in beiden Untersuchungsjahren der Barsch. Dessen proportionaler Anteil am Gesamtfang stieg im Jahr 2019 um 18 %. Dieser Anstieg resultiert nicht ausschließlich aus den guten Barschfängen im Jahr 2019. Der Rückgang von Arten wie Kaulbarsch (-13,6 %) oder Stichling (-7,2 %) bewirkt ebenfalls einen prozentualen Anstieg zugunsten des Barsches. Obwohl der proportionale Anteil des Stichlings im Pelagial etwas sank (-8,2 %) war er dennoch die eindeutig dominierende Art. Der Anteil der zweithäufigsten Art in den pelagischen Fängen, das Felchen, erhöhte sich im Jahr 2019 (+3,1 %).

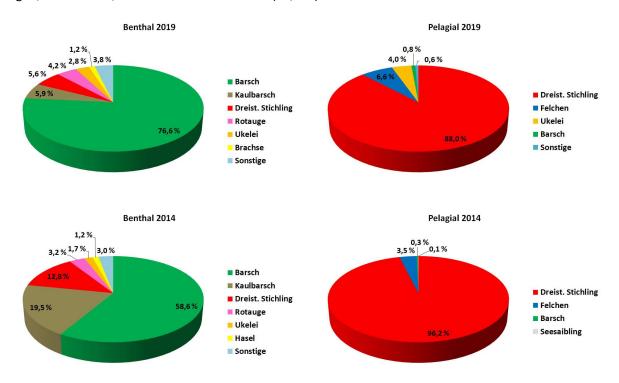


Abbildung 30 Individuenanteile (NPUE) der im Obersee mit Hilfe von CEN- und MOD-Netzen gefangenen Arten in den Jahren 2014 und 2019.

Biomasse

Die Betrachtung der Biomasseanteile der Arten offenbarte ähnliche Trends wie sie bereits bei der proportionalen Abundanz erkennbar waren. Im Benthal war in beiden Jahren der Barsch die dominierende Art, wobei im Jahr 2019 ein Zuwachs (+9,4 %) des Barschanteils zu verzeichnen war. Der Rückgang des Kaulbarschanteils ist hier ebenfalls sehr deutlich. Der Anteil der Stichlinge sank auf 1,2 % und ist damit in der Kategorie "Sonstige" aufgeführt. Demgegenüber stiegen die Anteile von Zander und Felchen im Jahr 2019. Auch im Pelagial stieg der Biomasseanteil der Felchen leicht (+6,9 %). Der Anteil der Seesaiblinge blieb unverändert. Dafür stieg 2019 der Anteil des Ukelei im Pelagial.

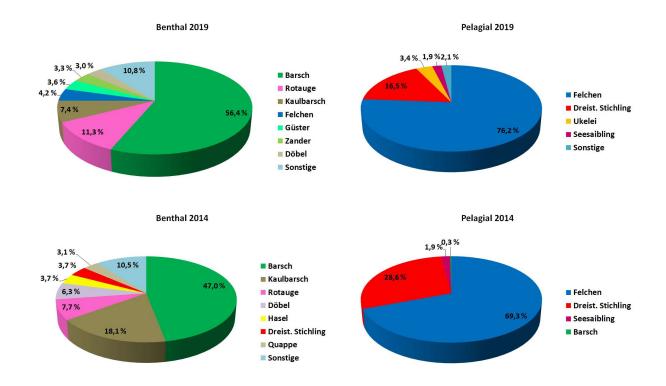


Abbildung 31 Biomasseanteile (WPUE) der im Obersee mit Hilfe von CEN- und MOD-Netzen gefangenen Arten in den Jahren 2014 und 2019.

Trotz der weitestgehend unveränderten Dominanzstruktur zeigten sich im Obersee deutliche Veränderungen in den Fangzahlen (Tabelle 28 und 29). Im Benthal des Obersees waren sowohl die durchschnittlich in den Netzen nachgewiesene Individuenzahl (-21 %) wie auch die Biomasse (-15 %) im Jahr 2019 rückläufig (Abbildung 32). Die deutlichsten Veränderungen einzelner Arten traten in der Abundanz der nicht heimischen Arten Kaulbarsch (-76 %) und Stichling (-65 %) auf. Die durchschnittliche Anzahl der gefangenen Barsche (+4 %) und Rotaugen (+3%) war in etwa auf demselben Niveau wie im Jahr 2014. Die Anzahl der gefangenen Brachsen (+583 %) nahm deutlich zu. Auch der Nachweis des Ukelei (+33 %) erhöhte sich um ein Drittel. Bei Güster (-36 %) und Hasel (-64 %) gingen die Fangzahlen hingegen zurück (Tabelle 28). Von den Felchen konnten 2019 im Benthal mehr (+86 %) Individuen als 2014 gefangen werden. Allerdings können aufgrund der niedrigen Fangzahlen der Felchen Unterschiede von nur wenigen Individuen eine deutliche Veränderung der proportionalen Verhältnisse bewirken. Von einem allgemeinen Rückgang der Felchen kann aufgrund der Fangzahlen ausgegangen werden.

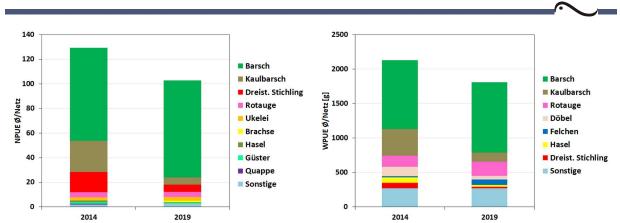


Abbildung 32 Durchschnittliche in den Netzen gefangene Abundanz (links) und Biomasse (rechts) (CPUEMW) im Benthal des Obersees nach Fischarten in den Jahren 2014 und 2019.

Die Anzahl der durchschnittlich in den pelagischen Netzen gefangenen Individuen reduzierte sich im Obersee im Jahr 2019 (-77 %) deutlich gegenüber 2014 (Abbildung 33). Gleichzeitig sank auch die Biomasse um 52 % (Abbildung 33, Tabelle 29). Bei der häufigsten Art, dem Stichling, ist der Rückgang besonders deutlich (-79 %). Aber auch bei den Felchen reduzierten sich die Nachweise um mehr als die Hälfte 2019 (-57 %).

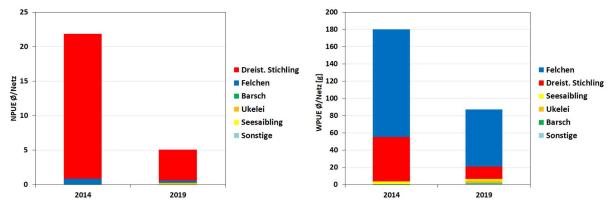


Abbildung 33 Durchschnittliche in den Netzen gefangene Abundanz (links) und Biomasse (rechts) (CPUEMW) im Pelagial des Obersees nach Fischarten in den Jahren 2014 und 2019.

Tabelle 28 Abundanz und Biomasse (CPUE^{MW}) der im Benthal des Obersees durchschnittlich in den Netzen nachgewiesenen Individuen in den Jahren 2014 und 2019. Arten die eine Zunahme erfuhren sind grün hinterlegt und Arten die Abnahme erfuhren sind gründ abnahmen erfuhren sind gründ abnahmen erfuhren sind gründ abnahmen erfuhren erfuhren sind gründ abnahmen erführen erführe

	CPUE [N]				CPUE [W]			
Art	2014	2019	A CPUE	% ∇	2014	2019	A CPUE	%∇
Barsch	75,89	78,80	2,92	3,85	1000,97	1019,98	19,01	1,90
Blaubandbärbling	00'0	0,02	0,02	100*	00'00	0,04	0,04	100*
Brachse	0,18	1,22	1,04	582,93	4,10	12,94	8,84	215,75
Döbel	0,37	0,31	90'0-	-16,33	133,12	54,77	-78,35	-58,86
Stichling	16,52	5,78	-10,74	-64,98	78,28	21,90	-56,39	-72,03
Felchen	0,24	0,45	0,21	86,48	19,54	76,70	57,15	292,42
Giebel	00'0	0,02	0,02	100*	00'0	1,34	1,34	100*
Groppe	0,05	90'0	0,01	23,44	0,34	0,25	60'0-	-25,43
Gründling	0,02	00'0	-0,02	-100,00	0,16	00,00	-0,16	-100,00
Güster	1,14	0,73	-0,41	-36,14	55,13	64,39	9,26	16,80
Hasel	1,59	0,57	-1,02	-64,24	79,31	25,55	-53,76	-67,78
Hecht	0,13	0,04	60'0-	-66,11	40,96	34,95	-6,01	-14,68
Karpfen	0,02	0,02	0,01	38,87	47,84	3,60	-44,24	-92,47
Kaulbarsch	25,24	6,02	-19,22	-76,14	384,41	133,56	-250,86	-65,26
Quappe	0,63	0,13	-0,51	-79,99	66,23	17,55	-48,68	-73,50
Rotauge	4,13	4,27	0,14	3,39	162,96	203,79	40,83	25,06
Rotfeder	0,11	0,48	0,37	321,34	2,63	18,73	16,10	611,21
Schleie	0,03	0,12	0,08	260,40	6,46	1,65	-4,80	-74,38
Schmerle	0,52	0,48	-0,04	-7,42	2,24	1,42	-0,82	-36,59
Seesaibling	80'0	0,14	90'0	70,61	12,29	15,17	2,88	23,43
Sonnenbarsch	00'0	0,02	0,02	100*	00'00	0,63	0,63	100*
Tiefseesaibling	0,03	60'0	0,05	164,52	2,96	2,42	-0,54	-18,17
Ukelei	2,18	2,89	0,71	32,65	19,20	23,08	3,88	20,18
Wels	00'0	0,07	0,07	100*	00'00	14,84	14,84	100*
Zander	98'0	0,16	-0,20	-56,11	9,80	58,79	48,98	499,58
Gesamt	129 46	102.88	-26.58	-20.53	2128.96	1808.05	-320 91	-15.07

Tabelle 29 Abundanz und Biomasse (CPUE^{MW}) der im Pelagial des Obersees durchschnittlich in den Netzen nachgewiesenen Individuen in den Jahren 2014 und 2019. Arten die eine Zunahme erfuhren sind grün hinterlegt und Arten die Abnahme erfuhren sind rot hinterlegt.

	CPUE [N]				CPUE [W]			
	2014	2019	A CPUE	%∇	2014	2019	A CPUE	% ∇
Barsch	90′0	0,04	-0,02	-30,61	0,47	0,49	0,02	4,08
Stichling	21,04	4,47	-16,57	-78,77	51,52	14,41	-37,11	-72,03
Felchen	0,76	0,33	-0,43	-56,52	124,82	66,43	-58,39	-46,78
Rotauge	00'00	0,01	0,01	100*	0,00	0,31	0,31	100*
Seeforelle	00,00	00'0	00'0	100*	00'0	62'0	62'0	100*
Seesaibling	0,02	0,01	-0,01	100*	3,39	1,62	-1,77	100*
Tiefseesaibling	0,00	0,01	0,01	100*	0,00	0,20	0,20	100*
Ukelei	0,00	0,20	0,20	100*	0,00	2,93	2,93	100*
Gesamt	21,88	5,07	-16,81	-76,81	180,21	87,18	-93,02	-51,62

5.2.1.3 Tiefenverteilung der Arten in den beiden Untersuchungsjahren

Im Allgemeinen zeigte die vertikale Verteilung der Arten keine deutlichen Unterschiede in den beiden Jahren. Die größten Veränderungen traten bei Stichling (Abbildung 36) und Kaulbarsch (Abbildung 34) auf. Allerdings waren diese Veränderungen vielmehr durch den generellen Rückgang der Individuen begründet, als durch eine Veränderung in der vertikalen Verteilung. Die Felchen schienen zumindest im Benthal des Obersees 2019 etwas tiefer zu stehen, da hier der Hauptteil in 20-50 m Tiefe und nicht wie in 2014 in 12-35 m gefangen wurde (Abbildung 37). Aber auch bei Barsch und Rotauge war im Benthal 2019 eine gewisse Verlagerung der Individuendichten in tiefere Gewässerbereiche erkennbar (Abbildung 35 und Abbildung 38).

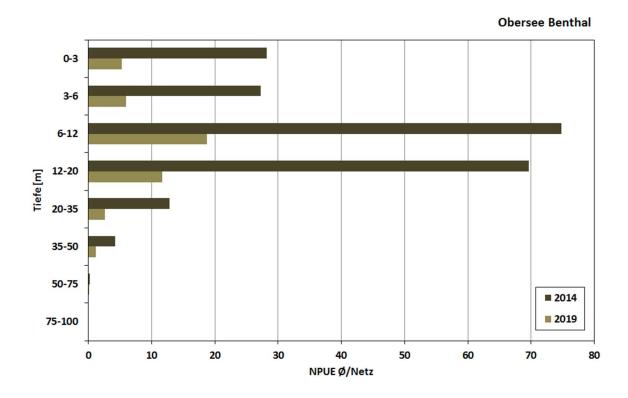


Abbildung 34 Vertikale Verteilung der gefangenen Kaulbarsche in den Jahren 2014 und 2019. Die Anteile in den einzelnen Tiefenzonen sind für jedes Jahr prozentual dargestellt.

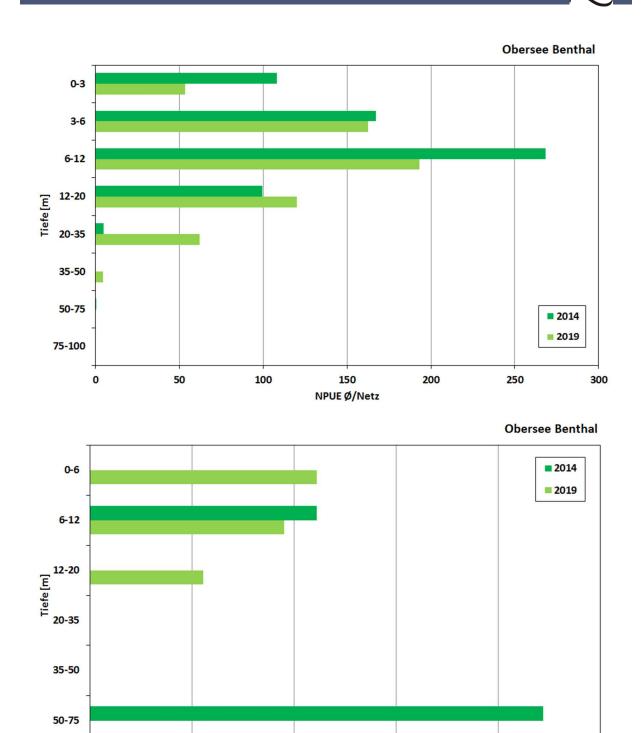


Abbildung 35 Vertikale Verteilung der gefangenen Barsche in den Jahren 2014 und 2019. Die Anteile in den einzelnen Tiefenzonen sind für jedes Jahr prozentual dargestellt.

NPUE Ø/Netz

0,2

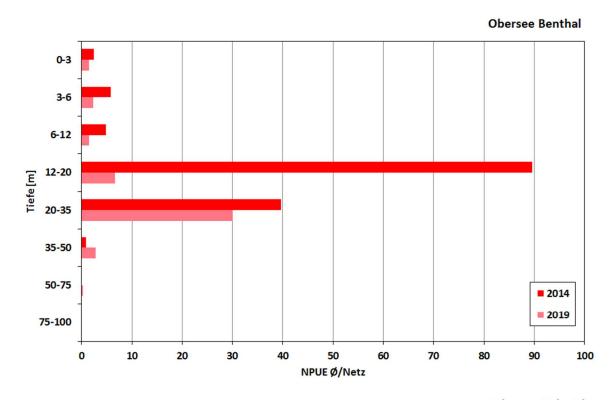
0,2

0,3

0,1

0,1

0,0



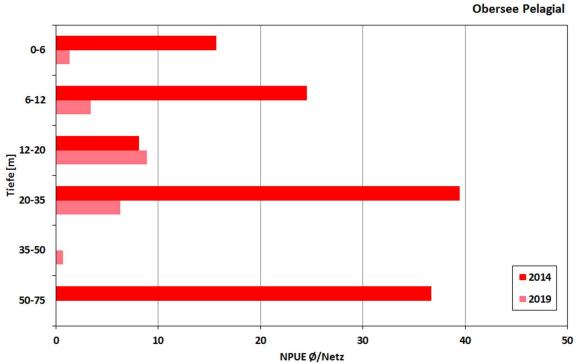
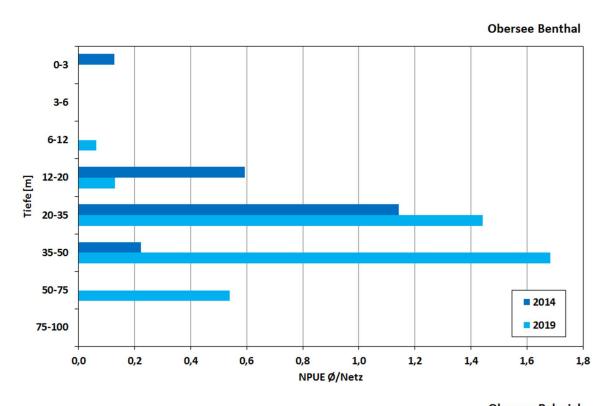


Abbildung 36 Vertikale Verteilung der gefangenen Stichlinge in den Jahren 2014 und 2019. Die Anteile in den einzelnen Tiefenzonen sind für jedes Jahr prozentual dargestellt.



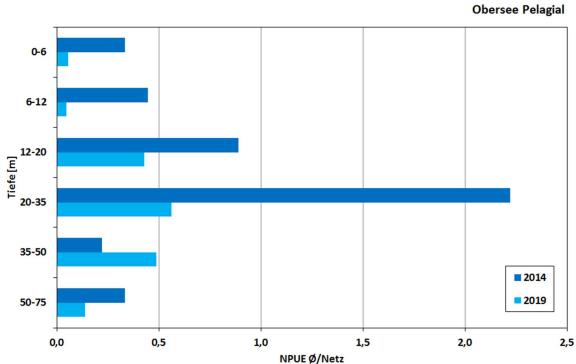


Abbildung 37 Vertikale Verteilung der gefangenen Felchen in den Jahren 2014 und 2019. Die Anteile in den einzelnen Tiefenzonen sind für jedes Jahr prozentual dargestellt.

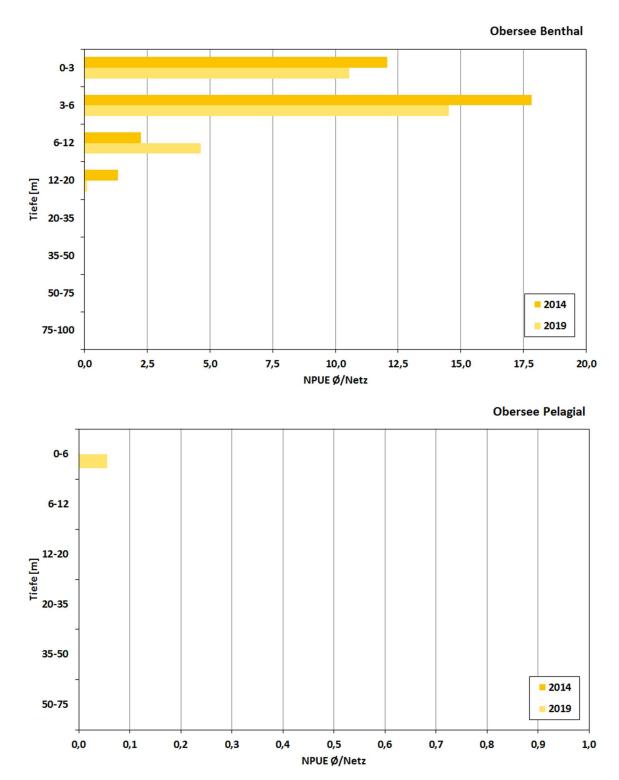


Abbildung 38 Vertikale Verteilung der gefangenen Rotaugen in den Jahren 2014 und 2019. Die Anteile in den einzelnen Tiefenzonen sind für jedes Jahr prozentual dargestellt.

5.2.1.4 Längenhäufigkeitsverteilung der Arten in den Jahren 2014 und 2019

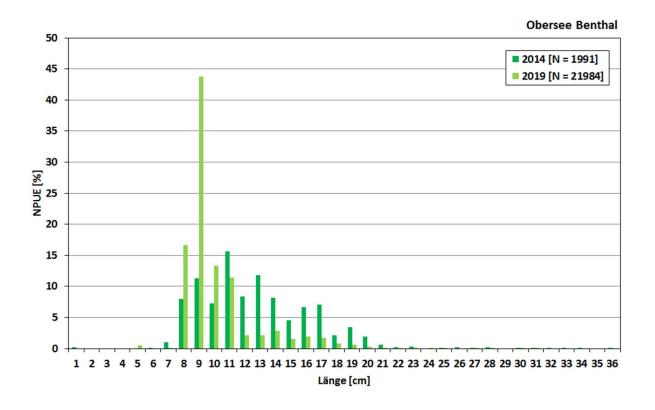
Für die Gegenüberstellung der Verteilung der Längenklassen zwischen den beiden Untersuchungsjahren wurden, um einen möglichst umfangreichen Datensatz zu erhalten, sowohl CEN- wie auch MOD-Netze verwendet. Aus diesem Grund basieren die Vergleiche auf standardisierten Fängen (CPUEMW). Die teilweise sehr hohen Abundanzen der Gesamtzahl der verwendeten Individuen ergeben sich aus der Standardisierung auf jeweils 100 m² Netzfläche. Die Anteile der Längenklassen an der Gesamtpopulation wurden für den Vergleich zwischen den beiden Jahren als proportionale Anteile dargestellt.

Im Benthal des Obersees war der Anteil der 8 und 9 cm langen Barsche im Jahr 2019 deutlich größer als bei der Untersuchung im Jahr 2014. Allerdings war der Anteil der vermessenen Fische im Jahr 2019 allgemein größer. Da sich Massenfänge von Barschen in der Regel auf Größenklassen von unter 10 cm beschränken, kann der erhöhte Anteil der Fische um die 8 und 9 cm teilweise erklärt werden. Im Pelagial wurden allgemein nur einzelne Barsche gefangen, so dass ein Vergleich der Längenklassen nur sehr eingeschränkt möglich ist. Die Daten weisen jedoch keine deutlichen Abweichungen der Längenverteilung auf (Abbildung 39).

Bei den Stichlingen waren weder im Benthal noch im Pelagial Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungsjahren zu erkennen. Der Großteil der gefangenen Stichlinge war zwischen 7 und 8 cm lang (Abbildung 40).

Die gefangenen Felchen waren im Jahr 2019 allgemein etwas größer als im Jahr 2014. Dies zeigte sich sowohl im Benthal als auch im Pelagial (Abbildung 41).

Bei der Längenverteilung der Rotaugen konzentrierte sich der Hauptteil im Jahr 2019 auf Längenklassen von 15 – 19 cm. In der Untersuchung von 2014 erstreckte sich das Längenspektrum der gefangenen Fische über einen deutlich weiteren Bereich ohne dabei eine eindeutige Häufung in einer bestimmten Längenklasse aufzuweisen. Lediglich der Anteil der 2 – 4 cm großen Individuen war im Jahr 2019 nicht vorhanden (Abbildung 42).



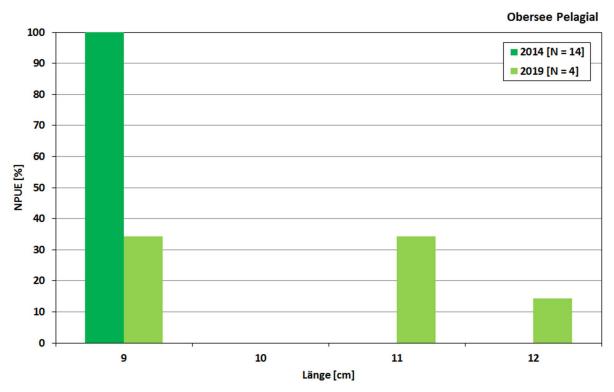
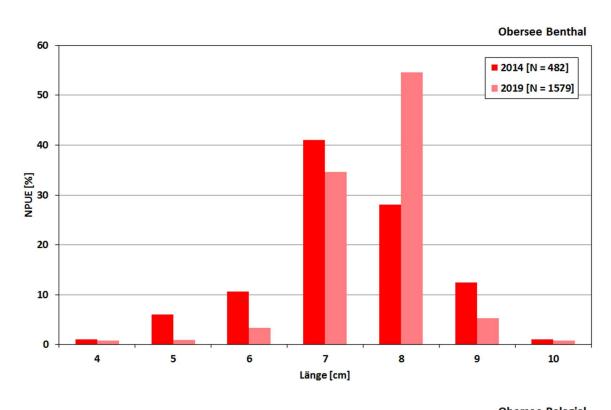


Abbildung 39 Längenhäufigkeitsverteilung der Barsche im Benthal und Pelagial des Obersees.



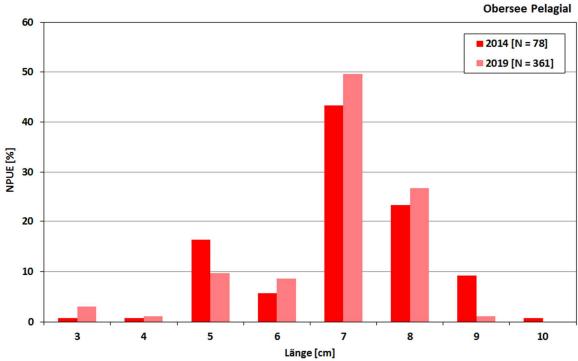
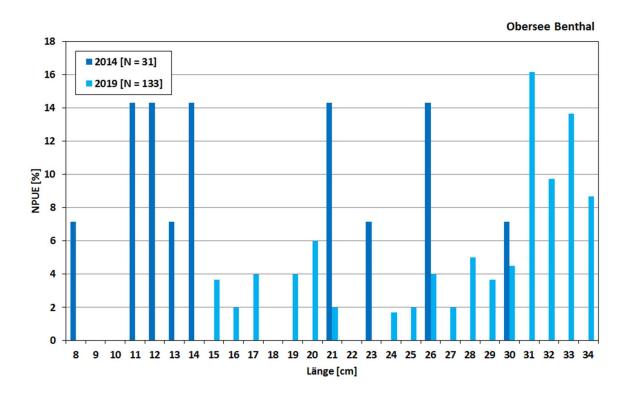


Abbildung 40 Längenhäufigkeitsverteilung der Stichlinge im Benthal und Pelagial des Obersees.



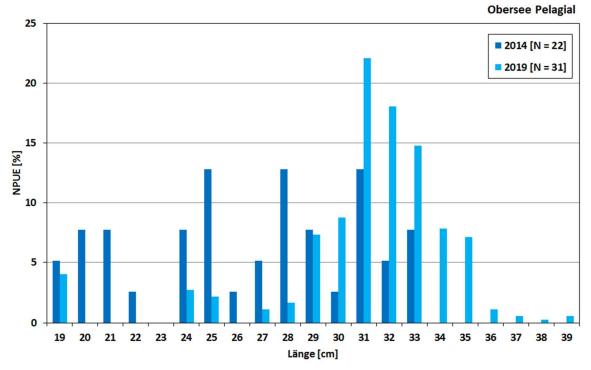
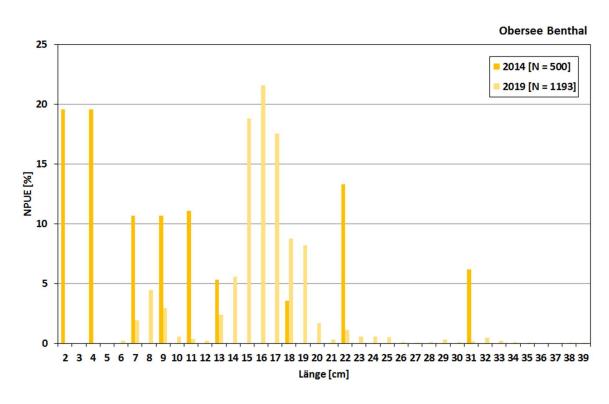


Abbildung 41 Längenhäufigkeitsverteilung der Felchen im Benthal und Pelagial des Obersees.



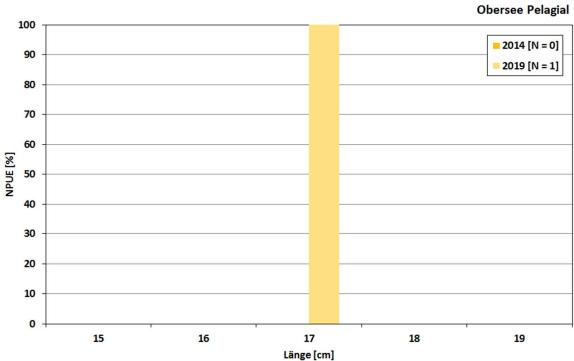


Abbildung 42 Längenhäufigkeitsverteilung der Rotaugen im Benthal und Pelagial des Obersees.

5.2.2 Vertikalnetzbefischung

5.2.2.1 Befischungsaufwand

2014 wurden 36 und 2019 30 Vertikalnetzsätze eingesetzt. Der Befischungsaufwand war 2014 demnach höher (Tabelle 30). Beide Befischungsdesigns erfüllten jedoch die Vorgaben des Vertikalnetzprotokolls.

Tabelle 30 Befischungsaufwand mit Vertikalnetzen in den verschiedenen Habitaten der beiden Untersuchungsjahre. Jede Einheit entspricht einem Vertikalnetzsatz, der wiederum aus 7 (2014) bzw. 6 Netzen (2019) besteht. Cmax = Pelagial tief, Cmed = Pelagial mittel, Cmin = Pelagial flach, Tsup = Sublitoral tief und Tinf = Sublitoral flach.

Habitat	Habitat Abkürzung	Tiefe	2014	2019
Sublitoral flach	Tinf	0-5 m	8	6
Sublitoral tief	Tsup	5-20 m	4	3
Pelagial flach	Cmin	20-150 m	17	15
Pelagial mittel	Cmed	150-200 m	3	3
Pelagial tief	Cmax	200-251 m	4	3
Total			36	30

5.2.2.2 Effektive Fangzahlen in den Jahren 2014 und 2019

Insgesamt sind 2014 mit den pelagischen Vertikalnetzen 1.043 Fische gefangen worden. 2019 waren es mit den neuen Netzen 563 Fische. Da sich die Netzfläche zwischen den beiden Kampagnen geändert hat, sind diese Zahlen nicht direkt miteinander vergleichbar. Die Ergebnisse werden daher für vergleichbare Maschenweiten flächenkorrigiert dargestellt (Tabelle 31).

Tabelle 31 Flächenkorrigierte Gegenüberstellung der Anzahl der gefangenen Individuen und Biomasse für die pelagischen Vertikalnetze in den beiden Untersuchungsjahren.

	-	Abunda	nz	Bio	omasse [l	kg]
Fischart	2014	2019	Total	2014	2019	Total
Stichling	430	256	686	1,93	0,98	2,92
Flussbarsch	425	121	546	4,86	3,45	8,31
Felchen	63	39	102	6,88	8,61	15,48
Kaulbarsch	61	36	97	1,01	0,80	1,82
Ukelei	11	86	97	0,14	0,98	1,12
Rotauge	10	15	25	0,23	2,54	2,77
Hasel	18	2	20	1,08	0,08	1,17
Seesaibling, Art unbest.	5	3	8	0,59	0,23	0,82
Döbel	6	-	6	6,25	-	6,25
Quappe	5	-	5	0,39	-	0,39
Hecht	3	-	3	0,38	-	0,38
Groppe	-	3	3	-	0,02	0,02
Forelle	3	-	3	1,64	-	1,64
Güster	1	-	1	0,04	-	0,04
Zander	1	-	1	7,50	-	7,50
Kamberkrebs	-	1	1	-	0,03	0,03
Schleie	-	1	1	-	0,09	0,09
Regenbogenforelle	1		1	1,28	-	1,28
Total	1.043	563	1.606	34,21	17,82	52,02
Anzahl Arten	15	11	18	15	11	18

5.2.2.3 Entwicklung der Fischbestände

Insgesamt reduzierte sich die Anzahl der 2019 gefangenen Individuen um 27 % (Tabelle 32). Für den Vergleich wurden flächen- und netzzahlkorrigierte Fangzahlen verwendet. Die deutlichsten Rückgänge der Fangzahlen wurden bei Barsch (-67 %), Stichling (-52%) und Hasel (-73%) verzeichnet. Zudem konnten acht Arten 2019 nicht mehr nachgewiesen werden (Döbel, Quappe, Hecht, Zander, Brachse, Güster, Bachforelle und Regenbogenforelle). Dafür nahm die Anzahl der gefangenen Ukeleien 2019 zu (+925 %). Auch die Anzahl der Rotaugen (+160 %) erfuhr 2019 eine Zunahme. Außerdem wurden Groppe und Kamberkrebs erstmalig in den Vertikalnetzen nachgewiesen. Bei den Felchen konnte interessanterweise keine deutliche Veränderung gegenüber 2014 festgestellt werden, dies im Gegensatz zu den pelagischen CEN-Netzen. Die Vertikalnetzdaten scheinen darauf hinzuweisen, dass insbesondere im Freiwasser, weniger Felchen gefangen wurden, etwas mehr in Ufernähe (Cmin) wurden 2019 aber mehr Felchen gefangen als 2014. Diese Ergebnisse spiegeln den allgemeinen Rückgang der Felchenfänge in der Berufsfischerei also nicht wider.

Tabelle 32 Für den Aufwand (Anzahl der Netze und Breite der Netzblätter pro Maschenweite) korrigierte Anzahl gefangener Fische der Befischungen von 2014 und 2019. Cmax = Pelagial tief, Cmed = Pelagial mittel, Cmin = Pelagial flach, Tsup = Sublitoral tief und Tinf = Sublitoral flach. Arten die eine Zunahme erfuhren sind grün hinterlegt und Arten die Abnahme erfuhren sind rot hinterlegt.

Art			СР	UE in	Relatio	on zur l	Netzzał	nl			Su	mme	Differenz [%]
			2014					2019					
	Cmax	Cmed	Cmin	Tinf	Tsup	Cmax	Cmed	Cmin	Tinf	Tsup	2014	2019	
Stichling	27	8	370	-	25	21,3	18	165,5	2,7	-	430	207,47	-52
Barsch	-	1	116	70	238	-	-	13,6	93,3	34,7	425	141,6	-67
Felchen	20	7	35	-	1	-	2	65,73	-	-	63	67,73	8
Ukelei	-	-	6	1	4	-	-	40,8	29,3	42,7	11	112,8	925
Kaulbarsch	-	-	5	3	53	-	-	2,27	-	85,3	61	87,6	-
Rotauge	-	-	-	2	8	-	-	11,3	12	2,7	10	26	160
Hasel	-	1	3	14	-	-	-	2,27	-	2,7	18	4,93	-73
Seesaibling	-	-	5	-	-	-	-	6,8	-	-	5	6,8	36
Döbel	-	-	-	6	-	-	-	-	-	-	6	0	-100
Quappe	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	5	0	-100
Hecht	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	3	0	-100
Bachforelle	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	3	0	-100
Groppe	-	-	-	-	-	-	-	2,27	-	-	0	2,27	-
Brachse	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	0	-100
Güster	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	0	-100
Regenbogenforelle	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	0	-100
Kamberkrebs	-	-	-	-	-	-	-	-	1,3	-	0	1,3	-
Zander	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	0	-100
Summe	21	11	177	100	305	0	2	145,1	136	168	614	451,07	-27
Anzahl Netze	4	3	17	8	4	4	3	17	8	4		·	

Die insgesamt gefangene Biomasse reduzierte sich 2019 um 45 % (Tabelle 33). Deutliche Abnahmen in der gefangenen Biomasse einzelner Arten traten bei Hasel (83 %) und Stichling (53 %) auf. Die Biomasse der gefangenen Rotaugen (+2.287 %) und Felchen (+129 %) nahm zu.

Tabelle 33 Für den Aufwand (Anzahl der Netze und Breite der Netzpanele pro Maschenweite) korrigierte Biomasse gefangener Fische der Befischungen von 2014 und 2019.

Art				С	PUE mit	Netzza	hl				Sun	nme	Differenz [%]
			2014					2019					
	Cmax	Cmed	Cmin	Tinf	Tsup	Cmax	Cmed	Cmin	Tinf	Tsup	2014	2019	
Felchen	2.505	1.182	3.166	-	25	-	127,8	15.589	-	-	6.877	15.716	129
Barsch	-	6,0	1.129	913	2.809	-	-	101	3.833	361	4.857	4.295	-12
Zander	-	-	7.500	-	-	-	-	-	-	-	7.500	0,0	-100
Döbel	-	-	-	6.251	-	-	-	-	-	-	6.251	0,0	-100
Rotauge	-	-	-	75	152	-	-	4.916	484	19	227,1	5.419	2287
Stichling	103	36	1.689	-	105	91,2	78,4	738	11	-	1.933	918	-53
Bachforelle	306	1.335	-	-	-	-	-	-	-	-	1.641	0,0	-100
Kaulbarsch	-	-	87	37	890	-	-	53	-	1.898	1.013	1.951	-
Seesaibling	-	-	589	-	-	-	-	947	-	-	589	947	61
Regenbogen-													
forelle	-	-	1.282	-	-	-	-	-	-	-	1.282	0,0	-100
Hasel	-	9	154	921	-	-	-	158	-	32	1.084	189,7	-83
Ukelei	-	-	79	12	46	-	-	465	324	522	138	1.311	852
Quappe	-	-	394	-	-	-	-	-	-	-	394	0,0	-100
Hecht	-	-	-	380	-	-	-	-	-	-	380	0,0	-100
Güster	-	-	-	40	-	-	-	-	-	-	40	0,0	-100
Kamberkrebs	-	-	-	-	-	-	-	-	40	-	0,0	40	-
Groppe	-	-	-	-	-	-	-	7	-	-	0,0	7	-
Brachse	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	4	0,0	-100
Summe	409	1.386	12.904	8.629	4.006	91,2	78,4	7.385	4.692	2.832	27.333	15.078	-45
Anzahl Netze	4	3	17	8	4	4	3	17	8	4			

5.2.2.4 Tiefenverteilung der Arten in den beiden Untersuchungsjahren

Der Vergleich der Tiefenverteilung der Fischarten weist keine deutlichen Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungsjahren auf. Der Großteil der Fische wurde in beiden Jahren bis in etwa 40 m Tiefe gefangen (Abbildung 43 und Abbildung 44). Dabei überlappte der Fangbereich der Stichlinge in beiden Jahren eindeutig. Zu den wenigen Unterschieden zwischen den beiden Untersuchungsjahren zählte, dass 2014 mehr Felchen im offenen Wasser gefangen wurden, während sich ein Großteil der Fänge 2019 auf ufernahe Bereiche konzentrierte.

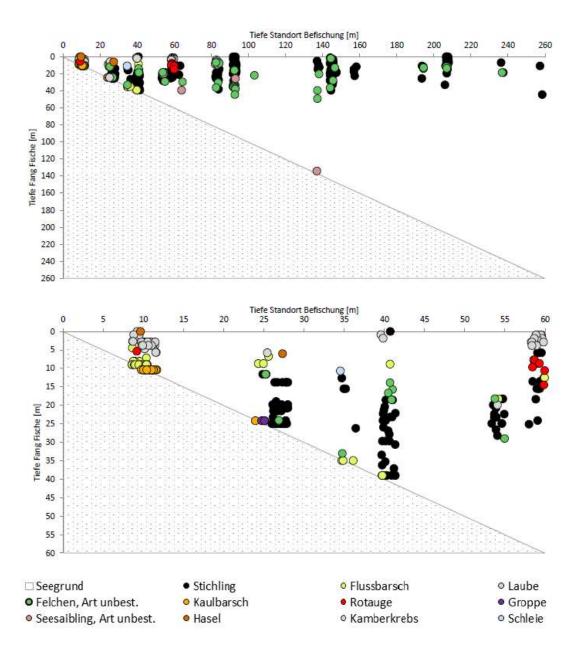


Abbildung 43 Tiefenverteilung der in den Vertikalnetzen gefangenen Individuen im Bodensee im Jahr 2019. Die Fangtiefe der Arten ist in den jeweiligen Stelltiefen der Netze dargestellt. Darstellung aller Netze (oben) und detaillierte Darstellung der Netze bis 60 m Stelltiefe (unten).

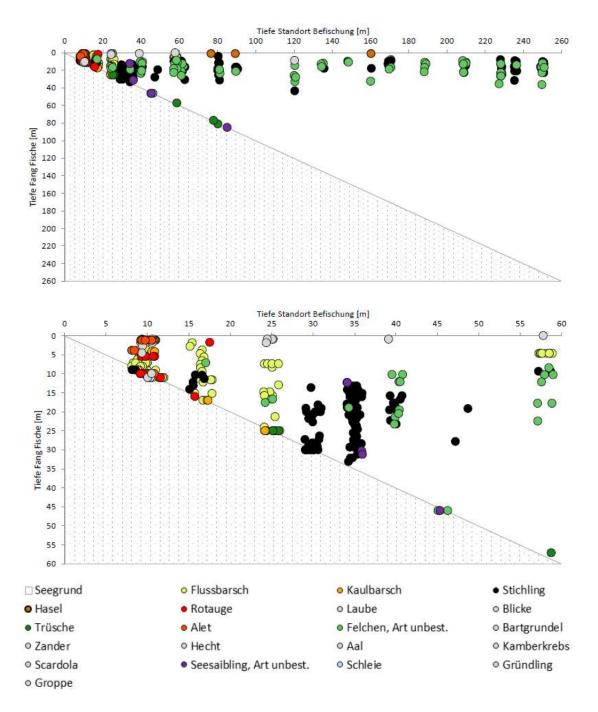


Abbildung 44 Tiefenverteilung der in den Vertikalnetzen gefangenen Individuen im Bodensee im Jahr 2014. Die Fangtiefe der Arten ist in den jeweiligen Stelltiefen der Netze dargestellt. Darstellung aller Netze (oben) und detaillierte Darstellung der Netze bis 60 m Stelltiefe (unten).

5.3 Untersee

5.3.1 Effektive Fangzahlen der Untersuchungen in den Jahren 2014 und 2019

Im Untersee wurden bei den Befischungen im Jahr 2014 17 Fischarten sowie der Kamberkrebs mit den Netzen gefangen. Durch den Nachweis von Giebel und Wels konnte die Artenliste 2019 um zwei zusätzliche Fischarten gegenüber 2014 erweitert werden. Alle Arten die bereits im Jahr 2014 dokumentiert wurden, konnten auch im Jahr 2019 wieder nachgewiesen werden (Tabelle 34).

Tabelle 34 Artenliste der beiden Untersuchungen in den Jahren 2014 und 2019.

Art	2014	2019
Barsch	1.436	1.636
Brachse	19	31
Döbel	1	6
Stichling	183	97
Felchen	77	21
Giebel	0	1
Güster	18	3
Hasel	7	3
Hecht	7	29
Kamberkrebs	5	7
Karpfen	3	8
Kaulbarsch	76	7
Quappe	4	1
Rotauge	48	55
Rotfeder	12	10
Schleie	7	31
Schmerle	3	4
Ukelei	12	16
Wels	0	8
Zander	2	16
Gesamt	1.920	1.990

5.3.2 Entwicklung der Fischbestände

Abundanz

Im Benthal unterschieden sich die durchschnittlich pro Netz nachgewiesenen proportionalen Anteile der Fischarten in den beiden Untersuchungsjahren nur geringfügig. Der Anteil des im Jahr 2014 bereits dominierenden Barsches erhöhte sich weiter (+7,3 %). Demgegenüber sank der Anteil des Stichlings in der Untersuchung 2019 (-3,7 %) im Vergleich zum Jahr 2014 (Abbildung 45). Der offensichtlichste Rückgang war jedoch beim Kaulbarsch zu verzeichnen. Als dritthäufigste Art des Benthals im Jahr 2014 war sein Rückgang um beinahe vier Prozent des Gesamtanteils besonders deutlich, wodurch er im Jahr 2019 nur noch auf Platz zwölf der Häufigkeitsrangfolge der Arten lag. Im Pelagial war der Stichling in 2019 erneut die dominierende Art und sein proportionaler Anteil am Gesamtfang blieb unverändert (+0,2 %). Der Anteil der Felchen hingegen sank um fast zwei Drittel (-19,9 %). Dafür konnte ein Anstieg des Barsch- (+19,0 %) und Rotaugenanteils (+4,8 %) beobachtet werden.

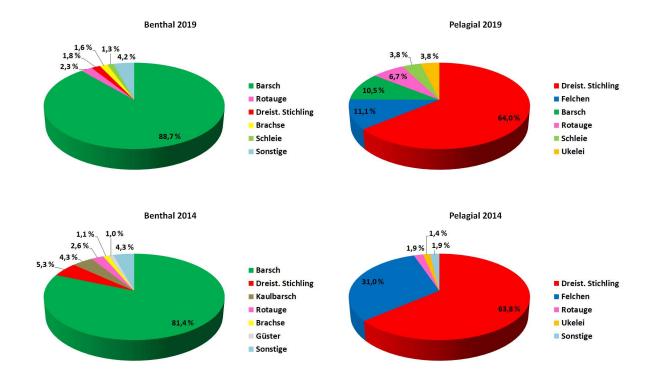


Abbildung 45 Individuenanteile (NPUE) in den CEN- und MOD-Netzen der im Untersee gefangenen Arten in den Jahren 2014 und 2019.

Biomasse

In beiden Untersuchungsjahren fällt im Benthal des Untersees der Biomasseanteil der Barsche nicht so sehr ins Gewicht wie bei den Abundanzanteilen (Abbildung 46). Während 2014 das Felchen noch den zweitgrößten Biomasseanteil aufwies, rutschte es im Jahr 2019 auf Platz sieben. In 2014 lag der Hecht noch auf dem dritten Rang mit 5,4 % des Gesamtfangs, in 2019 verdoppelte sich sein Anteil (10,4 %), wodurch Hechte den zweitgrößten Biomasseanteil in den Fängen ausmachten. Auch weitere Raubfischarten wie Zander (7,3 % = Rang 3) und Wels (3,5 % = Rang 6) trugen 2019 mit relativ großen Anteilen zur gesamten Biomasse bei. Die Entwicklung dieser beiden Arten ist besonders vor dem Hintergrund interessant, dass der Zander im Jahr 2014 lediglich 0,4 % des Gesamtfangs ausmachte und der Wels gar nicht in den Netzen im Untersee gefangen wurde. Im Pelagial des Untersees dominierte das Felchen in beiden Jahren. Dennoch war 2019 ein geringer Rückgang des Biomasseanteils (-7,6 %) zu verzeichnen. Der Stichling machte 2014 noch den zweitgrößten Biomasseanteil aus. Im Jahr 2019 stieg sein relativer Anteil zwar von 2,4 % auf 3,7 %, dennoch lag er damit nur noch auf dem vierten Rang, da Rotauge (7,6 %) und Barsch (4,0 %) größere Anteile am Gesamtfang ausmachten.

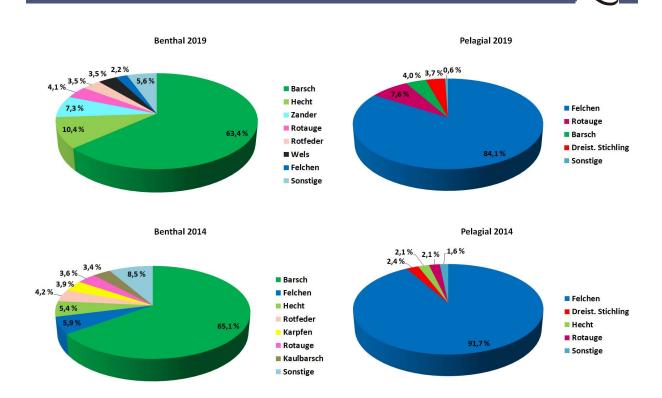


Abbildung 46 Biomasseanteile (WPUE) in den CEN- und MOD-Netzen der im Untersee gefangenen Arten in den Jahren 2014 und 2019.

Der Vergleich des durchschnittlichen CPUE pro Netz in den beiden Untersuchungsjahren macht die Entwicklung der Fischbestände besonders deutlich. Insgesamt nahm die Anzahl der gefangenen Individuen im Benthal des Untersees um 19 % zu (Tabelle 35). Auch die Biomasse erfuhr einen Zuwachs von 25 %. Beim Barsch erhöhte sich die Anzahl der durchschnittlich in den Netzen nachgewiesenen Individuen um 29 %. Weitere Arten, die mit einem NPUE von mehr als einem Individuum/100 m² gefangen wurden und eine Zunahme ihrer Bestände erfuhren waren Brachse (+68 %), Rotauge (+9 %) und Schleie (+124 %). Die Bestände von Stichling (-59 %) und Kaulbarsch (-90 %) gingen, wie schon im Obersee, deutlich zurück. Auch Felchen wurden 2019 deutlich weniger in den Fängen nachgewiesen (-65 %) (Abbildung 47).

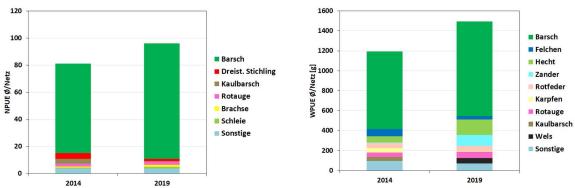


Abbildung 47 Durchschnittliche in den Netzen gefangene Abundanz (links) und Biomasse (rechts) (CPUEMW) im Benthal des Untersees nach Fischarten in den Jahren 2014 und 2019.

Tabelle 35 Abundanz (CPUE^{MW}) der im Benthal des Untersees durchschnittlich in den Netzen nachgewiesenen Individuen in den Jahren 2014 und 2019. Arten die eine Zunahme erfuhren sind grün hinterlegt und Arten die Abnahme erfuhren sind rot hinterlegt.

			CPUE [N]			CPU	CPUE [W]	
Art	2014	2019	A CPUE	% Δ	2014	2019	A CPUE	∨ ∇
Barsch	66,02	85,39	19,36	29,33	777,83	947,95	170,12	21,87
Brachse	0,92	1,54	0,62	62,89	3,17	7,81	4,63	146,09
Döbel	0,05	0,07	0,03	62,17	20,64	19,86	-0,78	-3,80
Stichling	4,32	1,75	-2,57	-59,41	5,68	1,88	-3,79	-66,82
Felchen	0,55	0,19	-0,36	-65,02	71,03	32,24	-38,80	-54,62
Giebel	00'0	0,07	0,07	100*	00,00	0,39	0,39	100*
Güster	0,83	0,18	-0,65	-78,80	5,98	98′0	-5,12	-85,62
Hasel	0,32	0,11	-0,22	-67,29	19,31	9,05	-10,26	-53,16
Hecht	0,28	06'0	0,63	227,52	64,09	155,27	91,18	142,27
Karpfen	0,14	0,20	90'0	43,09	45,98	7,10	-38,88	-84,56
Kaulbarsch	3,49	0,35	-3,14	96′68-	41,01	4,44	-36,57	-89,17
Quappe	0,18	0,02	-0,17	-90,46	10,48	3,10	-7,38	-70,43
Rotauge	2,07	2,25	0,19	8,96	43,08	61,89	18,81	43,67
Rotfeder	0,55	0,25	-0,31	-55,48	50,07	52,47	2,40	4,79
Schleie	0,55	1,24	0,69	124,18	28,28	19,56	-8,71	-30,81
Schmerle	0,28	0,21	-0,07	-23,68	09'0	09'0	0,01	76'0
Silberkarpfen	00'0	0,02	0,02	100*	00,00	1,28	1,28	100*
Ukelei	0,46	0,81	0,35	75,53	2,16	2,42	0,26	12,20
Wels	00'0	0,21	0,21	100*	00,00	52,22	52,22	100*
Zander	60'0	0,46	0,37	400,82	4,69	109,06	104,38	2225,65
Gesamt	81,10	96,25	15,15	18,68	1194,09	1494,17	300,09	25,13



Der deutlichste Rückgang in der Abundanz der Fischbestände wurde mit -78 % im Pelagial des Untersees festgestellt. Die Biomasse ging dabei sogar um 82 % zurück (Tabelle 36). Stichling und Felchen waren die einzigen Arten mit einer Abundanz >1 Ind./100 m² Netzfläche. Von beiden Arten wurden 2019 deutlich weniger Individuen in den Netzen nachgewiesen als in der Untersuchung von 2014 (Stichling -78 % und Felchen -92 %). Auch die Individuenzahlen aller weiteren Arten, ausgenommen von Barsch und Schleie, sanken im Vergleich zu 2014.

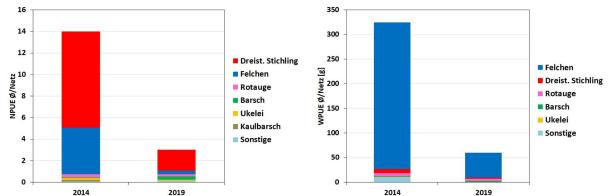


Abbildung 48 Durchschnittliche in den Netzen gefangene Abundanz (links) und Biomasse (rechts) (CPUEMW) im Pelagial des Untersees nach Fischarten in den Jahren 2014 und 2019.

Tabelle 36 Abundanz (CPUE^{MW}) der im Pelagial des Untersees durchschnittlich in den Netzen nachgewiesenen Individuen in den Jahren 2014 und 2019. Arten die eine Zunahme erfuhren sind grün hinterlegt und Arten die Abnahme erfuhren sind rot hinterlegt.

			CPUE [N]			O	CPUE [W]	
Art	2014	2019	A CPUE	%∇	2014	2019	A CPUE	% ∇
Barsch	0,07	0,32	0,25	378,26	1,53	2,41	88′0	57,47
Dreistachliger Stichling	8,93	1,94	66′9-	-78,26	7,80	2,23	-5,57	-71,35
Felchen	4,33	0,34	-4,00	-92,22	298,00	50,45	-247,55	-83,07
Hecht	0,07	00'0	-0,07	-100,00	6,93	00,00	-6,93	-100,00
Kaulbarsch	0,13	00'0	-0,13	-100,00	3,47	00,00	-3,47	-100,00
Rotauge	0,27	0,20	90'0-	-23,91	6,80	4,55	-2,25	-33,08
Schleie	00'0	0,12	0,12	100*	00'00	0,19	0,19	100*
Ukelei	0,20	0,12	80′0-	-42,03	0,33	0,15	-0,18	-54,78
Gesamt	14,00	3,03	-10,97	-78,34	324,87	59,99	-264,87	-81,53



5.3.3 Tiefenverteilung der Arten in den Jahren 2014 und 2019

Die vertikale Verteilung der Arten im Untersee wies keine ungewöhnlich starken Abweichungen zwischen den beiden Untersuchungsjahren auf. Die größten Unterschiede resultierten vor allem aus dem allgemeinen Rückgang der Individuen im Jahr 2019 und weniger aus vertikalen Verschiebungen der Arten in der Wassersäule. Als einziger deutlicher Unterschied wurde die durchschnittliche Barschabundanz pro Netz im Benthal der Tiefenstufen von 6-12 m und 12-20 m festgestellt (Abbildung 50). Dabei standen die Barsche 2019 vermehrt in der Tiefenstufe von 6-12 m.

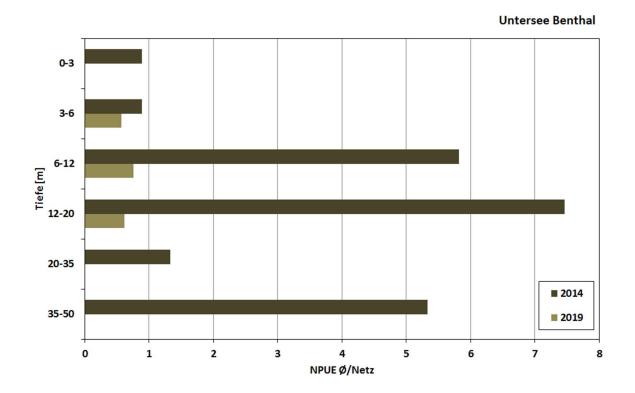


Abbildung 49 Vertikale Verteilung der gefangenen Kaulbarsche im Untersee in den Jahren 2014 und 2019. Die Anteile in den einzelnen Tiefenzonen sind für jedes Jahr prozentual dargestellt.

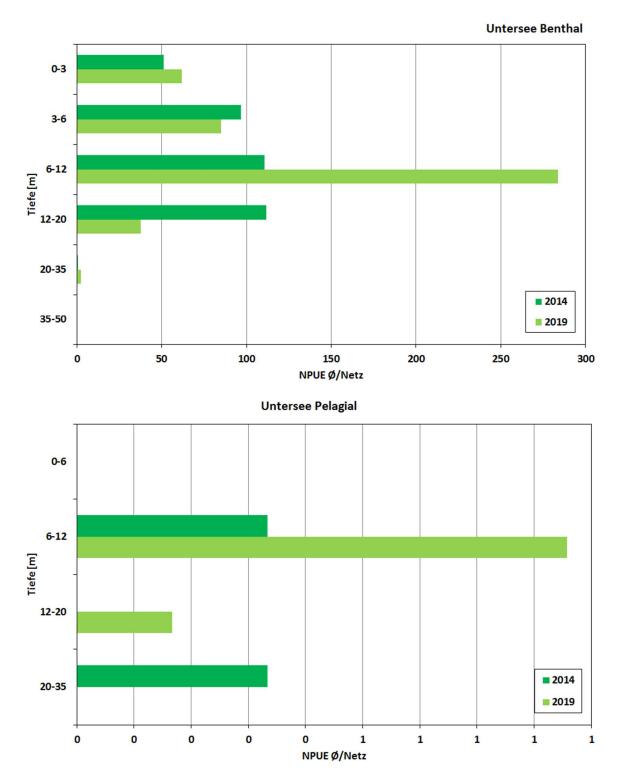


Abbildung 50 Vertikale Verteilung der gefangenen Barsche im Untersee in den Jahren 2014 und 2019. Die Anteile in den einzelnen Tiefenzonen sind für jedes Jahr prozentual dargestellt.

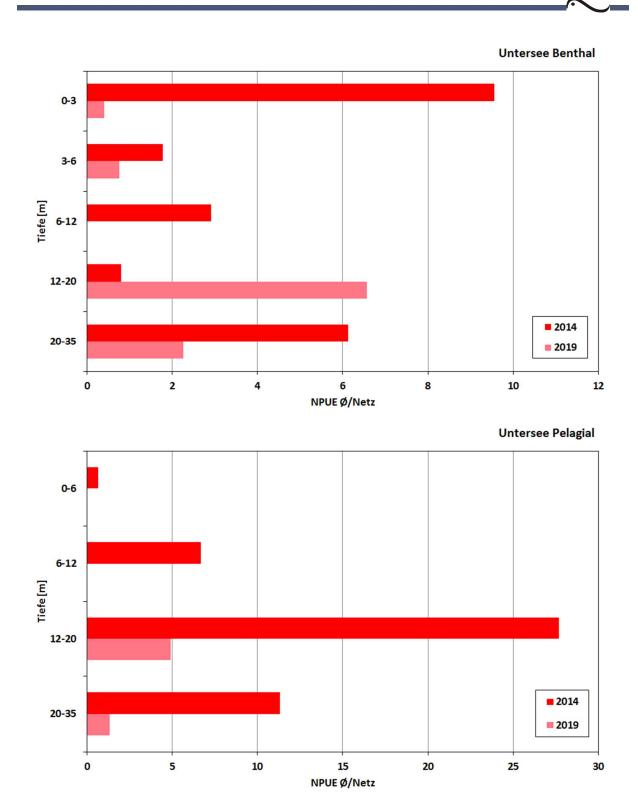


Abbildung 51 Vertikale Verteilung der gefangenen Stichlinge im Untersee in den Jahren 2014 und 2019. Die Anteile in den einzelnen Tiefenzonen sind für jedes Jahr prozentual dargestellt.

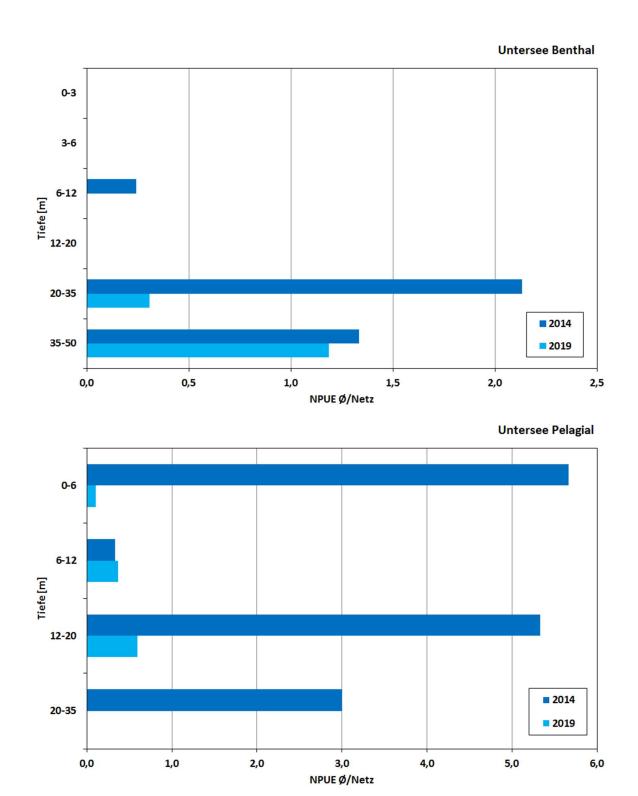


Abbildung 52 Vertikale Verteilung der gefangenen Felchen im Untersee in den Jahren 2014 und 2019. Die Anteile in den einzelnen Tiefenzonen sind für jedes Jahr prozentual dargestellt.

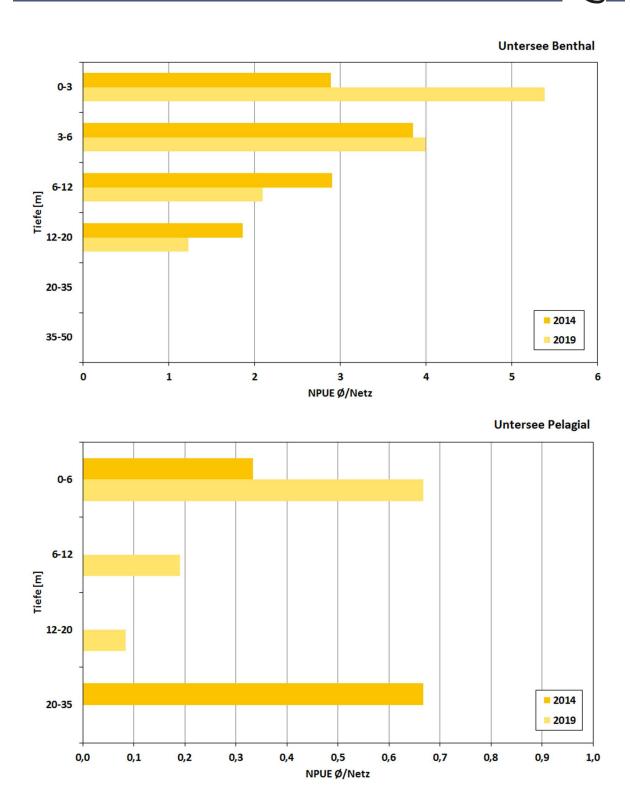
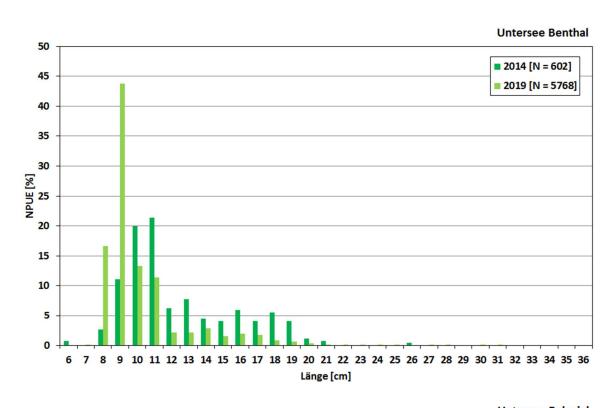


Abbildung 53 Vertikale Verteilung der gefangenen Rotaugen im Untersee in den Jahren 2014 und 2019. Die Anteile in den einzelnen Tiefenzonen sind für jedes Jahr prozentual dargestellt.

5.3.4 Längenhäufigkeitsverteilung der Arten in den Jahren 2014 und 2019

Die Individuenanteile in den Längenklassen wiesen im Untersee keine deutlichen Unterschiede auf. Beim Barsch war 2019, wie schon im Obersee, der Anteil von 8 und 9 cm langen Individuen im Benthal größer als 2014. Da Massenfänge hauptsächlich in dieser Längenklasse auftraten und 2019 insgesamt ein größerer Anteil der gefangenen Fische vermessen wurde, kann dieser Unterschied hier mindestens teilweise erklärt werden. Ansonsten ließen sich keine eindeutigen Unterschiede in den Längenklassen der beiden Jahre feststellen.



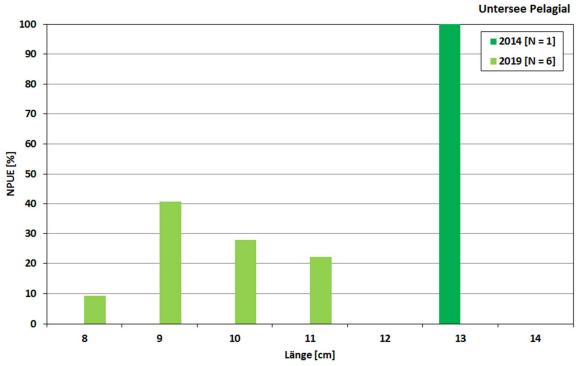


Abbildung 54 Längenhäufigkeitsverteilung der gefangenen Barsche in den Jahren 2014 und 2019.

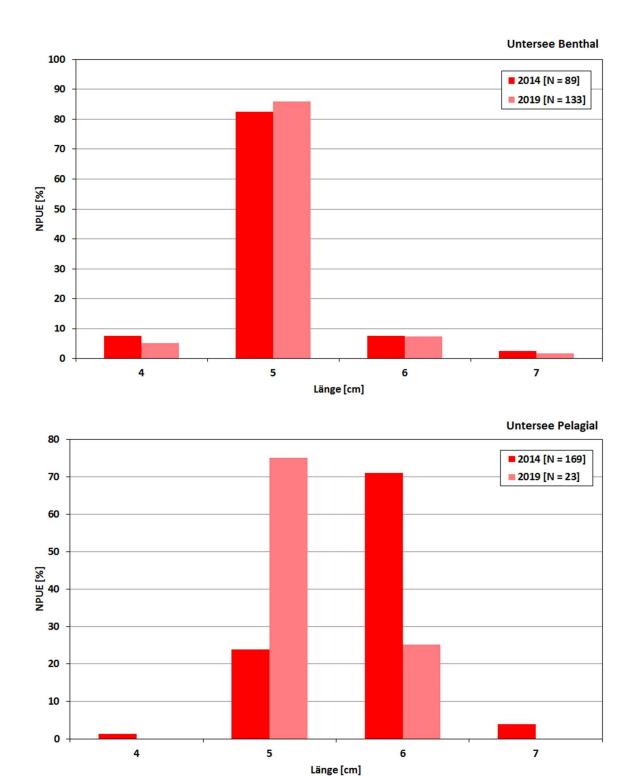
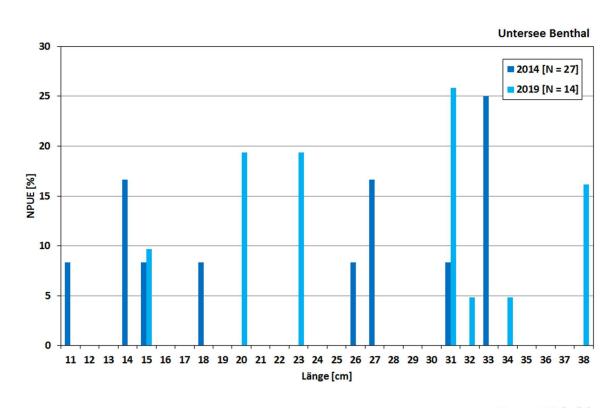


Abbildung 55 Längenhäufigkeitsverteilung der gefangenen Stichlinge in den Jahren 2014 und 2019.



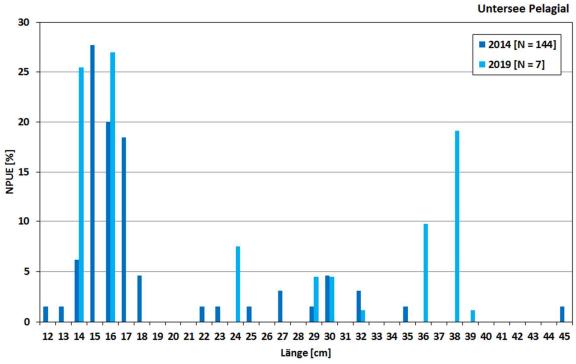
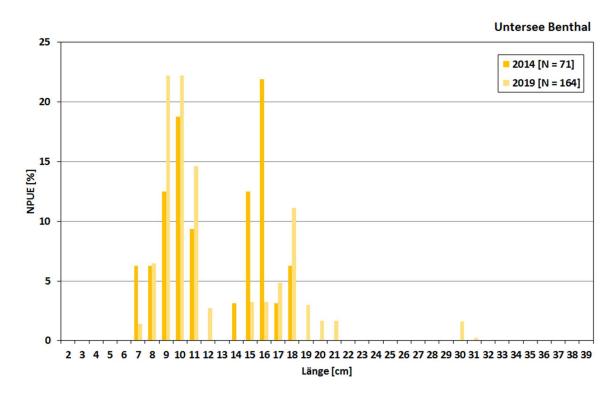


Abbildung 56 Längenhäufigkeitsverteilung der gefangenen Felchen in den Jahren 2014 und 2019.



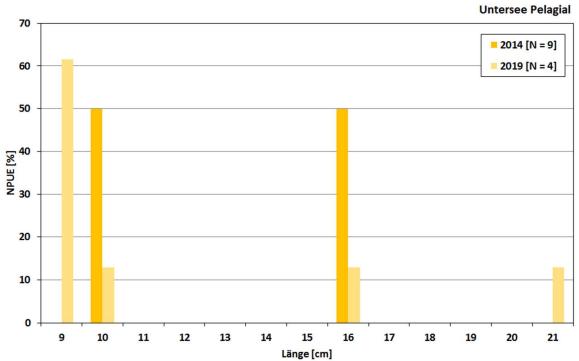


Abbildung 57 Längenhäufigkeitsverteilung der gefangenen Rotaugen in den Jahren 2014 und 2019.

6 Volumengewichtete Anteile der Fischarten in den Jahren 2014 und 2019

Die Berechnung der Artanteile unter Berücksichtigung des Seevolumens erfolgte auf Grundlage der durch die LUBW im Jahr 2015 durchgeführten Tiefenvermessung. Die Daten wurden durch das Institut für Seenforschung bereitgestellt. Die Volumenanteile sind auf die Mittelwasser-Stände der beiden Seeteile bezogen (30-jähriges Mittel 1980-2010). Im Obersee entspricht dies einem Mittelwasser-Stand von 395,21 m und im Untersee von 395,04 m. Um eine Vergleichbarkeit der unterschiedlichen Netztypen zu erreichen, wurden CPUE^{MW}-Werte verwendet. Diese wurden anschließend mit den Volumenanteilen der jeweiligen Tiefenschicht verrechnet. Benthische und pelagische Netze wurden dabei zunächst getrennt nach den Volumenanteilen ihrer Gewässerzonen berechnet (Alexander et al. 2015). Da Fische mobil sind und Strukturen am Gewässergrund ein vollständiges Absinken des Netzes verhindern können, wurde der benthische Bereich als Zone von 3 m Höhe über dem Gewässergrund definiert. Benthische Netze besitzen eine Höhe von 1,5 m und erfassen diesen Bereich somit etwa zur Hälfte.

Obersee

Im Obersee traten die deutlichsten Veränderungen durch den Rückgang der Stichlingsanteile auf. Zwar war der Stichling nach wie vor die häufigste Art, jedoch sank sein Anteil von 94,1 % auf 56 %. Durch den Rückgang der Stichlinge veränderten sich dementsprechend auch die Anteile aller weiteren Arten. Barsch und Felchen waren jedoch in beiden Jahren die zweit- bzw. dritthäufigste Art im Obersee. Die Zusammensetzung der weiteren Arten war in beiden Jahren ähnlich, auch wenn die Rangfolge der Häufigkeitsanteile variierte. Obwohl die Anteile der Tiefseesaiblinge und Seesaiblinge in den Fängen nur eine untergeordnete Rolle spielten, trugen diese im Jahr 2019 mit einem vergleichsweise großen Anteil zur gesamten volumengewichteten Fischgemeinschaft bei (Seesaibling 1,0 % und Tiefseesaibling 2,4 %). Dies resultiert aus der vergleichsweise geringen Anzahl benthischer Netze und dem enormen Anteil des Pelagials (97,1 %) am Gesamtvolumen des Sees (Abbildung 58).

Die Vergleiche der volumengewichteten Biomasseanteile des Obersees stellten ein ähnliches Bild wie die Vergleiche der Abundanz dar (Abbildung 58). Auch hier sank der Anteil der Stichlingsbiomasse deutlich (von 37,3 % in 2014 auf 8,2 % in 2019). Die Zusammensetzung der Arten, die einen Biomasseanteil > 1 % vorwiesen, war zwischen den beiden Jahren ähnlich. Es traten hauptsächlich Veränderungen in der Rangfolge der Anteile auf. Diese entsprechen jedoch durchaus gewöhnlichen natürlichen Schwankungen. Der größte Anteil der Biomasse war in beiden Jahren dem Felchen zuzuschreiben. Durch den Rückgang der Stichlinge war 2019 der Barsch die Art mit dem zweitgrößten Biomasseanteil im Obersee. Danach folgten Stichling und Rotauge. Allgemein war der Anteil der Cypriniden im Jahr 2019 größer, dies zeigte sich vor allem durch den erhöhten Anteil von Rotauge und Ukelei. Der Anteil der Seesaiblingsbiomasse lag in beiden Jahren über einem Prozent. Trotz des größeren Individuenanteils lag die Biomasse des Tiefseesaiblings, aufgrund seiner geringeren Größe, unter einem Prozent (0,6 %).

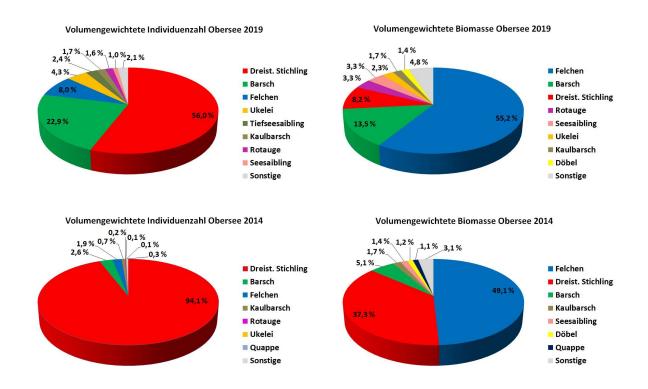


Abbildung 58 Volumengewichtete Individuen- und Biomasseanteile der Fischarten im Obersee.

Untersee

Die Entwicklungstrends der Stichlings- und Barschanteile im Untersee glichen sehr den Entwicklungen im Obersee. Auch hier sank der Anteil der Stichlinge und der Anteil der Barsche nahm zu. Im Gegensatz zum Obersee waren im Untersee jedoch starke Rückgänge der Felchenanteile zu verzeichnen (Abbildung 59). So sanken die Individuenanteile von 16,6 % auf 1,6 % und die Biomasseanteile von 41,5 % auf 13,9 %. Auch hinsichtlich der Artzusammensetzung der Arten, die mehr als ein Prozent Anteil der Fischgemeinschaft betrugen waren im Untersee mehr Veränderungen erkennbar. 2014 waren neben Barsch, Stichling und Felchen, Kaulbarsch und Rotauge die einzigen beiden Arten, deren Individuenanteil mehr als ein Prozent vom Gesamtanteil betrug. 2019 war die Verteilung der Arten ausgeglichener und es kamen weitere Arten hinzu. Zu diesen zählten Ukelei, Schleie, Brachse und Hecht. Die Betrachtung der Biomasseanteile offenbarte ebenfalls deutliche Veränderungen der Zusammensetzung der Arten mit einem Anteil von über einem Prozent (Abbildung 59). Insbesondere der Anteil von Raubfischen wie Zander (9,6 %), Hecht (7,8 %) und Wels (2,0%) stieg im Jahr 2019 deutlich. Demgegenüber fiel der Anteil der Kaulbarschbiomasse auf unter ein Prozent (0,3 %).

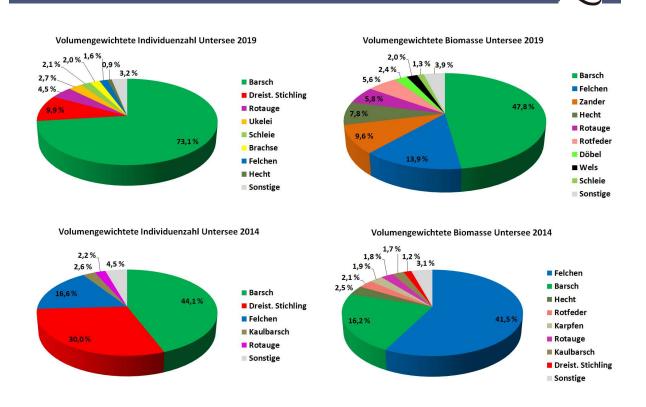


Abbildung 59 Volumengewichtete Individuen- und Biomasseanteile der Fischarten im Untersee.

Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie

Für die Bewertung der Qualitätskomponente Fisch nach WRRL wird in Deutschland der "Lake Fish Index" herangezogen. Dieser untergliedert sich in zwei Module: das DeLFI-Site und das DeLFI-Type Modul (Ritterbusch und Brämick 2015). Das Site-Modul wurde für Seen ab 1 ha Größe, einer Maximaltiefe von mehr als 50 m oder einem hohen Volumen/Flächenquotient entwickelt. Zudem ist es speziell für die Bewertung alpiner Seen geeignet und damit das zur Bewertung des Bodensees relevante Modul. Bei der Bewertung werden das Arteninventar und dessen semiguantitativen Häufigkeiten herangezogen. Dabei können Informationen aus gezielten Befischungen, der Fischerei, Fachliteratur und Expertenwissen miteinbezogen werden. Um ein möglichst umfassendes Bild der tatsächlich im Gewässer vorkommenden Fischfauna zu erhalten, werden jedoch standardisierte Befischungen eindringlich empfohlen (Gassner et al. 2014). Dabei sollten die verschiedenen Habitate (Benthal, Pelagial und Litoral) getrennt mit geeigneten Befischungstechniken erfasst werden. Für das Benthal und Pelagial werden dabei unter anderem Multimaschenkiemennetze empfohlen und für das Litoral unter anderem Elektrobefischungen (Gassner et al. 2014). Die 2019 eingesetzten Befischungstechniken entsprechen somit den Anforderungen des DeLFI-Site Moduls. Neben dem Ist-Zustand der Fischgemeinschaft wird eine Referenzfischgemeinschaft erstellt, welche einen möglichst anthropogen unbeeinflussten Zustand des Gewässers darstellt. Die Bewertung des Gewässers erfolgt aufgrund von Abweichungen der beiden Fischgemeinschaften voneinander.

7.1.1 Bewertung des Obersees nach DeLFI-Site

Als Grundlage für die Bewertung des Bodensee-Obersees (Seetyp LAWA 4) diente dieselbe Rahmenreferenz wie bereits im Jahr 2014. Im aktuellen Zustand der Fischgemeinschaft traten nur sehr geringe Unterschiede auf, weshalb erneut ein guter ökologischer Zustand ermittelt wurde. Der EQR lag im Jahr 2019, wie in der vorangegangenen Untersuchung, bei 0,78 (Alexander et al. 2016).

Tabelle 37 Artenliste und Abundanzklassen der Rahmenreferenz für den Bodensee-Obersee.

Arten der Rahmenref	ferenz			
Art	Referenz	Rahmen?	Aktuell	Name DE
Abramis brama	2	-	2	Blei
Alburnus alburnus	3	NO	2	Ukelei
Blicca bjoerkna	1	-	1	Güster
Cottus gobio	2	-	1	Westgroppe
Esox lucius	3	NO	3	Hecht
Leuciscus cephalus	2	NO	2	Döbel
Lota lota	3	NO	2	Quappe
Perca fluviatilis	3	NO	3	Barsch
Phoxinus phoxinus	2	-	0	Elritze
Rutilus rutilus	3	NO	3	Plötze
Salmo trutta lac.	2	-	2	Seeforelle
Salvelinus alpinus	2	NO	2	Seesaibling
Scardinius erythro.	1	-	1	Rotfeder
Silurus glanis	1	-	1	Wels
Tinca tinca	1	-	1	Schleie

Tabelle 38 Artenliste und Abundanzklassen der See-spezifischen Arten für den Bodensee-Obersee.

See-spezifische Arten				
Weitere Arten	Referenz	Kontrolle	Aktuell	Name DE
Coregonus 'Sandfelchen'	2	-	2	Sandfelchen
Coregonus 'Blaufelchen'	3	-	3	Blaufelchen
Coregonus 'Gangfisch'	3	-	3	Gangfisch
Carassius carassius	1	-	1	Karausche
Carassius gibelio	1	-	1	Giebel
Barbatula barbatula	2	-	2	Schmerle
Cyprinus carpio	2	-	2	Karpfen
Gasterosteus aculeatus	0	-	3	Dreist. Stichling
Gobio gobio	1	-	1	Gründling
Gymnocephalus cernua	0	-	3	Kaulbarsch
Leucaspius delineatus	0	-	1	Moderlieschen
Leuciscus leuciscus	3	-	3	Hasel
Sander lucioperca	0	-	2	Zander
Rhodeus amarus	1	-	1	Bitterling
Coregonus 'Bodensee-				_
Kilch'	3	-	0	Bodensee-Kilch
Oncorhynchus mykiss	0	-	1	Regenbogenforelle

Tabelle 39 Zusammenstellung der Metrics und der Bewertung nach DeLFI-Site für den Bodensee-Obersee.

Verbindliche Metr	ics			
Metric	Referenz		Aktuell	Wert
sensible Arten				
häufige Arten	9	davon heute	8	1
regelmäßige Arten	9	davon heute	8	3
seltene Arten	9	davon heute	9	5
Anzahl Habitatgilden Anzahl	4	davon heute	4	5
Reproduktionsgilden	4	davon heute	4	5
Abundanzen Abundanz häufige Arten	9	davon heute	6	3
Abundanz Habitatgilden				
littoral	profundal	epilimnisch	hypolimnisch	kombiniert
5,0	3,0	5,0	5,0	5
Abundanz Reproduktio	nsgilden phyto-			
lithophil	lithóphil	phytophil	psammophil	kombiniert
5,0	4,3	5,0	5,0	5

Reproduktion potenziell	besetzter Art	en	Metric berücksichtigen?	Ja
Art Coregonus albula Coregonus phen. "lavaretus" Esox lucius Sander lucioperca Tinca tinca	1 - Kontrolle Nein Ja Ja Nein Ja	2 - Besetzt Nein Ja Nein Ja Nein	3 - Reproduziert Ja Ja Ja Ja Ja	Effekt

Optionale Metrics Maximalgewicht Brachsen	Metric nutzen?	Klasse wählen	Wert
	Ja	> 2.0 kg	5
Vernetzung Ist der See im Referenzzustand vernetzt?	Metric nutzen? Nein Ja	5	na

Bewertung des ökologischen Zustandes des Sees

Anzahl der Metrics: 9

Gesamtwert: 37

> 0,78 EQR:

Ökologische

Statusklasse See: gut

Berücksichtigung optionaler Metrics

Reproduktion: berücksichtigt Maximalgewicht Brassen: berücksichtigt Anzahl Gastarten/Gruppen: ausgeschlossen

7.1.2 Bewertung des Untersees nach DeLFI-Site

Bei der Bewertung des Untersees (Seetyp LAWA 2) wurde die selbe Rahmenreferenz wie 2014 verwendet. Die Bewertung anhand des DeLFI-Site-Moduls ergab einen EQR von 0,78. Dies entspricht einem guten ökologischen Zustand und ist damit identisch mit der Bewertung aus dem Jahr 2014 (Alexander et al. 2016).

Tabelle 40 Artenliste und Abundanzklassen der Rahmenreferenz für den Bodensee-Untersee.

Arten der Rahmenr	eferenz			
Art	Referenz	Rahmen?	Aktuell	Name DE
Abramis brama	3	NO	2	Blei
Alburnus alburnus	3	-	2	Ukelei
Blicca bjoerkna	1	-	1	Güster
Cottus gobio	2	NO	0	Westgroppe
Esox lucius	3	NO	3	Hecht
Leuciscus cephalus	2	NO	2	Döbel
Leuciscus leuciscus	2	NO	1	Hasel
Lota lota	2	-	1	Quappe
Perca fluviatilis	3	-	3	Barsch
Phoxinus phoxinus	2	NO	0	Elritze
Rutilus rutilus	3	NO	2	Plötze
Salmo trutta lac.	1	NO	1	Seeforelle
Salvelinus alpinus	1	NO	1	Seesaibling
Scardinius erythro.	2	NO	1	Rotfeder
Silurus glanis	1	-	1	Wels
Tinca tinca	3	NO	3	Schleie

Tabelle 41 Artenliste und Abundanzklassen der seespezifischen Arten für den Bodensee-Untersee

See-spezifische Arten				
Weitere Arten	Referenz	Kontrolle	Aktuell	Name DE
Coregonus 'Große Maräne'	3	-	3	Große Maräne allg.
Barbatula barbatula	2	-	2	Schmerle
Cyprinus carpio	3	-	3	Karpfen
Carassius carassius	1	-	0	Karausche
Carassius gibelio	1	-	1	Giebel
Sander lucioperca	0	-	1	Zander
Gasterosteus aculeatus	0	-	3	Dreist. Stichling
Gobio gobio	1	-	1	Gründling
Gymnocephalus cernua	0	-	1	Kaulbarsch
Rhodeus amarus	1	-	0	Bitterling
Oncorhynchus mykiss	0	-	1	Regenbogenforelle

Tabelle 42 Zusammenstellung der Metrics und der Bewertung nach DeLFI-Site für den Bodensee-Untersee.

Verbindliche Metrics				
Metric	Referenz		Aktuell	Wert
sensible Arten				
häufige Arten	8	davon heute	8	5
regelmäßige Arten	7	davon heute	5	1
seltene Arten	8	davon heute	7	5
Anzahl Habitatgilden	4	davon heute	4	5
Anzahl Reproduktionsgilden	4	davon heute	4	5
Abundanzen				
Abundanz häufige Arten	8	davon heute	6	3
Abundanz Habitatgilden				
littoral	profundal	epilimnisch	hypolimnisch	kombiniert
5,0	5,0	5,0	na	5
Abundanz Reproduktionsgild				
lithophil	phyto- lithophil	phytophil	psammophil	kombiniert
3,7	4,0	3,7	5,0	5

Reproduktion potenziell besetzter Metric Arten Metric berücksichtigen?				
Art Coregonus albula Coregonus phen. "lavaretus" Esox lucius Sander lucioperca Tinca tinca	1 - Kontrolle Nein Ja Ja Nein Ja	2 - Besetzt Nein Ja Ja Nein Nein	3 - Reproduziert Ja Ja Ja Ja Ja	Effekt

Optionale Metrics	Metric nutzen?	Klasse wählen	Wert
Maximalgewicht	Ja		
Brachsen		> 2.0 kg	5
Vernetzung Ist der See im Referenzzustand vernetzt?	Metric nutzen? Nein Ja	4	na

Bewertung des ökologischen Zustandes des Sees

Anzahl der Metrics: 9

Gesamtwert: 37 EQR: 0,78

Ökologische

Statusklasse See: gut

Berücksichtigung optionaler Metrics

Reproduktion: berücksichtigt
Maximalgewicht Brassen: berücksichtigt
Anzahl Gastarten/Gruppen: ausgeschlossen

8 Überprüfung von Befischungstechniken und -methoden für ein Monitoring im Bodensee

Das Ziel eines regelmäßigen Monitorings ist die Fischbestände des Bodensees solide zu erfassen, Entwicklungen der Bestände in Form von Zeitreihen zu dokumentieren und darauf aufbauend die Bewertung des Gewässers nach den Kriterien der WRRL durchzuführen. Die Entwicklung des Monitorings erfolgte daher unter Beachtung folgender Merkmale:

- Repräsentative Darstellung der Fischfauna durch geeignete Befischungsmethoden
- Effiziente Umsetzung mit einem möglichst geringen finanziellen Aufwand
- Minimierung der Einflüsse auf das Ökosystem (fischereiliche Sterblichkeit)

Nachfolgend werden daher die bei der Befischung 2019 eingesetzten, Befischungstechniken (Netztypen) und Probenahmemethoden (habitatspezifische Befischung) auf ihre Eignung hin untersucht.

8.1 Gegenüberstellung verschiedener Netzbefischungstechniken

8.1.1 Bewertung der modifizierten Netze (MOD)

Zur Überprüfung der Fängigkeit von CEN- und MOD-Netzen wurde der Fang von 107 im Obersee gestellten CEN-Netze den entsprechenden MOD-Replikaten von den gleichen Netzstandorten gegenübergestellt. Aus dem Untersee wurden weitere 29 CEN und MOD-Netz-Replikate für die Bewertung hinzugezogen und getrennt analysiert. Obwohl weitere MOD-Netze zur Verfügung standen, wurden diese nicht in der Auswertung berücksichtigt. Ein balancierter Probenumfang beider Netztypen verhindert, dass trotz standardisierter Fangdaten (CPUE) die Artenzahl durch eine größere Probenzahl in einem der beiden Netztypen steigen könnte und ist generell bei statistischen Verfahren von Vorteil. Grundsätzlich wurden für die Auswertungen, je nach Fragestellung zwei Möglichkeiten zur Berechnung des CPUE verwendet. Einerseits wurde der CPUE auf Basis des gesamten Fangs eines Netzes auf 100 m² berechnet. Diese Art den CPUE zu berechnen vergleicht den Fang der kompletten Netze miteinander. Es werden somit die beiden Fanggeräte als Ganzes miteinander verglichen. Dabei werden unterschiedliche Flächenverhältnisse der Maschenweiten oder die zusätzlichen Maschenweiten der CEN-Netze (5 mm und 55 mm) nicht isoliert betrachtet. Somit gehen netztypspezifische Faktoren, die eventuell aus der Abfolge der Maschenweiten und der daraus resultierenden Leitwirkung am Netz entstehen, nicht verloren. Die zweite Berechnungsmethode basierte hingegen auf der Berechnung des CPUE für jeden Maschenweitenabschnitt einzeln (CPUEMW). Dieser wurde für jedes Netz generiert und erlaubt einen exakten Vergleich der Fängigkeit der einzelnen Maschenweiten zwischen den beiden Netztypen. Allerdings fehlen bei den MOD-Netzen die Maschenweite 5 mm und 55 mm, weshalb die Ergebnisse dieser Maschen aus den Daten von 2014 ausgeschlossen werden.

8.1.1.1 Artenzahl und Abundanz

Für den Vergleich der gefangenen Individuen wurde der gesamte Fang eines jeden Netzes auf 100 m² Netzfläche normiert (CPUE) und der Fang der beiden Netztypen miteinander verglichen. Trotz des gleichgroßen Probenumfangs der beiden Netztypen wurden in den CEN-Netzen insgesamt (N^{total}) deutlich mehr Individuen gefangen. 73 % der für den Vergleich verwendeten Individuen des Obersees

(CPUE = 7.283) wurden mit Hilfe der CEN-Netze gefangen. Dies entspricht einer Reduzierung der fischereilichen Sterblichkeit in den MOD-Netzen (CPUE = 2.703) um 63 % und ist dem Ergebnis der Mortalitätsreduktion aus der Schweiz sehr ähnlich (Vonlanthen & Périat 2021). Im Untersee war das Verhältnis der in den CEN-Netzen nachgewiesenen Fische (CPUE = 1.596) zu den in MOD-Netzen nachgewiesenen Fischen (CPUE = 493) mit 76 % ähnlich hoch und entspricht einem Rückgang der fischereilichen Sterblichkeit um 69 %. Die Verringerung der tatsächlich im Feld erreichten Mortalität (basierend auf den Fangzahlen) ergibt im Obersee eine Reduzierung um 42 % und im Untersee um 54 %. Dennoch wirkte sich die in den MOD-Netzen reduzierte Anzahl gefangener Individuen nicht negativ auf die Artenzahl aus. Im Gegenteil, in beiden Seeteilen wurden in den MOD-Netzen insgesamt mehr Arten als in den entsprechenden CEN-Netzen nachgewiesen (Abbildung 60). Es waren jedoch Unterschiede in der Artzusammensetzung zwischen den beiden Netztypen zu verzeichnen. Insbesondere am Untersee zeigte sich dies deutlich (Abbildung 66). In den CEN-Netzen wurden die folgenden vier Arten nicht nachgewiesen: Döbel (MOD-Netze 2,8 Individuen CPUE), Karpfen (MOD-Netze 7 Individuen CPUE), Quappe (MOD-Netze 1,4 Individuen CPUE) und Wels (MOD-Netze 5,6 Individuen CPUE). Dafür wurden in den MOD-Netzen zwei Arten nicht gefangen. Zu diesen zählten Güster (CEN-Netze 2,2 Individuen CPUE) und Schmerle (CEN-Netze 2,2 Individuen CPUE). Am Obersee war die Artzusammensetzung der CEN- und MOD-Netze bis auf die beiden zusätzlich in den MOD-Netzen nachgewiesenen Arten Giebel (N = 5,6) und Seeforelle (N = 0,4) identisch (Abbildung 65).

Von den im Obersee zusätzlich in den MOD-Netzen dokumentierten Arten Seeforelle (N^{total} = 1) und Giebel (N^{total} = 7) wurde nur die Seeforelle in einem modifizierten Bereich (vergrößerte Netzfläche) des Netzes nachgewiesen (43 mm Maschenweiten). Obwohl es sich bei den zusätzlich im Untersee nachgewiesenen Arten der MOD-Netze um großwüchsige Arten handelte, wurden diese nur teilweise in den modifizierten Bereichen gefangen. Von den beiden Döbeln wurde einer in den 43 mm Maschen gefangen, der andere im unveränderten Bereich des Netzes (15,5 mm). Von den fünf gefangenen Karpfen wurde nur einer im Bereich der modifizierten Maschen (43 mm) gefangen. Dafür konnte eine Quappe in einem modifizierten Netzabschnitt nachgewiesen werden (MW = 29 mm). Von den vier im Untersee gefangenen Welsen wurde nur einer in einem modifizierten Netzabschnitt gefangen (35 mm). Damit wurden insgesamt 38,5 % der Individuen, die zu den ausschließlich in den MOD-Netzen nachgewiesenen Arten am Untersee gehörten, mit Hilfe der modifizierten Netzabschnitte gefangen.

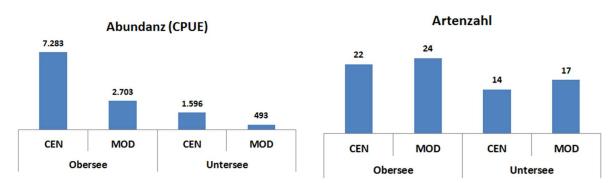


Abbildung 60 Abundanz und Artenzahl der CEN- und MOD-Netze im Vergleich. Netzzahlen im Obersee CEN N = 107 und MOD N = 107 im Untersee CEN N = 29 und MOD N = 29.

Zur Untersuchung der Artenzahl auf signifikante Unterschiede zwischen CEN- und MOD-Netzen wurden das Benthal und das Pelagial getrennt betrachtet. Hierfür wurden Boxplots für die jeweiligen Gewässerzonen der beiden Seeteile erstellt und mittels einer einfaktoriellen ANOVA auf signifikante Unterschiede geprüft. Zuvor wurden die Daten auf Normalverteilung und mit dem Levene's Test auf Varianzhomogenität geprüft. Der Median der CEN- und MOD-Netze im Benthal des Obersees lag in beiden Netztypen bei drei Arten (Abbildung 61). Im Benthal des Untersees war der Median der benthischen MOD-Netze um 1,5 Arten geringer (Abbildung 63). Dies führte jedoch nicht zu signifikanten Unterschieden. Im Pelagial des Obersees war der Median der Artnachweise in den MOD-Netzen um eine Art erhöht (Abbildung 62). Hieraus ergab sich ein signifikanter Unterschied zwischen den beiden Netztypen (Tabelle 44). Eine genauere Betrachtung nach Tiefenstufen zeigte jedoch, dass sich lediglich die pelagischen Netze der Tiefenstufe 12-20 m (N = 12 CEN/MOD Netze) signifikant unterschieden (einfaktorielle ANOVA F (1,22) = 6,769, p = 0,01628). Im Untersee wurden weder im Benthal noch im Pelagial signifikante Unterschiede hinsichtlich der Artenzahlen von CEN- und MOD-Netzen festgestellt (Tabelle 45 und Tabelle 46).

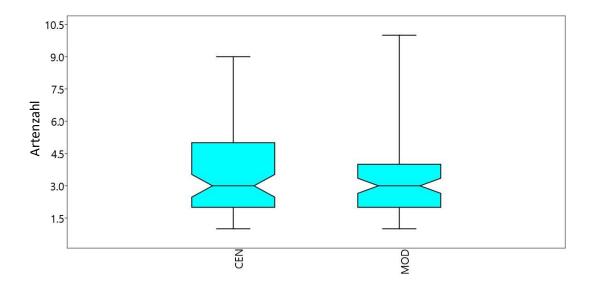


Abbildung 61 Boxplots der im Benthal im Obersee nachgewiesenen Arten in CEN- und MOD-Netzen.

Tabelle 43 ANOVA Tabelle zum Vergleich der Artenzahl zwischen CEN- und MOD-Netzen im Benthal des Obersees.

	SS	d.f.	MS	F	Р
Zw. den Gruppen:	0,0062	1	0,0062	0,00147	0,9694
Innerhalb d. Gruppen:	670,173	160	418,858		
Total:	670,179	161	0,9993		

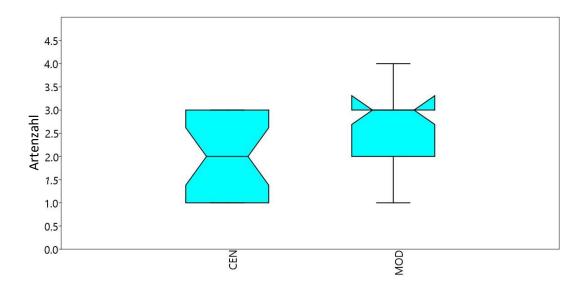


Abbildung 62 Boxplots der im Pelagial im Obersee nachgewiesenen Arten in CEN- und MOD-Netzen.

Tabelle 44 ANOVA Tabelle zum Vergleich der CEN- und MOD-Netze im Pelagial des Obersees.

					_
	SS	d.f.	MS	F	Р
Zw. den Gruppen:	276,923	1	276,923	4,401	0,04099
Innerhalb d. Gruppen:	314,615	50	0,62923		
Total:	314,308	51	0,0617		

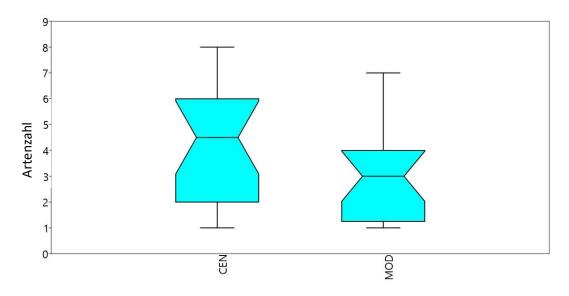


Abbildung 63 Boxplots der im Benthal im Untersee nachgewiesenen Arten in CEN und MOD-Netzen.

Tabelle 45 ANOVA Tabelle zum Vergleich der CEN- und MOD-Netze im Benthal des Untersees.

	SS	d.f.	MS	F	Р
Zw. den Gruppen:	6,4	1	6,4	1,405	0,2433
Innerhalb d. Gruppen:	173,1	38	455,526		
Total:	179,5	39	0,2684		

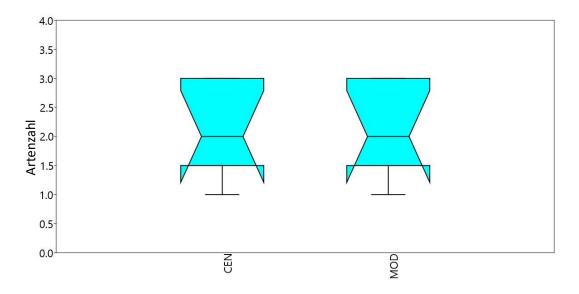


Abbildung 64 Boxplots der im Pelagial im Untersee nachgewiesenen Arten in CEN- und MOD-Netzen.

Tabelle 46 ANOVA Tabelle zum Vergleich der CEN und MOD Netze im Pelagial des Untersees.

	SS	d.f.	MS	F	Р
Zw. den Gruppen:	0	1	0	0	1
Innerhalb d. Gruppen:	977,778	16	0,6111		
Total:	977,778	17	1		

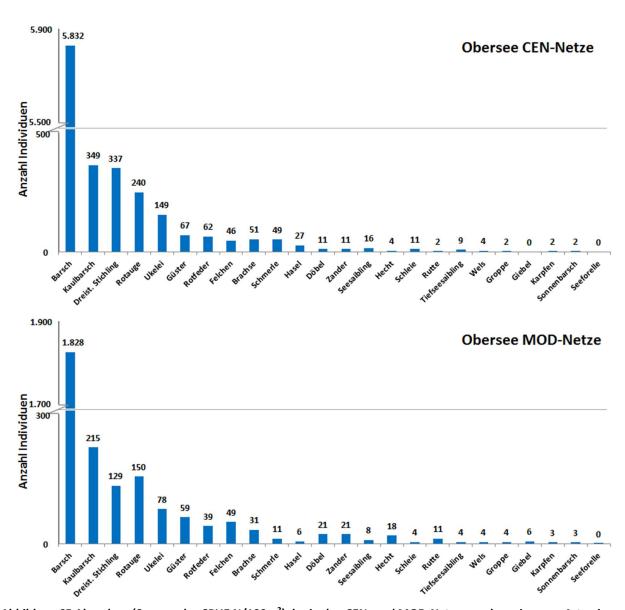


Abbildung 65 Abundanz (Summe des CPUE N/100m²) der in den CEN- und MOD-Netzen nachgewiesenen Arten im Obersee (N = 107 Netze je Netztyp); beachte Y-Achsenunterbrechung.

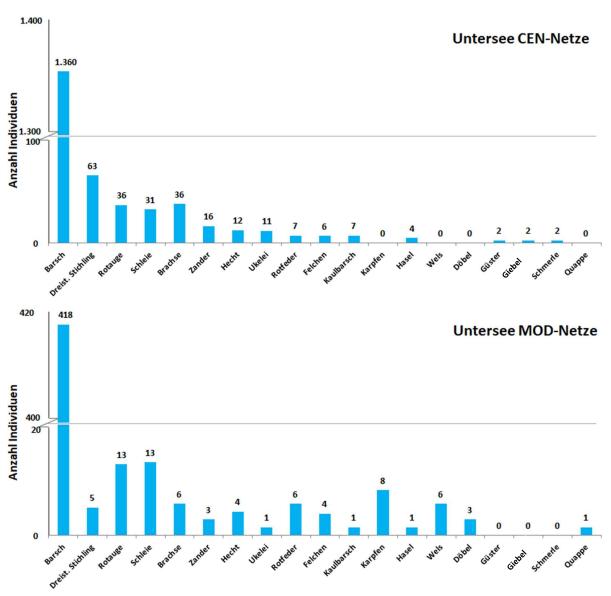


Abbildung 66 Abundanz (Summe aus CPUE N/100m²) der in den CEN- und MOD-Netzen nachgewiesenen Arten im Untersee (N = 29 Netze je Netztyp); beachte Y-Achsenunterbrechung.

8.1.1.2 Längenverteilung der Fische in den Maschenweiten von CEN- und MOD-Netzen

Das Benthal und das Pelagial der beiden Seeteile wurde getrennt betrachtet. Die Länge der, in den einzelnen Maschenweiten, gefangenen Fische unterschied sich nur unwesentlich in den beiden Netztypen. Erwartungsgemäß nahm mit zunehmender Maschengröße die Fischgröße zu während die Anzahl der gefangenen Individuen zurückging. In den 5 mm Maschen der CEN-Netze wurden nur sehr vereinzelt Fische nachgewiesen und die 55 mm Maschen lieferten im Bodensee keinen Nachweis. Durch die größere Netzfläche der kleinen Maschen bei den CEN-Netzen wurden hier deutlich mehr Fische gefangen, einen Einfluss auf die allgemeine Durchschnittsgröße hatte dies jedoch nicht. Im Pelagial der beiden Seenteile treten in den Grafiken (Abbildung 68 und Abbildung 70) größere Unterschiede zwischen CEN- und MOD-Netzen als im Benthal auf. Die Ursache liegt in der oft sehr geringen Individuenzahl, die bis hin zu Einzelfängen reicht und somit die Chancen für Unterschiede in der Duchschnittslänge steigen.

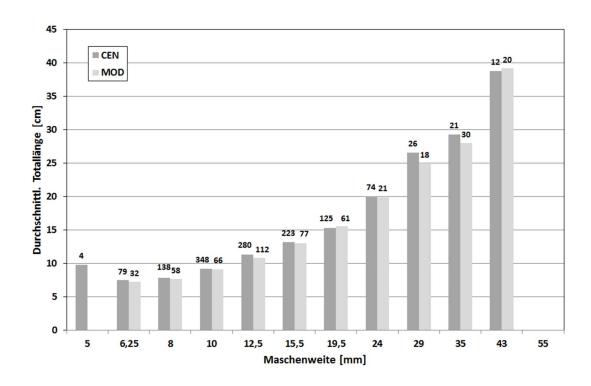


Abbildung 67 Durchschnittliche Größe der in den Maschenweiten von CEN- und MOD-Netzen nachgewiesenen Individuen im Benthal des Obersees. Stückzahlen der Individuen sind über den Säulen dargestellt.

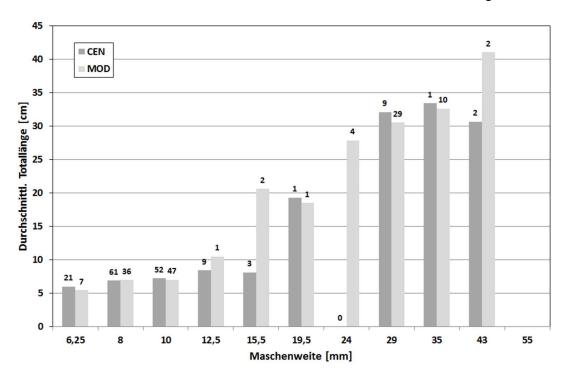


Abbildung 68 Durchschnittliche Größe der in den Maschenweiten von CEN- und MOD-Netzen nachgewiesenen Individuen im Pelagial des Obersees. Stückzahlen der Individuen sind über den Säulen dargestellt.

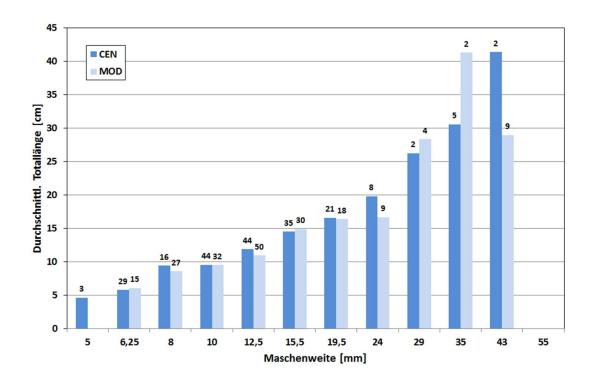


Abbildung 69 Durchschnittliche Größe der in den Maschenweiten von CEN- und MOD-Netzen nachgewiesenen Individuen im Benthal des Untersees. Stückzahlen der Individuen sind über den Säulen dargestellt.

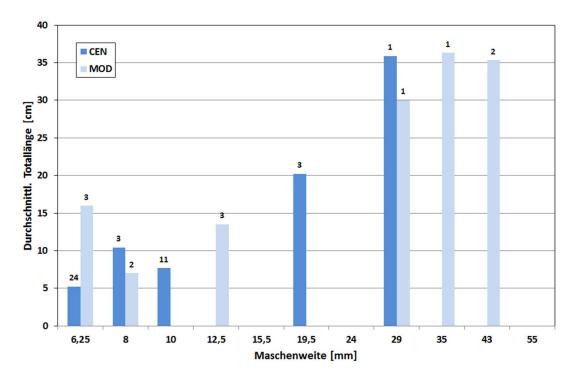


Abbildung 70 Durchschnittliche Größe der in den Maschenweiten von CEN- und MOD-Netzen nachgewiesenen Individuen im Pelagial des Untersees. Stückzahlen der Individuen sind über den Säulen dargestellt.

8.1.1.3 Relative Häufigkeiten der Arten in CEN- und MOD-Netzen

Für die Gegenüberstellung der relativen Häufigkeiten der Arten in den CEN- und MOD-Netzen wurden die zwei bereits erwähnten Methoden zur Berechnung des CPUE herangezogen. Für den Vergleich der Fanggeräte wurde der CPUE pro Netz aus dem Gesamtfang eines jeden Netzes berechnet. Zusätzlich wurde der CPUE in Abhängigkeit von den Flächenverhältnissen der Maschenweiten (CPUE^{MW}) ermittelt. Dafür wurde zunächst für jedes einzelne Netz der CPUE der identischen Maschenweitenabschnitte berechnet. Anschließend wurden diese CPUE-Werte addiert und der Quotient aus der Summe des CPUE der Maschenweitenabschnitte und deren Anzahl gebildet. Durch die Verwendung des CPUE^{MW} können Veränderungen auf die Fängigkeit der Maschenweiten durch die veränderten Netzflächenverhältnisse betrachtet werden. Grundsätzlich unterscheiden sich die Ergebnisse beider Berechnungsmethoden nur unwesentlich voneinander. Zudem sind im Benthal und Pelagial dieselben Trends erkennbar. In beiden Fällen ist der Anteil der häufigsten Fischart in den MOD-Netzen leicht reduziert, bedingt durch die kleinen Maschenweiten. Im Benthal ist in den MOD-Netzen somit der relative Anteil der Barsche, im Pelagial der Anteil der Stichlinge verringert. Dadurch erhöht sich automatisch der Anteil der anderen Arten am Gesamtfang. Die Dominanzverhältnisse sind jedoch bei beiden Berechnungsmethoden identisch. Bei der Verwendung des CPUE für den Vergleich der Artzusammensetzung besitzen allerdings mehr Arten einen Anteil von über einem Prozent am Gesamtfang und können so besser dargestellt werden. Der Vergleich der Anteile der einzelnen Arten in den CEN- und MOD-Netzen zeigt hier ebenfalls keine deutlichen Unterschiede (Abbildung 71 und Abbildung 72). Lediglich im Pelagial des Untersees sind Unterschiede in den Dominanzverhältnissen zu erkennen. Beide Berechnungsmethoden liefern hier allerdings identische Ergebnisse. Während in den CEN-Netzen der Stichling die dominierende Fischart ist, hat das Felchen in den MOD-Netzen den größten Anteil am Gesamtfang. Auch wenn die Fläche der für die Felchenfänge relevanten Maschenweiten in den MOD-Netzen erhöht ist, was durchaus zu einer Erhöhung des CPUE in diesem Bereich führen kann, rührt dieser Unterschied jedoch nicht allein von den veränderten Flächenverhältnissen der Maschenweiten. Im Pelagial des Untersees wurden in zwei MOD-Netzen und in vier CEN-Netzen Stichlinge nachgewiesen. In den MOD-Netzen wurde jeweils ein Individuum dokumentiert. In drei der vier CEN-Netze wurden mit ein bis vier Individuen und in Anbetracht der größeren Fläche der für Stichlinge relevanten Maschenweiten vergleichbare Stückzahlen gefangen. Lediglich in einem CEN-Netz wurde mit 56 Individuen ein Massenfang von Stichlingen verzeichnet. In Anbetracht der generell niedrigen Fischdichte in den pelagischen Netzen und vor dem Hintergrund, dass jeweils nur neun pelagische CEN- und MOD-Netze in der Auswertung beteiligt sind fällt ein solcher Massenfang überproportional stark ins Gewicht. Die hier vorhandenen Unterschiede zwischen den CEN uns MOD-Netzen im Pelagial des Untersees sollten daher nicht überbewertet werden, da die Unterschiede auf ein einzelnes von neun Netzen zurückzuführen sind.

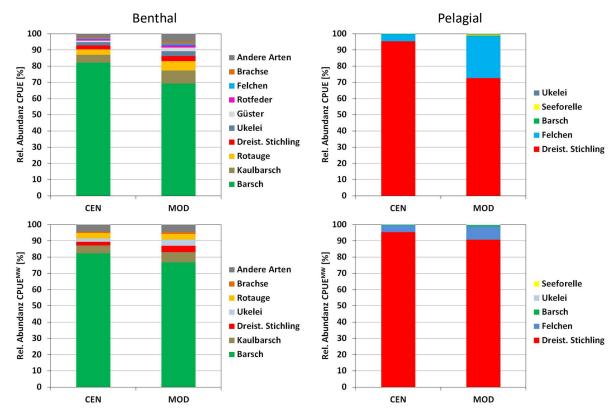


Abbildung 71 Relative Abundanz der gefangenen Arten in den CEN- und MOD-Netzen des Obersees. Benthische (N = 81) und pelagische (N = 26) Netze sind getrennt dargestellt sowie der allgemeine CPUE (oben) berechnet aus dem Fang eines gesamten Netzes (Vergleich des Fangs je Fanggerät) und der CPUE^{MW} (unten) berechnet aus den einzelnen Maschenweiten (Vergleich der Fängigkeit der Netztypen).

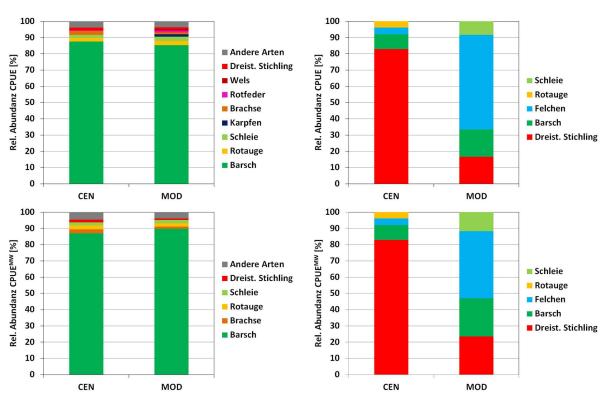


Abbildung 72 Relative Abundanz der gefangenen Arten in den CEN- und MOD-Netzen des Untersees. Benthische (N = 20) und pelagische (N = 9) Netze sind getrennt dargestellt sowie der allgemeine CPUE (oben) berechnet aus dem Fang eines gesamten Netzes (Vergleich des Fangs je Fanggerät) und der CPUE^{MW} (unten) berechnet aus den einzelnen Maschenweiten (Vergleich der Fängigkeit der Netztypen).

8.1.1.4 Darstellung der Fischgemeinschaften durch CEN- und MOD-Netze

8.1.1.4.1 Vorausgehende Auswertungen

Für die Untersuchung der Auswirkungen der veränderten Maschenweitenzusammensetzung auf die Darstellung der Fischgemeinschaft durch die MOD-Netze wurde für die folgenden Auswertungen der CPUE^{MW} verwendet. Auf diese Weise ist ein Vergleich der Darstellung der Fischgemeinschaft auf Grundlage der Fängigkeit des gesamten Netzes möglich. Bevor die Fangzusammensetzung der CEN- und MOD-Netze jedoch auf Unterschiede überprüft werden konnte musste zunächst sichergestellt werden, dass eventuell auftretende Unterschiede nicht anderen Faktoren entstammen. Daher wurden in einem ersten Schritt die Gewässerzonen und Tiefenstrata auf Unterschiede in der Fischgemeinschaft untersucht. Mit Hilfe einer nMDS-Analyse (Non-metric Multi-Dimensional Scaling) wurde die Ähnlichkeit der Fänge in den einzelnen Netzen und der Netztypen zueinander dargestellt. Die Daten wurden hierfür quadratwurzeltransformiert und anschließend in eine Bray-Curtis Ähnlichkeitsmatrix umgewandelt. Für eine bessere Darstellung der Daten wurde bei der Erstellung der Bray-Curtis Ähnlichkeitsmatrix ein Dummy (Wert = 1) hinzugefügt. Durch die nMDS-Analyse konnten im Obersee drei Gruppen mit ähnlichen Fischgemeinschaften erkannt werden. Dazu zählte eine relativ deutlich abgegrenzte Gruppe aus vorrangig pelagischen Proben der Tiefenschichten 12-20 m und 20-35 m. Eine weitere Gruppe umfasste hauptsächlich benthische Proben aus Tiefen > 35 m. Die dritte Gruppe beinhaltete vorrangig flache, benthische Proben aus 0-35 m Tiefe und war weiter gestreut als die beiden zuvor genannten Gruppen (Abbildung 73). Diese weite Streuung deutet auf eine heterogenere Fischgemeinschaft in den flachen Gewässerbereichen hin. In Anbetracht der vergleichsweise hohen Artenvielfalt in diesen Tiefenstufen, sowie der hohen dort vorhandenen Individuendichte ist dieses Ergebnis jedoch plausibel. Zusätzlich wurden die wichtigsten Fischarten als Vektoren in die nMDS Grafik eingefügt. Die Richtung der Vektoren deutet dabei in die Richtung der Proben bzw. Tiefenstufen und Gewässerzonen, in welchen die jeweilige Fischart vorrangig zu finden war. Dabei sind insbesondere die benthischen Flachwasser Proben durch eine starke Präsenz von Barschen gekennzeichnet. Felchen sind hauptsächlich in den pelagischen Proben im rechten, oberen Bereich der Grafik vertreten. Proben mit einem hohen Stichlingsanteil sind ebenfalls hauptsächlich in den Netzen im oberen Bereich der Grafik zu finden, wobei diese sowohl in benthischen als auch in pelagischen Proben vorkommen. Die Vektoren der beiden Saiblingsarten verweisen auf benthische und tiefe Proben und entsprechen damit den tatsächlichen Fanggebieten.

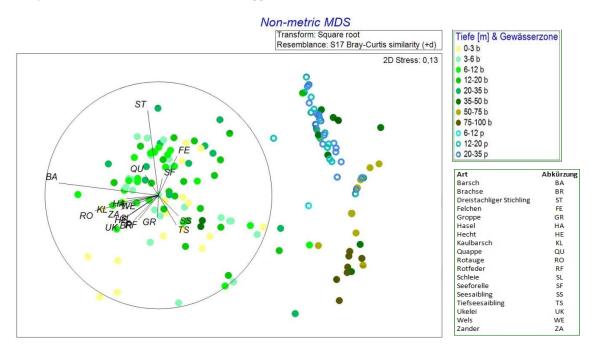


Abbildung 73 nMDS-Grafik der Fischartenzusammensetzung von CEN- und MOD-Netzen im Obersee mit Einteilung nach Netztiefe und Gewässerzone (b = Benthal; p = Pelagial).

Unterschiede zwischen den Fischgemeinschaften der Tiefenschichten wurden mittels einer PERMANOVA-Analyse (PERMANOVA; Typ III) bestätigt. Hierfür wurde dieselbe Datengrundlage wie für die nMDS-Analyse verwendet. Die Netze des Benthals (PERMANOVA pseudo-F = 17,168, p = 0,001 mit 998 Permutationen) und des Pelagials (PERMANOVA: pseudo-F = 3,1084, p = 0,024 mit 999 Permutationen) wurden jedoch getrennt auf tiefenbezogene Unterschiede der Fischgemeinschaften hin untersucht. Für eine genauere Betrachtung der Unterschiede zwischen den Tiefenschichten wurde zusätzlich eine ANOSIM-Analyse (Analysis of Similarities) durchgeführt. Die Datengrundlage beruhte erneut auf quadratwurzeltransformierten CPUE^{MW}-Werten, in einer Bray-Curtis Ähnlichkeitsmatrix mit Dummy (Wert = 1). Die Unterschiede von Proben innerhalb einer Tiefenschicht waren dabei meist geringer als zwischen den Tiefenschichten. Somit war eine gute Unterscheidbarkeit der Gruppen gegeben und es traten erneut signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen auf (ANOSIM Global R-Wert = 0,508; p < 0,05). Zudem unterstützen die paarweisen Vergleiche der ANOSIM-Analyse die Resultate der nMDS-Grafik. Auch hier wiesen benthische Proben aus einer Tiefe zwischen 0 und 35 m ähnliche Fischartengemeinschaften auf (Tabelle 47). Der Vergleich der Fischgemeinschaften benthischer Proben aus Tiefen > 35 m weist mit sehr niedrigen R-Werten ebenfalls auf ähnliche Artzusammensetzungen hin. Auch die R-Werte innerhalb der Gruppe der pelagischen Proben deuten, wie schon in der nMDS-Analyse, auf eine sehr ähnliche Fischartenzusammensetzungen hin. Zudem besitzen die pelagischen Proben, identisch zu den Ergebnnissen der nMDS Grafik, eine größere Ähnlichkeit zu den benthischen Proben aus Tiefen Gewässerzonen (> 35 m) als zu denen in flacheren Gewässerbereichen. Da im Pelagial lediglich vier Netze aus der Tiefe 6-12 m (Gruppe 6-12 p) zur Verfügung standen und hiervon drei Netze leer gehoben wurden stellen die Vergleiche mit dieser Gruppe bestenfalls Trends dar.

Tabelle 47 R Statistik der ANOSIM-Analyse des Obersees, wobei die Werte > 0,75 klare Unterschiede, ≈ 0,5 gute Unterschiede und < 0,25 geringe Unterschiede beschreiben. Signifikante Unterschiede sind mit einem * gekennzeichnet.

	0-3 b	3-6 b	6-12 b	12-20 b	20-35 b	35-50 b	50-75 b	75-100 b	6-12 p	12-20 p
3-6 b	0,14103*									
6-12 b	0,35895*	0,080352*								
12-20 b	0,20526*	0,08023*	0,10782*							
20-35 b	0,29201*	0,24887*	0,30738*	0,092718*						
35-50 b	0,82463*	0,81108*	0,80561*	0,53106*	0,096593*					
50-75 b	0,9648*	0,94344*	0,93569*	0,74014*	0,23074*	0,11201*				
75-100	0,96872*	0,95031*	0,95762*	0,79586*	0,32358*	0,203538*	0,036235			
b										
6-12 p	0,90915*	0,86929*	0,90573*	0,58856*	-0,067028	-0,15613	-0,13574	-0,10606		
12-20 p	0,95234*	0,9393*	0,67001*	0,67001*	0,32153*	0,23956*	0,038673*	0,50994*	0,31819*	
20-35 p	0,96529*	0,9489*	0,69712*	0,69712*	0,31447*	0,19776*	0,29755*	0,44554*	0,22658*	-0,02

Die gleichen Analysen (nMDS, PERMANOVA und ANOSIM) wurden auch für die relevanten CEN- und MOD-Netze des Untersees durchgeführt. Die Daten wurden dabei identisch wie in den Analysen im Obersee behandelt. Wie bereits im Obersee, war in der nMDS-Analyse der Unterseedaten eine getrennte Gruppierung von Proben aus dem Freiwasser, tiefen benthischen Bereichen und flachen benthischen Bereichen zu erkennen. Allerdings gruppierten sich die Proben hier aus tiefen, benthischen (20-50 m) und pelagischen Zonen mit starken Überschneidungen. Dies ist sicherlich auch auf die generell geringere Tiefe des Untersees zurückzuführen, wodurch tiefenabhängige Unterschiede der Fischgemeinschaften weniger stark ausgeprägt sind. Eine deutliche Abgrenzung und damit eindeutige Unterschiede in der Fischartenzusammensetzung waren jedoch zu Proben aus Tiefenschichten von 0-20 m zu erkennen (Abbildung 74).

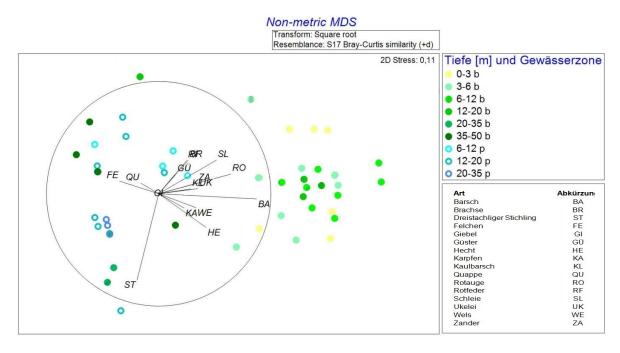


Abbildung 74 nMDS-Grafik der Fischartenzusammensetzung von CEN- und MOD-Netzen im Untersee mit Einteilung nach Netztiefe und Gewässerzone (b = Benthal; p = Pelagial).

Die PERMANOVA-Analyse am Untersee lieferte nur im Fall der Fischartengemeinschaft des Benthals signifikante Unterschiede zwischen den Tiefenstufen (PERMANOVA: pseudo-F = 6,3558, p = 0,001 mit 999 Permutationen). Im Pelagial waren hingegen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Tiefenschichten zu erkennen (PERMANOVA: pseudo-F = 1,9696, p = 0,081 mit 999 Permutationen).

Die ANOSIM-Analyse der Befischungsdaten im Untersee bekräftigte die Ergebnisse der nMDS-Analyse. Die Unterscheidbarkeit der Artengemeinschaften der Tiefenschichten war zwar etwas geringer als im Obersee aber im Allgemeinen dennoch gut zu erkennen (ANOSIM Global R-Wert = 0,488; p < 0,05). Die paarweisen Vergleiche zeigten, dass sich auch hier die Fänge der flachen (0-20 m), benthischen Netze deutlich von den pelagischen und den tiefen (20-50 m), benthischen Netzen underschieden. Tiefe pelagische und tiefe, benthische Netze unterschieden sich hingegen weniger deutlich voneinander (Tabelle 48). Die geringeren Unterschiede zwische Proben des Pelagials und Benthals weisen auf eine weniger deutlich ausgeprägte pelagische Fischgemeinschaft im flacheren und nährstoffreicheren Untersee hin. Auch Felchen wurden hier mit einem vergleichsweise hohen Anteil in benthischen Netzen gefangen und Rotaugen konnten mit relativ hohen Stückzahlen im Freiwasser nachgewiesen werden.

Tabelle 48 R Statistik der ANOSIM-Analyse des Untersees, wobei die Werte > 0,75 klare Unterschiede, ≈ 0,5 gute Unterschiede und < 0,25 geringe Unterschiede beschreiben. Signifikante Unterschiede sind mit einem * gekennzeichnet.

		1		1				
	0-3 b	3-6 b	6-12 b	6-12 p	12-20 b	12-20 p	20-35 b	20-35 p
3-6 b	-0,0077519							
6-12 b	0,27616*	0,0625						
6-12 p	0,9833*	0,89147*	0,99031*					
12-20 b	0,22593*	0,17539*	0,2345*	0,17407				
12-20 p	0,95833*	0,92578*	0,98326*	-0,021318	0,31977*			
20-35 b	0,97778*	0,96221*	1*	0,21667*	0,26111*	-0,0043605		
20-35 p	0,98413*	0,96875*	1*	0,39087*	0,19444*	-0,020221	-0,10516	
35-50 b	0,96481*	0,92539*	0,99419*	-0,040741	0,16389*	-0,031008	-0,012037	-0,035714

8.1.1.4.2 Vergleich der Fangzusammensetzung von CEN- und MOD-Netzen

Aufgrund der vorangegangenen Ergebnisse wurden für der direkten Vergleich von CEN- und MOD-Netzen die Fänge der einzelnen Gewässerzonen und Tiefenschichten einander gegenüber gestellt. Auch hier wurden mittels einer nMDS-Analyse die Ähnlichkeit der einzelnen Proben zueinander dargestellt und die Unterschiede durch PERMANOVA und ANOSIM-Analysen verifiziert. Der CPUE^{MW} wurde wie bereits in Kapitel 8.1.1.4.1 beschrieben berechnet und anschließend für die nMDS, PERMANOVA und ANOSIM-Analyse quadratwurzeltranformiert. Es wurde erneut eine Bray-Curtis Ähnlichkeitsmatrix erstellt und ein Dummy (Wert = 1) zu besseren visualisierung in den Datensatz integriert.

Obersee Benthal

Die nMDS-Analyse der benthischen Netze im Obersee zeigt deutlich, dass sich die CEN- und MOD-Netze derselben Tiefenschichten in denselben Bereichen des Diagramms gruppieren und weist daher auf sehr ähnliche Artzusammensetzungen hin. Die Streuung bzw. die Variabilität der Fischgemeinschaft von Proben in flacheren Gewässerzonen ist zwar größer als in tiefen Gewässerbereichen, allerdings trifft dies sowohl auf Proben aus CEN-Netzen als auch auf Proben aus MOD-Netzen zu. Zudem sind sich die Fischgemeinschaften aus den Tiefenzonen 0-35 m relativ ähnlich, woraus eine starke Überlagerung der Proben aus diesen Tiefenschichten resultiert. Die Replikate der CEN- und MOD-Netze einer Befischungsstelle liegen häufig dicht beieinander und weisen somit ähnliche sehr Fangzusammensetzungen auf. Die für die einzelnen Probestellen charakteristischen Fischgemeinschaften werden somit sowohl von CEN wie auch von MOD-Netzen sehr ähnlich dargestellt. Dies wurde durch die PERMANOVA-Analyse bestätigt, da im Benthal des Obersees keine signifikanten Unterschiede zwischen CEN- und MOD-Netzen festgestellt werden konnten (PERMANOVA: pseudo-F = 1,1039, p = 0,371 mit 999 Permutationen).

Die Ergebnisse der-ANOSIM Analyse unterstützen ebenfalls die grafische Darstellung der nMDS-Analyse. Wie erwartet weist ein Großteil der Gruppen erneut eine gute Unterscheidbarkeit auf (ANOSIM Global R-Wert = 0,427; p < 0,05). Beim paarweisen Vergleich der Gruppen ist diese Unterscheidbarkeit im allgemeinen zwischen Netzen aus flachen Bereichen und Netzen aus tiefen Bereichen besonders deutlich (Tabelle 49). Die Unterscheidbarkeit der CEN- und MOD-Netze innerhalb einer Tiefenschicht ist im Gegensatz dazu sehr gering (Werte nahe Null) und es treten keine signifikanten Unterschiede auf, was auf sehr ähnliche Fischgemeinschaften hindeutet. Zudem treten, unter allen paarweisen Vergleichen ausschließlich hier, negative R-Werte auf. Diese bedeuten, dass die Ähnlichkeit zwischen den verglichenen Gruppen größer als innerhalb der einzelnen Gruppe (CEN- oder MOD-Netze einer Tiefenschicht) ist. Somit sind sich die Replikate von CEN- und MOD-Netzen aus einer Tiefenstufe meist ähnlicher als die Netze eines Netztyps innerhalb einer Tiefenschicht.

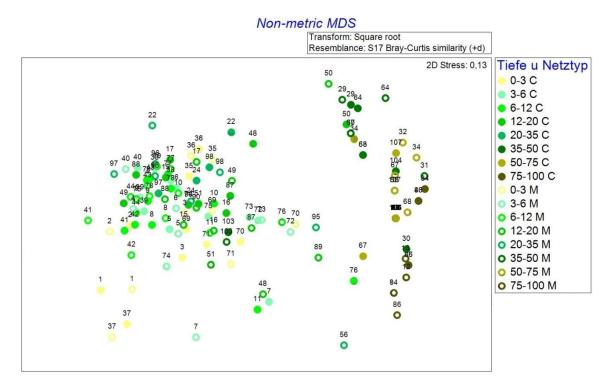


Abbildung 75 nMDS-Grafik der Fischartenzusammensetzung von CEN- und MOD-Netzen im Benthal des Obersees. Einteilung nach Netztiefe [m] und Netztyp (C = CEN; M = MOD). Identische Nummern stellen die CEN und MOD Replikate einer Probestelle dar.

Tabelle 49 R Statistik der ANOSIM-Analyse der benthischen CEN- und MOD-Netze des Obersees, wobei die Werte > 0,75 klare Unterschiede, ≈ 0,5 gute Unterschiede und < 0,25 geringe Unterschiede beschreiben. Signifikante Unterschiede sind mit einem * gekennzeichnet und direkte Vergleiche der CEN und MOD-Replikate aus einer Tiefenschicht sind grün hinterlegt.

	0-3 C	3-6 C	6-12 C	12-20 C	20-35 C	35-50 C	50-75 C	75-100 C	0-3 M	3-6 M	6-12 M	6-12 M 12-20 M	20-35 M	35-50 M	50-75 M
0-3 C															
3-6 C	*65981														
6-12 C	0,37418*	0,07301*													
12-20 C	0,24809*	0,032908	0,025795												
20-35 C	0,40137*	0,27018*	0,31517*	0,057273											
35-50 C	0,88672*	0,81051*	0,75222*	0,74234*	0,049144										
50-75 C	*76866,0	0,93962*	0,88253*	0,65102*	0,12428*	0,12522									
75-100 C	1*	0,96183*	*206560	0,73554*	0,24436*	0,24918*	0,033633								
0-3 M	-0,07099	0,11378*	0,29739*	0,1382*	0,24005*	0,76042*	0,91495*	0,94006*							
3-6 M	0,10534*	-0,05169	0,073	0,05154	0,29364*	*20028	0,92519*	0,94155*	76080'0						
6-12 M	0,40087*	0,030679	-0,0604	0,022665	0,3545*	0,87278*	0,97658*	0,98422*	0,2801*	0,03863					
12-20 M	0,24786*	0,061007	0,7549*	-0,01307	0,086364	*966240	0,75491*	0,84252*	0,1233*	0,12156*	0,1653*				
20-35 M	0,2642*	0,18291*	0,23994*	0,033	-0,062	0,12466*	0,27627*	0,40982*	0,118*	0,15582*	0,2584*	0,08846*			
35-50 M	0,85851*	0,77492*	0,74269*	0,46742*	0,013356	-0,08984	0,10156*	0,20646*	0,7118*	0,79244*	0,87364	0,533*	0,075171		
50-75 M	1*	0,95604*	*26206'0	0,70074*	0,18491*	0,01417*	0,033951	0,62493	0,9184*	0,93762*	*8538	0,814*	0,2993*	0,09115*	
75-100 M	*956660	0,95642*	0,93351*	0,72787*	0,23018*	0,227*	-0,00588	-0,24944		0,905* 0,92397* 0,9778*	*8//6/0	0,8321*	0,378*	0,19496* 0,069375	0,069375

Obersee Pelagial

Eine eindeutige, nach Tiefenschichten abhängige Gruppierung der Proben aus dem Pelagial des Obersees war in der nMDS Grafik nicht erkennbar. Somit besitzen die Tiefenschichten im Pelagial keine charakteristischen Fischgemeinschaften. Dennoch liegen die Replikate der CEN- und MOD-Netze in vielen Fällen im selben Bereich der Grafik und besitzen somit sehr ähnliche Artgemeinschaften (Abbildung 76). Die PERMANOVA-Analyse unterstreicht die Eignung der MOD-Netze, da keine signifikanten Unterschiede zwischen CEN- und MOD-Netzen existieren (PERMANOVA: pseudo-F = 1,5765, p = 0,21 mit 999 Permutationen).

Auch die Ergebnisse der ANOSIM-Analyse weisen auf geringe Unterschiede zwischen den pelagischen Tiefenschichten hin (Global R-Wert = 0,042; p = 0,14). Beim paarweisen Vergleich besitzen lediglich die Proben aus 6-12 m Tiefe eine gute Unterscheidbarkeit von den anderen Tiefenstufen. Allerdings sind aus dieser Tiefenschicht nur zwei CEN und zwei MOD-Netze mit in die Auswertung eingegangen. Hinzu kommt, dass nur in einem dieser Netze Fische gefangen wurden. Der Vergleich mit den Netzen aus 6-12 m Tiefe kann daher nur sehr eingeschränkt verwendet werden. Neben den nicht vorhanden Unterschieden zwischen den Tiefenschichten wurden auch keine Unterschiede zwischen den Fischgemeinschaften der Replikate von CEN- und MOD-Netzen festgestellt (Tabelle 50).

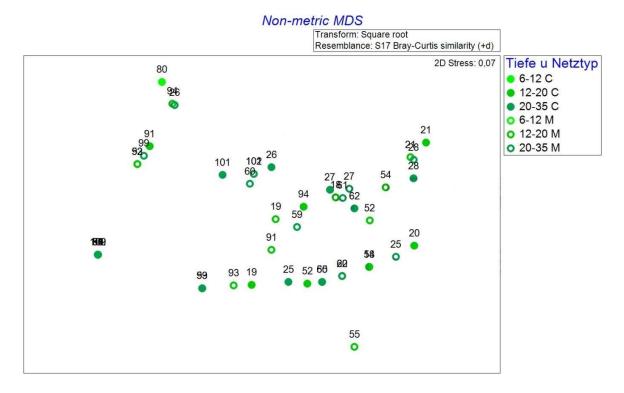


Abbildung 76 nMDS-Grafik der Fischartenzusammensetzung von CEN- und MOD-Netzen im Pelagial des Obersees. Einteilung nach Netztiefe [m] und Netztyp (C = CEN; M = MOD). Identische Nummern stellen die CEN und MOD Replikate einer Probestelle dar.



Tabelle 50 Statistik der ANOSIM-Analyse der pelagischen CEN- und MOD-Netze des Obersees, wobei die Werte > 0,75 klare Unterschiede, ≈ 0,5 gute Unterschiede und < 0,25 geringe Unterschiede beschreiben. Signifikante Unterschiede sind mit einem * gekennzeichnet und direkte Vergleiche der CEN und MOD-Replikate aus einer Tiefenschicht sind grün hinterlegt.

	6-12 C	12-20 C	20-35C	6-12 M	12-20 M
6-12 C					
12-20 C	0,32587				
20-35C	0,1215	-0,043718			
6-12 M	0	0,1592	-0,0074627		
12-20 M	0,37562*	-0,015572	0,0038931	0,41791*	
20-35 M	0,40236*	0,024832	0,029882	0,47139*	-0,074285

Untersee Benthal

Wie schon im Benthal des Obersees besaßen auch die Tiefenstufen des Untersees charakteristische Fischgemeinschaften. Die Grafik der nMDS-Analyse zeigte drei tiefenstufenabhängige Gruppen mit unterschiedlichen Fischgemeinschaften. Dabei gruppierten sich vorwiegend Proben aus den flachen benthischen Bereichen (0-20 mm Tiefe) als eine Einheit. Zwei weitere Gruppen bildeten die Proben aus 20-35 m Tiefe und 35-50 m Tiefe. Die Standortreplikate der CEN- und MOD-Netze liegen auch hier meist dicht zusammen und weisen daher eine große Ähnlichkeit zueinander auf (Abbildung 77). Mit Hilfe der PERMANOVA-Analyse konnten hier keine Unterschiede zwischen den Netztypen festgestellt werden (PERMANOVA: pseudo-F = 0,74226, p = 0,499 mit 996 Permutationen). Die große Ähnlichkeit der Replikate wird auch in der ANOSIM-Analyse deutlich. Trotz einer im Allgemeinen guten Unterscheidbarkeit der Gruppen (Global R-Wert = 0,398; p < 0,05) treten insbesondere beim paarweisen Vergleich der Replikate von CEN- und MOD-Netzen sehr geringe R-Werte auf, was auf sehr ähnliche Fischgemeinschaften hin deutet (Tabelle 51).

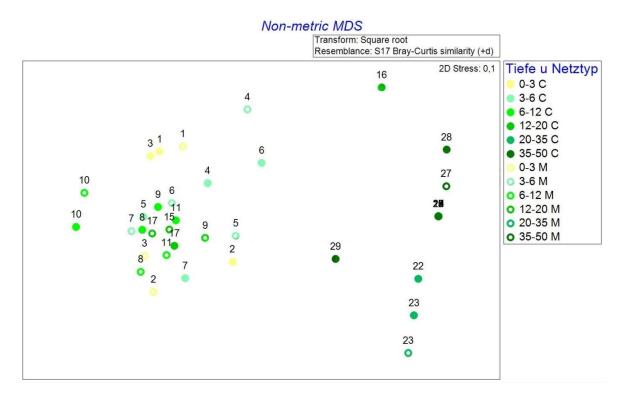


Abbildung 77 nMDS-Grafik der Fischartenzusammensetzung von CEN- und MOD-Netzen im Benthal des Untersees. Einteilung nach Netztiefe [m] und Netztyp (C = CEN; M = MOD). Identische Nummern stellen die CEN- und MOD-Replikate einer Probestelle dar.

Tabelle 51 Statistik der ANOSIM-Analyse der benthischen CEN- und MOD-Netze des Untersees, wobei die Werte > 0,75 klare Unterschiede, ≈ 0,5 gute Unterschiede und < 0,25 geringe Unterschiede beschreiben. Signifikante Unterschiede sind mit einem * gekennzeichnet und direkte Vergleiche der CEN und MOD-Replikate aus einer Tiefenschicht sind grün hinterlegt.

	0-3 C	3-6 C	6-12 C	12-20 C	20-35 C	35-50 C	0-3 M	3-6 M	6-12 M	12-20 M	20-35 M
3-6 C	0,05556										
6-12 C	0,22222	0,03125									
12-20 C	0,40741	0,37037	0,37037								
20-35 C	1	1*	1*	0,12963							
35-50 C	0,85185	0,77778	0,98148*	-0,092593	-0,11111						
0-3 M	-0,18519	-0,055556	-0,092593	0,33333	1	0,96296					
3-6 M	0	0	-0,0625	0,22222	1*	0,83333	-0,24074				
6-12 M	0,51852	0,15625	-0,16667	0,37037	1*	0,94444	-0,018519	-0,020833			
12-20 M	0,22222	0,11111	-0,074074	0	0,4444	0,18519	-0,11111	-0,037037	0,092593		
20-35 M	0,92593	0,92593*	1*	-0,037037	-0,22222	-0,37037	1	1*	1	0,3333	
35-50 M	1	1*	1*	0,037037	0,2963	0,074074	1	1*	1	0,2963	-0,37037

Untersee Pelagial

Im Pelagial des Untersees war in der nMDS-Grafik keine eindeutige Gruppierung der Proben nach Tiefenschichten erkennbar. Trotz der daraus resultierenden homogenen Fischgemeinschaft des Pelagials orientierten sich die Replikate der CEN- und MOD-Netze häufig in denselben Bereichen der Grafik und spiegeln daher ähnliche Fischgemeinschaften wider. Signifikante Unterschiede zwischen den beiden Netztypen konnten nicht festgestellt werden (PERMANOVA: pseudo-F = 1,1039, p = 0,371 mit 890 Permutationen). Die generell große Ähnlichkeit aller Gruppen des Pelagials zeigte sich auch in den Ergebnissen der ANOSIM-Analyse (Global R-Wert = -0,01; p = 0,518). Die paarweisen Vergleiche von CEN-und MOD-Netzen wiesen erneut auf eine sehr geringe Unterscheidbarkeit hin (Tabelle 52).

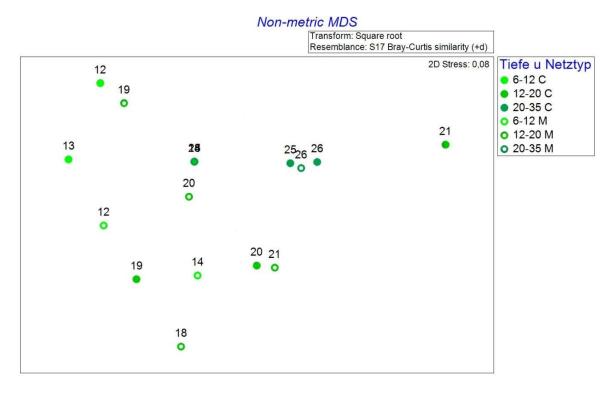


Abbildung 78 nMDS-Grafik der Fischartenzusammensetzung von CEN- und MOD-Netzen im Benthal des Untersees. Einteilung nach Netztiefe [m] und Netztyp (C = CEN; M = MOD). Identische Nummern stellen die CEN und MOD Replikate einer Probestelle dar.

Tabelle 52 Statistik der ANOSIM-Analyse der pelagischen CEN- und MOD-Netze des Untersees, wobei die Werte > 0,75 klare Unterschiede, ≈ 0,5 gute Unterschiede und < 0,25 geringe Unterschiede beschreiben. Signifikante Unterschiede sind mit einem * gekennzeichnet und direkte Vergleiche der CEN und MOD-Replikate aus einer Tiefenschicht sind grün hinterlegt.

	6-12 C	12-20 C	20-35C	6-12 M	12-20 M	20-35 M
12-20 C	0,16667					
20-35C	0,58333	-0,21429				
6-12 M	0,1111	-0,15741	0,75			
12-20 M	0,2037	-0,19792	0,10714	-0,36111		
20-35 M	0,20833	-0,25	-0,25	0,29167	-0,10714	

8.1.1.5 Vergleich der Fängigkeit der Maschenweiten von CEN- und MOD-Netzen

8.1.1.5.1 Obersee benthische Netze

Für die grafische Darstellung des Vergleichs der Fängigkeit der Maschenweiten von benthischen CEN- und MOD-Netzen wurde der durchschnittliche CPUE^{MW} für jeden Maschenweitenabschnitt innerhalb einer Tiefenschicht verwendet. Die Gegenüberstellung zeigte, für beide Netztypen im Allgemeinen sehr ähnliche Werte. Lediglich in der Tiefenschicht von 12-20 m wiesen die benthischen CEN-Netze im Bereich der kleinen Maschenweiten (8 mm, 10 mm und 12,5 mm) höhere durchschnittliche CPUEMW-Werte auf (Abbildung 79). Es wurden Äquivalenztests unter Verwendung von Konfidenzintervallen durchgeführt, um zu untersuchen, ob CEN- und MOD-Netze ähnliche Artenzahlen und NPUE aufwiesen (Toster package, R Software). Hierfür wurde eine obere (ΔU) und eine untere (-ΔL) Äquivalenzgrenze basierend auf der kleinsten relevanten Effektgröße festgelegt. Die Äquivalenz wurde akzeptiert, wenn das 90 %-Konfidenzintervall der Unterschiede innerhalb des vordefinierten Äquivalenzbereichs lag: -∆L < 90 Cl < ∆U. Obwohl +/- 50 % der Mittelwertdifferenz ausreichen, um Gleichwertigkeit zu beanspruchen, wurden zusätzliche Ergebnisse für einen Bereich von +/- 20 % des Mittelwerts berechnet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 53A+B dargestellt. Für die Maschenweiten 6,25 bis 12,5 mm sowie 29 bis 43 mm wurden keine signifikanten Effekte gefunden.

Tabelle 53A Anzahl Netze (N), log. Mittelwert, log. Standardabweichung (SD), log. Standardfehler (SE), logarithmisches 95 %-Konfidenzintervall, Mittelwert und SD für die Artenzahl jeder MW von CEN- und MOD-Netzen und Unterschiede zwischen beiden Netz-Typen; Äquivalenztest +/-20 % und +/-50 % der mittleren Differenz: Äquivalenzgrenze (Gl.-Marge 20 %/50 %) und Testergebnis (-ΔL < 90 Cl < ΔU, Test 20 %/50 %); Power für ein Signifikanzniveau von 0,05 für die aktuelle Stichprobengröße sowie die Anzahl Netze für ein Power von 0,8. Für jede MW wurden die Daten der Tiefenstufen für den Vergleich zusammengefasst.

Masch	enweite [mm]	6,25	8	10	12,5	15,5	19,5	24	29	35	43
CEN	N	81	81	81	81	81	81	81	81	81	81
	log mean	0,3457	0,6790	0,9259	0,7037	0,7531	0,7160	0,4444	0,2716	0,1852	0,1358
	log SD	0,6738	0,7878	1,0097	0,7322	0,9815	0,9385	0,7071	0,5247	0,3909	0,4403
	log SE	0,0749	0,0875	0,1122	0,0814	0,1091	0,1043	0,0786	0,0583	0,0434	0,0489
	log 95 % CI	0,2-0,49	0,51 – 0,85	0,71 – 1,15	0,54 - 0,86	0,54 – 0,97	0,51 - 0,92	0,29 - 0,6	0,16 - 0,39	0,1-0,27	0,04 - 0,23
	mean	0,346	0,679	0,926	0,704	0,753	0,716	0,444	0,272	0,185	0,136
	SD	0,674	0,788	1,009	0,732	0,981	0,938	0,707	0,525	0,391	0,44
MOD	N	81	81	81	81	81	81	81	81	81	81
	log mean	0,2222	0,5062	0,6667	0,6543	0,7407	0,7037	0,5062	0,4074	0,4691	0,3827
	log SD	0,4743	0,7267	0,8660	0,7609	0,9718	0,9804	0,7093	0,8182	0,8956	0,7995
	log SE	0,0527	0,0807	0,0962	0,0845	0,1080	0,1089	0,0788	0,0909	0,0995	0,0888
	log 95 % CI	0,12 - 0,33	0,35 – 0,66	0,48 - 0,86	0,49 - 0,82	0,53 – 0,95	0,49 - 0,92	0,35 - 0,66	0,23 - 0,59	0,27 - 0,66	0,21 - 0,56
	mean	0,222	0,506	0,667	0,654	0,741	0,703	0,506	0,107	0,469	0,383
	SD	0,474	0,727	0,866	0,761	0,971	0,98	0,709	0,818	0,895	0,799
Diff,	mean diff	0,123	0,173	0,259	0,049	0,012	0,012	-0,062	-0,136	-0,284	-0,247
	log SD	0,544	0,551	0,653	0,475	0,652	0,672	0,608	0,721	0,833	0,692
	90 % CI	0,091	0,118	0,147	0,116	0,151	0,148	0,110	0,107	0,109	0,102
	ratio mean	0,642	0,745	0,720	0,929	0,984	0,982	1,140	0,393	2,535	2,816
Eq, ma	argin 20 %	0,057	0,119	0,159	0,136	0,149	0,142	0,095	0,068	0,065	0,052
Eq, ma	rgin 50 %	0,142	0,296	0,398	0,340	0,373	0,355	0,238	0,170	0,164	0,130
Test 2	0 %	FALSE	TRUE	TRUE	TRUE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE
Test 5	0 %	TRUE									
Power											
Eq, ma	irgin 20 %	0,00	0,00	0,01	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Eq, ma	argin 50 %	0,03	0,92	0,97	1,00	0,95	0,91	0,60	0,00	0,00	0,00
Numb	er of nets										
Eq, ma	argin 20 %	1570,94	371,37	288,51	209,93	326,88	384,10	700,90	1930,35	2778,82	3052,20
Eq, ma	rgin 50 %	251,92	60,00	46,75	34,18	52,88	62,04	112,72	309,43	445,18	488,92

Tabelle 53B Anzahl Netze (N), log. Mittelwert, log. Standardabweichung (SD), log. Standardfehler (SE), logarithmisches 95 %-Konfidenzintervall, Mittelwert und SD für NPUE jeder MW von CEN- und MOD-Netzen und Unterschiede zwischen beiden Netz-Typen; Äquivalenztest +/-20 % und +/-50 % der mittleren Differenz: Äquivalenzgrenze (GI.-Marge 20 %/50 %) und Testergebnis (-ΔL < 90 CI < ΔU, Test 20 %/50 %); Power für ein Signifikanzniveau von 0,05 für die aktuelle Stichprobengröße sowie die Anzahl Netze für ein Power von 0,8. Für jede MW wurden die Daten der Tiefenstufen für den Vergleich zusammengefasst.

Masch	enweite [mm]	6,25	8	10	12,5	15,5	19,5	24	29	35	43
CEN	N	81	81	81	81	81	81	81	81	81	81
	log mean	0,4910	0,9563	1,4790	1,4385	1,0128	0,8864	0,5901	0,3636	0,2873	0,1569
	log SD	0,8452	1,0278	1,3389	1,3489	1,1253	1,0027	0,8553	0,6662	0,6102	0,4791
	log SE	0,0939	0,1142	0,1488	0,1499	0,1250	0,1114	0,0950	0,0740	0,0678	0,0532
	log 95 % CI	0,31 - 0,68	0,73 – 1,18	1,19 – 1,77	1,14 – 1,73	0,77 – 1,26	0,67 – 1,1	0,4 - 0,78	0,22 - 0,51	0,15 - 0,42	0,05 - 0,26
	mean	37,202	81,975	393,086	356,214	101,070	53,992	24,362	8,889	6,914	3,951
	SD	135,691	194,172	606,055	501,948	151,731	99,063	58,634	18,004	16,206	12,727
MOD	N	81	81	81	81	81	81	81	81	81	81
	log mean	0,4246	0,8241	1,2022	1,3291	1,0137	0,8347	0,6463	0,3953	0,3655	0,2261
	log SD	0,8807	1,0852	1,3591	1,3358	1,0960	1,0412	0,8419	0,6489	0,5465	0,4048
	log SE	0,0979	0,1206	0,1510	0,1484	0,1218	0,1157	0,0935	0,0721	0,0607	0,0450
	log 95 % CI	0,23 – 0,62	0,59 – 1,06	0,91 – 1,5	1,04 – 1,62	0,77 – 1,25	0,61 – 1,06	0,46 - 0,83	0,25 – 0,54	0,25 – 0,48	0,14 - 0,31
	mean	45,432	88,230	325,926	319,342	89,877	62,551	22,387	8,724	5,500	2.016
	SD	146,572	184,205	587,938	569,225	139,927	107,408	54,646	20,553	15,023	4.304
Diff	mean Diff	0,066	0,132	0,277	0,109	-0,001	0,052	-0,056	-0,032	-0,078	-0,069
	log SD	0,798	0,721	0,786	0,625	0,623	0,728	0,699	0,615	0,547	0,422
	90 % CI	0,134	0,164	0,210	0,208	0,172	0,158	0,131	0,102	0,090	0,069
	ratio mean	1,221	1,076	0,829	0,896	0,889	1,159	0,919	0,981	0,796	0,510
Eq. ma	rgin 20 %	0,092	0,178	0,268	0,277	0,203	0,172	0,124	0,076	0,065	0,038
Eq. ma	rgin 50 %	0,229	0,445	0,670	0,692	0,507	0,430	0,309	0,190	0,163	0,096
Test 20) %	FALSE	TRUE	TRUE	TRUE	TRUE	TRUE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE
Test 50) %	TRUE									
Power											
Eq. ma	rgin 20 %	0,00	0,01	0,40	0,75	0,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Eq. ma	rgin 50 %	0,14	0,98	1,00	1,00	1,00	0,96	0,75	0,24	0,19	0,00
Numb	er of nets										
Eq. ma	rgin 20 %	1300,36	281,32	147,68	88,12	162,77	306,82	547,82	1126,46	1202,75	1910,51
Eq. ma	rgin 50 %	208,63	45,60	24,23	14,72	26,64	49,67	88,23	180,81	193,01	306,25

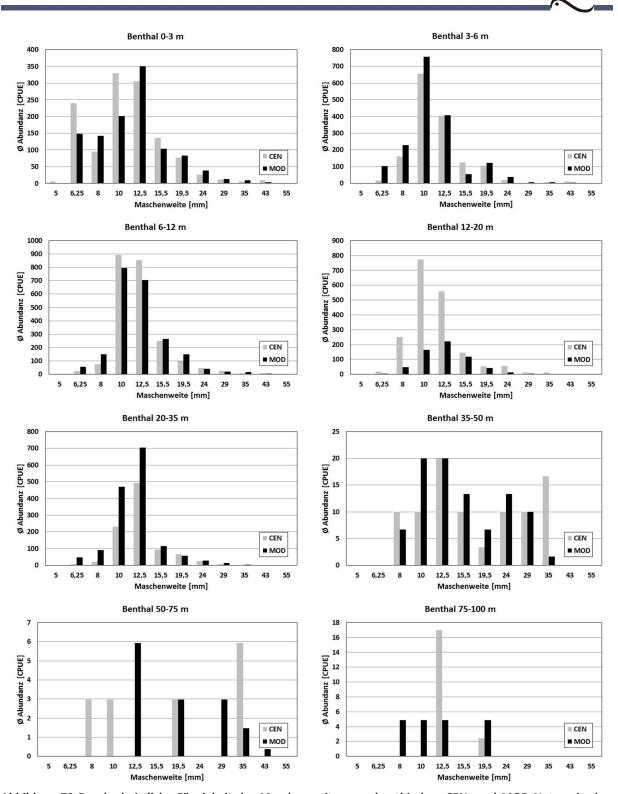


Abbildung 79 Durchschnittliche Fängigkeit der Maschenweiten von benthischen CEN- und MOD-Netzen in den jeweiligen Tiefenschichten des Obersees.

8.1.1.5.2 Obersee pelagische Netze

Im Pelagial des Obersees folgten die CPUE^{MW}-Werte der CEN- und MOD-Netze ähnlichen Trends wie bereits im Benthal (Abbildung 80). Die grafische Darstellung der durchschnittlichen CPUE-Werte scheint im Fall der Fänge der Netze aus 6-12 m Tiefe zwar deutliche Unterschiede darzustellen, allerdings konnte das mit Hilfe des Äquivalenz-Tests nicht verifiziert werden (Tabelle 54A+B). Die deutlichen, grafischen Unterschiede resultieren einerseits aus dem geringen Probenumfang (jeweils zwei CEN- und MOD-Netze) und andererseits aus den geringen Fangzahlen in dieser Tiefenschicht.

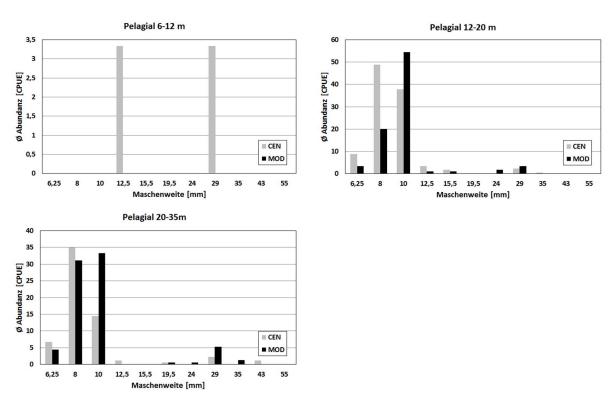


Abbildung 80 Durchschnittliche Fängigkeit der Maschenweiten von pelagischen CEN- und MOD-Netzen in den jeweiligen Tiefenschichten des Obersees.

Tabelle 54A Anzahl Netze (N), log. Mittelwert, log. Standardabweichung (SD), log. Standardfehler (SE), logarithmisches 95 %-Konfidenzintervall, Mittelwert und SD für die Artenzahl jeder MW von CEN- und MOD-Netzen und Unterschiede zwischen beiden Netz-Typen; Äquivalenztest +/-20 % und +/-50 % der mittleren Differenz: Äquivalenzgrenze (Gl.-Marge 20 %/50 %) und Testergebnis (-ΔL < 90 Cl < ΔU, Test 20 %/50 %); Power für ein Signifikanzniveau von 0,05 für die aktuelle Stichprobengröße sowie die Anzahl Netze für ein Power von 0,8. Für jede MW wurden die Daten der Tiefenstufen für den Vergleich zusammengefasst.

Maschenweite [mr	n]	6,25	8	10	12,5	15,5	19,5	24	29	35	43
	N	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26
	log mean	0,2692	0,5769	0,6154	0,1538	0,0385	0,0385	0,0000	0,2692	0,0385	0,0385
	log SD	0,4523	0,5038	0,4961	0,3679	0,1961	0,1961	0,0000	0,4523	0,1961	0,1961
	log SE	0,0887	0,0988	0,0973	0,0722	0,0385	0,0385	0,0000	0,0887	0,0385	0,0385
	log 95 % CI	0,1 - 0,44	0,38 – 0,77	0,42 - 0,81	0.01 - 0.3	-0,04 - 0,11	-0,04 - 0,11	0 - 0	0,1-0,44	-0,04 - 0,11	-0,04 - 0,11
	mean	0,269	0,577	0,615	0,154	0,038	0,038	0	0,27	0,038	0,038
	SD	0,452	0,503	0,496	0,368	0,196	0,196	0	0,452	0,196	0,196
MOD	N	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26
	log mean	0,1154	0,5000	0,5000	0,0385	0,0769	0,0385	0,1538	0,6154	0,1923	0,0769
	log SD	0,3258	0,5099	0,5099	0,1961	0,2717	0,1961	0,3679	0,4961	0,4019	0,2717
	log SE	0,0639	0,1000	0,1000	0,0385	0,0533	0,0385	0,0722	0,0973	0,0788	0,0533
	log 95 % CI	-0,01 – 0,24	0,3-0,7	0,3 - 0,7	-0,04 - 0,11	-0,03 - 0,18	-0,04 - 0,11	0,01 - 0,3	0,42 - 0,81	0.04 - 0.35	-0,03 – 0,18
	mean	0,115	0,5	0,5	0,038	0,077	0,038	0,154	0,615	0,192	0,077
	SD	0,326	0,51	0,509	0,197	0,272	0,196	0,368	0,496	0,402	0,272
Diff,	mean diff	0,154	0,077	0,115	0,115	-0,038	0,000	-0,154	-0,346	-0,154	-0,038
	log SD	0,430	0,471	0,402	0,326	0,326	0,272	0,368	0,510	0,430	0,326
	90 % CI	0,111	0,140	0,140	0,083	0,066	0,054	0,075	0,140	0,090	0,066
	ratio	0,428	0,867	0,813	0,247	2,026	1,000	-	2,278	5,053	2,026
Eq, margin 20 %		0,038	0,108	0,112	0,019	0,012	0,008	0,015	0,088	0,023	0,012
Eq, margin 50 %		0,096	0,269	0,279	0,048	0,029	0,019	0,038	0,221	0,058	0,029
Test 20 %		FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE
Test 50 %		FALSE	TRUE	TRUE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	TRUE	FALSE	FALSE
Power											
Eq, margin 20 %		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Eq, margin 50 %		0,00	0,30	0,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00
Number of nets											
Eq, margin 20 %		2138,21	327,85	223,07	4917,01	13656,48	21375,36	9797,04	569,74	5937,60	13656,48
Eq, margin 50 %		342,68	53,04	36,28	787,29	2185,71	3420,73	1568,20	91,74	950,69	2185,71

Tabelle 54B Anzahl Netze (N), log. Mittelwert, log. Standardabweichung (SD), log. Standardfehler (SE), logarithmisches 95 %-Konfidenzintervall, Mittelwert und SD für NPUE jeder MW von CEN- und MOD-Netzen und Unterschiede zwischen beiden Netz-Typen; Äquivalenztest +/-20 % und +/-50 % der mittleren Differenz: Äquivalenzgrenze (GI.-Marge 20 %/50 %) und Testergebnis (-ΔL < 90 CI < ΔU, Test 20 %/50 %); Power für ein Signifikanzniveau von 0,05 für die aktuelle Stichprobengröße sowie die Anzahl Netze für ein Power von 0,8. Für jede MW wurden die Daten der Tiefenstufen für den Vergleich zusammengefasst.

Maschenweite [mr	m]	6,25	8	10	12,5	15,5	19,5	24	29	35	43
CEN	N	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26
	log mean	0,3331	0,9105	0,8911	0,1784	0,0509	0,0340	0,0000	0,2591	0,0340	0,0445
	log SD	0,5989	0,8782	0,7749	0,4340	0,2593	0,1735	0,0000	0,4401	0,1735	0,2268
	log STD err	0,1175	0,1722	0,1520	0,0851	0,0509	0,0340	0,0000	0,0863	0,0340	0,0445
	log 95 % Ci	0,1-0,56	0,57 – 1,25	0,59 – 1,19	0,01 - 0,35	-0,05 – 0,15	-0,03 - 0,1	0 - 0	0,09 - 0,43	-0,03 - 0,1	-0,04 - 0,13
	mean	7,17948718	38,7179487	24,1025641	2,30769231	0,76923077	0,25641026	0	2,3076923	0,25641026	0,51282051
	SD	19,13	69,025	35,331	6,237	3,922	1,307	0	4,191	1,307	2,615
MOD	N	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26
	log mean	0,1685	0,7817	0,8735	0,0445	0,0680	0,0340	0,1361	0,5062	0,1198	0,0202
	log SD	0,4817	0,8316	0,9323	0,2268	0,2404	0,1735	0,3255	0,4392	0,2554	0,0715
	log SE	0,0945	0,1631	0,1828	0,0445	0,0471	0,0340	0,0638	0,0861	0,0501	0,0140
	log 95 % CI	-0,02 – 0,35	0,46 - 1,1	0,52 – 1,23	-0,04 - 0,13	-0,02 - 0,16	-0,03 - 0,1	0,01 – 0,26	0,34 – 0,68	0,02 - 0,22	-0,01 – 0,05
	mean	3,58974359	23,5897436	40,5128205	0,51282051	0,51282051	0,25641026	1,02564103	3,974359	0,64102564	0,06410256
	SD	11,032	35,036	70,602	2,615	1,812	1,307	2,453	4,424	1,42	0,226
Diff.	mean diff	0,165	0,129	0,018	0,134	-0,017	0,000	-0,136	-0,247	-0,086	0,024
	log SD	0,519	0,730	0,494	0,386	0,343	0,240	0,325	0,378	0,295	0,234
	90 % CI	0,152	0,236	0,236	0,097	0,069	0,048	0,066	0,126	0,061	0,046
	ratio mean	0,500	0,609	1,681	0,222	0,667	1,000	-	1,722	2,500	0,125
Eq. margin 20 %		0,050	0,169	0,176	0,022	0,012	0,007	0,014	0,077	0,015	0,006
Eq. margin 50 %		0,125	0,423	0,441	0,056	0,030	0,017	0,034	0,191	0,038	0,016
Test 20 %		FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE
Test 50 %		FALSE	TRUE	TRUE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	TRUE	FALSE	FALSE
Power											
Eq. margin 20 %		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Eq. margin 50 %		0,00	0,32	0,87	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00
Number of nets											
Eq. margin 20 %		1834.84	319,24	135,16	5146,23	14275,17	21375,36	9797,04	418,71	6286,64	22352,88
Eq. margin 50 %		294.14	51,66	22,23	824,07	2284,70	3420,73	1568,20	67,57	1006,54	3577,14

8.1.1.5.3 Untersee benthische Netze

Im Untersee lagen die durchschnittlichen CPUE^{MW}-Werte der CEN- und MOD-Netze aus den einzelnen Tiefenschichten ebenfalls sehr dicht beisammen. Deutliche Unterschiede ließen sich nur in wenigen Fällen erkennen (Abbildung 81). Beim Äquivalenz-Test wurden für die Maschenweiten 6,25 bis 12,5 mm keine signifikanten Effekte gefunden, für die anderen Maschenweiten kann ein Effekt nicht sicher ausgeschlossen werden (Tabelle 55A+B). Die vorhandenen Unterschiede in den Grafiken lassen sich somit auf einzelne, durch Massenfänge verursachte Ausreißer zurückführen. Demzufolge sprechen auch die Ergebnisse aus dem Benthal des Untersees für die MOD-Netze als geeignetes Beprobungsinstrument zur Erfassung der Fischbestände.

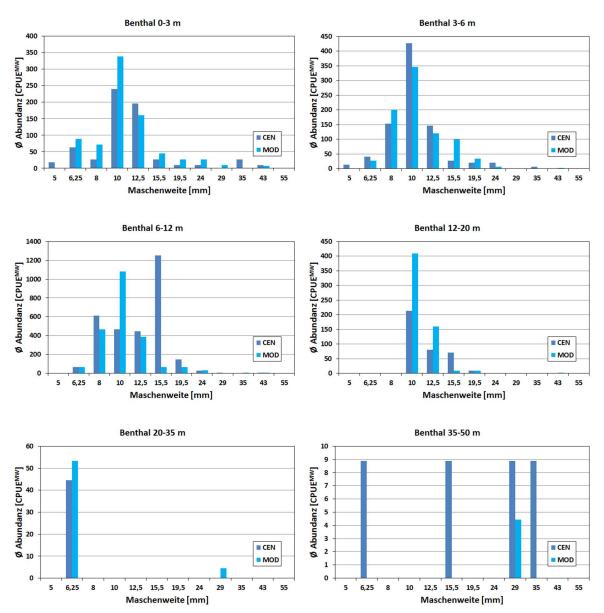


Abbildung 81 Durchschnittliche Fängigkeit der Maschenweiten von benthischen CEN- und MOD-Netzen in den jeweiligen Tiefenschichten des Untersees.

Tabelle 55A Anzahl Netze (N), log. Mittelwert, log. Standardabweichung (SD), log. Standardfehler (SE), logarithmisches 95 %-Konfidenzintervall, Mittelwert und SD für die Artenzahl jeder MW von CEN- und MOD-Netzen und Unterschiede zwischen beiden Netz-Typen; Äquivalenztest +/-20 % und +/-50 % der mittleren Differenz: Äquivalenzgrenze (Gl.-Marge 20 %/50 %) und Testergebnis (-ΔL < 90 Cl < ΔU, Test 20 %/50 %); Power für ein Signifikanzniveau von 0,05 für die aktuelle Stichprobengröße sowie die Anzahl Netze für ein Power von 0,8. Für jede MW wurden die Daten der Tiefenstufen für den Vergleich zusammengefasst.

Maschenwe	eite [mm]	6,25	8	10	12,5	15,5	19,5	24	29	35	43
CEN	N	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
	log mean	0,45	0,6	0,95	0,9	0,6	0,45	0,25	0,1	0,25	0,1
	log SD	0,8870	0,6806	1,0501	0,9119	0,5982	0,8256	0,5501	0,3078	0,5501	0,3078
	log SE	0,1983	0,1522	0,2348	0,2039	0,1338	0,1846	0,1230	0,0688	0,1230	0,0688
	log 95 % CI	0,06 - 0,84	0,3 - 0,9	0,49 – 1,41	0,5 - 1,3	0,34 - 0,86	0,09 - 0,81	0,01 – 0,49	-0,03 – 0,23	0,01 - 0,49	-0,03 – 0,23
	mean	0,7	0,6	0,95	0,9	0,6	0,45	0,25	0,1	0,25	0,1
	SD	0,917	0,658	0,974	0,88	0,67	0,834	0,55	0,338	0,509	0,608
MOD	N	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
	log mean	0,7	0,4	0,75	0,75	0,75	0,5	0,2	0,15	0,1	0,35
	log SD	0,8013	0,6806	0,7864	0,7164	0,7864	0,7609	0,4104	0,3663	0,3078	0,6708
	log SE	0,1792	0,1522	0,1758	0,1602	0,1758	0,1701	0,0918	0,0819	0,0688	0,1500
	log 95 % CI	0,35 - 1,05	0,1-0,7	0,41 – 1,09	0,44 – 1,06	0,41 – 1,09	0,17 – 0,83	0,02 - 0,38	-0,01 – 0,31	-0,03 – 0,23	0,06 – 0,64
	mean	0,45	0,4	0,75	0,75	0,75	0,5	0,2	0,15	0,1	0,35
	SD	0,887	0,681	0,786	0,716	0,786	0,761	0,41	0,366	0,308	0,671
Diff,	mean diff	-0,250	0,200	0,200	0,150	-0,150	-0,050	0,050	-0,050	0,150	-0,250
	log SD	0,605	0,571	0,923	0,759	0,444	0,910	0,550	0,444	0,587	0,587
	90 % Ci	0,270	0,217	0,295	0,260	0,222	0,251	0,153	0,107	0,143	0,170
	ratio mean	0,643	0,667	0,789	0,833	1,250	1,111	0,800	1,500	0,400	3,500
Eq, margin 2	20 %	0,115	0,100	0,170	0,165	0,135	0,095	0,045	0,025	0,035	0,045
Eq, margin 5	50 %	0,288	0,250	0,425	0,413	0,338	0,238	0,113	0,063	0,088	0,113
Test 20 %		FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE
Test 50 %		TRUE	TRUE	TRUE	TRUE	TRUE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE
Power											
Eq, margin 2	20 %	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Eq, margin 5	50 %	0,01	0,00	0,01	0,08	0,53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Number of	nets										
Eq, margin 2	20 %	474,41	559,58	505,99	363,25	186,17	1573,86	2560,37	5408,75	4820,72	2916,50
Eq, margin 5	50 %	76,48	90,11	81,54	58,70	30,38	252,39	410,23	866,08	771,88	467,21

Tabelle 55B Anzahl Netze (N), log. Mittelwert, log. Standardabweichung (SD), log. Standardfehler (SE), logarithmisches 95 %-Konfidenzintervall, Mittelwert und SD für NPUE jeder MW von CEN- und MOD-Netzen und Unterschiede zwischen beiden Netz-Typen; Äquivalenztest +/-20 % und +/-50 % der mittleren Differenz: Äquivalenzgrenze (Gl.-Marge 20 %/50 %) und Testergebnis (-ΔL < 90 Cl < ΔU, Test 20 %/50 %); Power für ein Signifikanzniveau von 0,05 für die aktuelle Stichprobengröße sowie die Anzahl Netze für ein Power von 0,8. Für jede MW wurden die Daten der Tiefenstufen für den Vergleich zusammengefasst.

Maschen	weite [mm]	6,25	8	10	12,5	15,5	19,5	24	29	35	43
CEN	N	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
	log mean	0,977215	1,0157	1,394052	1,376893	1,02309457	0,5387582	0,337358	0,144195684	0,3030468	0,1441957
	log SD	0,929921	1,13306	1,325031	1,181476	1,06687855	0,8815723	0,704194	0,44382495	0,6245599	0,443825
	log SE	0,207937	0,25336	0,296286	0,264186	0,2385613	0,1971255	0,157463	0,099242276	0,1396558	0,0992423
	log 95 % CI	0,57 – 1,38	0,52 – 1,51	0,81 – 1,97	0,86 – 1,89	0,56 – 1,49	0,15 - 0,93	0,03 – 0,65	-0,05 – 0,34	0,03 – 0,58	-0,05 – 0,34
	mean	38,667	157,333	248	161,333	272	36	12	2,667	6,667	2,667
	SD	57,236	387,495	561,895	232,671	979,748	98,608	30,455	9,009	13,572	7,797
MOD	N	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
	log mean	0,536633	0,74586	1,583356	1,389049	0,95469551	0,6043253	0,337358	0,187732562	0,0884607	0,1996626
	log SD	0,96184	1,18972	1,371664	1,18365	0,92044619	0,8666563	0,704194	0,461613128	0,2722762	0,36909
	log SE	0,215074	0,26603	0,306713	0,264672	0,20581802	0,1937902	0,157463	0,103219833	0,0608828	0,082531
	log 95 % CI	0,12 – 0,96	0,22 – 1,27	0,98 - 2,18	0,87 – 1,91	0,55 – 1,36	0,22 - 0,98	0,03 – 0,65	-0,01 – 0,39	-0,03 - 0,21	0,04 - 0,36
	mean	40	144	397,081	149,333	41,333	25,333	12	2,667	0,667	1,5
	SD	80,93	357,185	101,397	179,491	69,47	55,719	31,759	6,975	2,052	3,148
Diff.	mean diff	0,440582	0,26984	-0,1893	-0,01216	0,06839907	-0,0655671	0	-0,04353688	0,2145862	-0,0554669
	log SD	0,750089	0,6766	1,028336	0,906654	0,53918469	0,8471999	0,65537	0,594203096	0,6385703	0,4224934
	90 % CI	0,307051	0,36934	0,426824	0,373327	0,31473334	0,2761622	0,222306	0,143119632	0,1560098	0,1291679
	ratio mean	1,034474	0,91526	1,601133	0,92562	0,15195956	0,7036944	1	1	0,100045	0,5624297
Eq. margi	n 20 %	0,151385	0,17616	0,297741	0,276594	0,19777901	0,1143083	0,067472	0,033192825	0,0391508	0,0343858
Eq. margi	n 50 %	0,378462	0,44039	0,744352	0,691485	0,49444752	0,2857709	0,168679	0,082982061	0,0978769	0,0859646
Test 20 %		FALSE	FALSE	FALSE							
Test 50 %		TRUE	TRUE	TRUE	TRUE	TRUE	TRUE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE
Power											
Eq. margi	n 20 %	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Eq. margi	n 50 %	0,03	0,30	0,45	0,53	0,77	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Number o	of nets										
Eq. margi	n 20 %	421,17	253,36	204,99	184,71	127,98	941,52	1616,63	5488,84	4557,23	2586,39
Eq. margi	n 50 %	67,97	41,12	33,39	30,15	21,08	151,22	259,23	878,89	729,73	414,39

8.1.1.5.4 Untersee pelagische Netze

Der Vergleich der CPUE^{MW}-Werte aus den pelagischen Netzen des Untersees war durch eine geringe Probenanzahl, sowie durch niedrige Fangzahlen in den Netzen charakterisiert. Dadurch können Unterschiede in den Grafiken des durchschnittlichen CPUE^{MW} größer erscheinen als sie tatsächlich zu werten sind (Abbildung 82). Wie auch am Obersee sind die Ergebnisse des Äquivalenztests bei den pelagischen Netzen weniger eindeutig (Tabelle 56A+B).

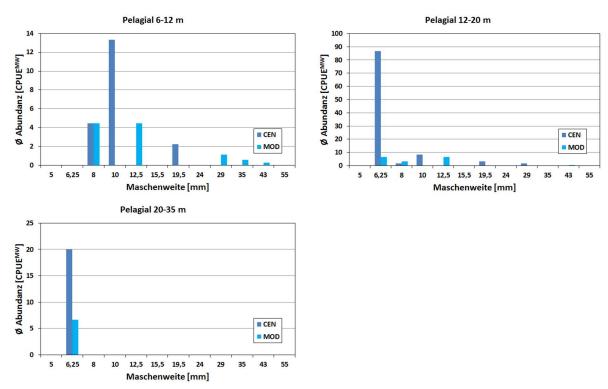


Abbildung 82 Durchschnittliche Fängigkeit der Maschenweiten von pelagischen CEN- und MOD-Netzen in den jeweiligen Tiefenschichten des Untersees.

Tabelle 56A Anzahl Netze (N), log. Mittelwert, log. Standardabweichung (SD), log. Standardfehler (SE), logarithmisches 95 %-Konfidenzintervall, Mittelwert und SD für die Artenzahl jeder MW von CEN- und MOD-Netzen und Unterschiede zwischen beiden Netz-Typen; Äquivalenztest +/-20 % und +/-50 % der mittleren Differenz: Äquivalenzgrenze (Gl.-Marge 20 %/50 %) und Testergebnis (-ΔL < 90 Cl < ΔU, Test 20 %/50 %); Power für ein Signifikanzniveau von 0,05 für die aktuelle Stichprobengröße sowie die Anzahl Netze für ein Power von 0,8. Für jede MW wurden die Daten der Tiefenstufen für den Vergleich zusammengefasst.

Maschenweite [mr	n]	6,25	8	10	12,5	15,5	19,5	24	29	35	43
CEN	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
	log mean	0,3333	0,2222	0,4444	0,0000	0,0000	0,3333	0,0000	0,1111	0,0000	0,0000
	log SD	0,7071	0,4410	0,7265	0,0000	0,0000	0,5000	0,0000	0,3333	0,0000	0,0000
	log SE	0,2357	0,1470	0,2422	0,0000	0,0000	0,1667	0,0000	0,1111	0,0000	0,0000
	log 95 % CI	-0,13 - 0,8	-0,07 – 0,51	-0,03 – 0,92	0 - 0	0 - 0	0,01 - 0,66	0 - 0	-0,11 – 0,33	0 - 0	0 - 0
	mean	0,444	0,222	0,444	0	0	0,333	0	0,111	0	0
	SD	0,527	0,441	0,726	0	0	0,5	0	0,333	0	0
MOD	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
	log mean	0,4444	0,2222	0,0000	0,3333	0,0000	0,0000	0,0000	0,1111	0,1111	0,2222
	log SD	0,5270	0,4410	0,0000	0,5000	0,0000	0,0000	0,0000	0,3333	0,3333	0,4410
	log SE	0,1757	0,1470	0,0000	0,1667	0,0000	0,0000	0,0000	0,1111	0,1111	0,1470
	log 95 % CI	0,1-0,79	-0,07 – 0,51	0 - 0	0,01 – 0,66	0 - 0	0 - 0	0 - 0	-0,11 – 0,33	-0,11 – 0,33	-0,07 – 0,51
	mean	0,333	0,222	0	0,333	0	0	0	0,111	0,111	0,222
	SD	0,707	0,441	0	0,5	0	0	0	0,333	0,333	0,441
Diff,	mean diff	-0,111	0,000	0,444	-0,333	0,000	0,333	0,000	0,000	-0,111	-0,222
	log SD	0,726	0,441	0,726	0,500	0,000	0,500	0,000	0,441	0,333	0,441
	90 % CI	0,302	0,213	0,273	0,191	0,000	0,191	0,000	0,161	0,117	0,161
	ratio mean	0,750	1,000	0,000	-	-	0,000	-	1,000	-	-
Eq, margin 20 %		0,078	0,044	0,044	0,033	0,000	0,033	0,000	0,022	0,011	0,022
Eq, margin 50 %		0,194	0,111	0,111	0,083	0,000	0,083	0,000	0,056	0,028	0,056
Test 20 %		FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE
Test 50 %		FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE
Power											
Eq, margin 20 %		0,00	0,00	0,00	0,00	-	0,00	-	0,00	0,00	0,00
Eq, margin 50 %		0,00	0,00	0,00	0,00	-	0,00	-	0,00	0,00	0,00
Number of nets											
Eq, margin 20 %		1494,98	1686,68	4576,98	3854,41	-	3854,41	-	6744,03	15414,93	6744,03
Eq, margin 50 %		239,77	270,44	732,89	617,27	-	617,27	-	1079,72	2467,06	1079,72

Tabelle 56B Anzahl Netze (N), log. Mittelwert, log. Standardabweichung (SD), log. Standardfehler (SE), logarithmisches 95 %-Konfidenzintervall, Mittelwert und SD für NPUE jeder MW von CEN- und MOD-Netzen und Unterschiede zwischen beiden Netz-Typen; Äquivalenztest +/-20 % und +/-50 % der mittleren Differenz: Äquivalenzgrenze (GI.-Marge 20 %/50 %) und Testergebnis (-ΔL < 90 CI < ΔU, Test 20 %/50 %); Power für ein Signifikanzniveau von 0,05 für die aktuelle Stichprobengröße sowie die Anzahl Netze für ein Power von 0,8. Für jede MW wurden die Daten der Tiefenstufen für den Vergleich zusammengefasst.

Maschenweite [mr	n]	6,25	8	10	12,5	15,5	19,5	24	29	35	43
CEN	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
	log mean	0,6684	0,2268	0,4593	0,0000	0,0000	0,2949	0,0000	0,0983	0,0983	0,0000
	log SD	0,9078	0,4551	0,6961	0,0000	0,0000	0,4423	0,0000	0,2949	0,2949	0,0000
	log SE	0,3026	0,1517	0,2320	0,0000	0,0000	0,1474	0,0000	0,0983	0,0983	0,0000
	log 95 % CI	0.08 - 1.26	-0,07 – 0,52	0 - 0.91	0 - 0	0 - 0	0,01 – 0,58	0 - 0	-0,09 – 0,29	-0,09 – 0,29	0 - 0
	mean	42,962	2,222	8,148	0	-	2,222	-	0,741	0	0
	SD	111,759	4,714	13,24	0	-	3,333	-	2,222	0	0
MOD	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
	log mean	0,2887	0,2570	0,0000	0,3854	0,0000	0,0000	0,0000	0,0708	0,0865	0,0585
	log SD	0,5773	0,5099	0,0000	0,5782	0,0000	0,0000	0,0000	0,2123	0,2594	0,1161
	log SE	0,1924	0,1700	0,0000	0,1927	0,0000	0,0000	0,0000	0,0708	0,0865	0,0387
	log 95 % CI	-0,09 – 0,67	-0,08 – 0,59	0 - 0	0,01 - 0,76	0 - 0	0 - 0	0 - 0	-0,07 – 0,21	-0,08 – 0,26	-0,02 - 0,13
	mean	4,444	2,962	0	4,444	-	0	-	0,37	0,185	0,185
	SD	9,428	5,879	0	6,667	-	0	-	1,111	0,556	0,367
Diff.	mean Diff	0,380	-0,030	0,459	-0,385	0,000	0,295	0,000	0,028	0,012	-0,058
	log SD	0,886	0,455	0,696	0,578	0,000	0,442	0,000	0,341	0,368	0,116
	90 % CI	0,380	0,233	0,265	0,221	0,000	0,169	0,000	0,124	0,134	0,042
	ratio mean	0,103	1,333	0,000	-	-	0,000	-	0,499	-	-
Eq. margin 20 %		0,096	0,048	0,046	0,039	0,000	0,029	0,000	0,017	0,018	0,006
Eq. margin 50 %		0,239	0,121	0,115	0,096	0,000	0,074	0,000	0,042	0,046	0,015
Test 20 %		FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE
Test 50 %		FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE
Power											
Eq. margin 20 %		0,00	0,00	0,00	0,00	-	0,00	-	0,00	0,00	0,00
Eq. margin 50 %		0,00	0,00	0,00	0,00	-	0,00	-	0,00	0,00	0,00
Number of nets											
Eq. margin 20 %		1469,24	1516,56	3933,65	3854,41	-	3854,41	-	6974,02	6779,57	6744,03
Eq. margin 50 %		235,65	243,22	629,95	617,27	-	617,27	-	1116,52	1085,41	1079,72

8.1.1.6 Arbeitsaufwand und Kosten der CEN- und MOD-Netze

Anschaffungskosten

Da die hier verwendeten MOD-Netze eine Neuentwicklung sind, mussten sie als Sonderanfertigung gekauft werden. CEN-Netze werden dagegen als standardisierter Netztyp in Großserie produziert, wodurch die Anschaffungskosten für CEN-Netze etwas geringer ausfallen. Ein benthisches CEN-Netz ist um ca. 230 € günstiger und ein pelagisches CEN-Netz kostet ca. 150 € weniger als ein entsprechendes MOD-Netz (Tabelle 54). Mit einer zukünftigen Etablierung der MOD-Netze ist davon auszugehen, dass sich der Preisunterschied relativiert, zumal keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Materialmenge vorhanden sind.

Tabelle 54 Anschaffungskosten für CEN- und MOD-Netze.

	CEN	MOD	
Benthisch	350,00	580,00	
Pelagisch	650,00	800,00	

Arbeitsaufwand

Die Reduzierung der Fangmenge bzw. der fischereilichen Sterblichkeit durch den Einsatz von MOD-Netzen liefert für das Benthal und das Pelagial beinahe identische Ergebnisse. Auch im Ober- und Untersee sind sich die Werte sehr ähnlich. Daher wird zur Berechnung des potentiell reduzierten Arbeitsaufwands im Bodensee die durchschnittliche Reduzierung der fischereilichen Sterblichkeit (-48 %) von Ober- und Untersee verwendet. Im Zuge einer Befischung werden folgende Arbeitsschritte unterteilt:

Heben und Setzen der Netze

Neben dem eigentlichen Heben und Setzen der Netze beinhaltet dieser Arbeitsschritt die Anfahrt der Netzstandorte sowie die Vorbereitung der zu setzenden Netze (z.B. Abbinden von Bauchen). Bei der Befischung 2019 wurden im Bodensee dafür etwa fünf Stunden am Tag benötigt. Das notwendige Personal umfasst zwei Personen für ein Boot. Die tägliche Netzzahl verteilte sich auf drei Boote, wodurch insgesamt sechs Personen benötigt wurden.

• Ausmaschen der Fische und reinigen der Netze

Die täglich dafür aufgewendete Zeit kann bei der Befischung 2019 auf etwa vier Stunden beziffert werden. Dabei arbeiteten jeweils drei Personen gleichzeitig an zwei Stationen. Dieser Arbeitsschritt beinhaltet die Durchsicht der Netze, das Reinigen von Geschwemmsel sowie das eigentliche Ausmaschen der Fische. Die dafür benötigten Zeitanteile sowie die potentielle Zeitersparnis durch den Einsatz der MOD-Netze sind in Tabelle 55 aufgeführt.

Tabelle 55 Zeitanteile der Arbeitsschritte bei der Bearbeitung der gehobenen Netze.

Arbeitsschritt	Anteilige Zeit im Bodensee [%]	Ersparnis durch MOD-Netze [%]
Durchsicht	40	0
Reinigen	10	0
Ausmaschen	50	-48

Fangdokumentation

Die Artbestimmung und biometrische Vermessung der gefangenen Individuen verläuft simultan zum Ausmaschen und reinigen der Netze. Die tägliche Arbeitszeit betrug 2019 etwa vier Stunden. Aufgrund der geringen Fischdichte waren am Bodensee hierfür jedoch nur zwei Personen notwendig. Es können dabei zwei Arbeitsschritte unterschieden werden: Die Vorbereitung des Arbeitsplatzes zu welcher hier auch die Protokollierung leerer Netze gehört und die eigentliche Dokumentation des Fangs.

Tabelle 56 Zeitanteile der Arbeitsschritte bei der Dokumentation des Fangs.

Arbeitsschritt	Anteilige Zeit im Bodensee [%]	Ersparnis durch MOD-Netze [%]
Vorbereitung	10	0
Vermessung	90	-48

Der Einsatz der MOD-Netze beim Heben und Setzen der Netze hat keinen Einfluss auf den Arbeitsaufwand. Somit spielen bei der Berechnung einer potentiellen Reduzierung des Arbeitsaufwands am Bodensee nur die Teilarbeitsschritte "Ausmaschen" und "Vermessung" eine Rolle. Unter Verwendung der oben genannten Zeitanteile und Personenzahlen ergibt sich für das Setzen und Heben eines CEN- oder MOD-Netzes ein durchschnittlicher Zeitaufwand von 1 h und 17 min. Für die anschließende Bearbeitung der gehobenen Netze (Durchsicht, Reinigen, Entmaschen) wird ein durchschnittlicher Wert von 1 h und 2 min Stunden für ein CEN und 45 min für ein MOD-Netz benötigt. Für die Vermessung und Dokumentation werden durchschnittlich 20 min für ein CEN-Netz und 14 min für ein MOD-Netz berechnet. Nach der Berechnung der Gesamtzeit, die für die Bearbeitung eines Netzes notwendig ist, ergibt sich eine Arbeitszeitersparung von 14 % (23 min) für ein MOD-Netz.

Gegenüberstellung von Anschaffungskosten und Arbeitszeitersparnis

2020 lagen die, durch vier Auftragnehmer angegebenen durchschnittlichen Kosten für Befischungen mit einem benthischen bzw. pelagischen CEN-Netz bei 191,85 bzw. 221,40 €. Eine 14%ige Reduzierung des Arbeitsaufwands ergibt demnach eine Senkung der Kosten um 26,86 € für ein benthischen MOD-Netz und 31,00 € für ein pelagisches Netz. Damit amortisieren sich die derzeit noch vergleichsweise hohen Anschaffungskosten der MOD-Netze für benthische Netze nach neun und für pelagische Netze nach fünf Einsätzen.

Erfahrungswerte zeigen, dass ein benthisches Netz etwa für 25 Einsätze genutzt werden kann. Pelagische Netze haben mit ca. 35 Einsätzen sogar eine etwas höhere Nutzungsdauer. Damit liegt das langfristige monetäre Einsparungspotential, trotz der momentan noch hohen Anschaffungskosten der MOD-Netze, bereits durch die Anschaffung eines benthischen MOD-Netzes bei 429,74 €. Durch die Verwendung eines pelagischen MOD-Netzes können sogar 929,88 € eingespart werden.

Ein weiterer Kostenfaktor der durch den Einsatz von MOD-Netzen gesenkt werden kann ist die Digitalisierung der Fangdaten. Da sich hierbei die Senkung der Fangzahlen fast identisch auf den Arbeitsaufwand auswirkt, kann hier von einer Reduzierung um mindestens 50 % ausgegangen werden. Bisher wurde die Arbeitszeit zur Eingabe der Fangzahlen nicht gesondert dokumentiert, sondern insgesamt Protokolldigitalisierung und Auswertung zusammengefasst wodurch kein exaktes Einsparungspotential der Arbeitszeit angegeben werden kann.



8.1.1.7 Vergleich der Ergebnisse des DeLFI Verfahrens auf Grundlage von CEN- oder MOD-Netzdaten

Für einen weiteren Vergleich der aus CEN und MOD-Netz Befischungen resultierenden Daten wurden die Daten der CEN und MOD-Netz Replikate getrennt in das DeLFI *Site-Alpin* Bewertungsverfahren eingegeben. Dies wurde sowohl mit Daten aus dem Ober- wie auch aus dem Untersee durchgeführt. Die Ergebnisse der beiden Auswertungen (ökologischer Zustand) sind nicht repräsentativ für das gesamte Gewässer, da hier ausschließlich die Netze mit Replikat verwendet wurden. Dadurch ist nicht nur der Datensatz deutlich geringer, es werden auch nicht Netze aus allen Gewässerbereichen in ihrem korrekten Verhältnis verwendet. Das Ziel dieser Auswertungen beruht somit ausschließlich auf dem Vergleich den CEN und MOD-Netz Daten weshalb hier vorrangig der EQR-Wert (ecological quality ratio) von Bedeutung ist.

Sowohl im Ober- wie auch im Untersee waren sich die auf Grundlage von CEN- bzw. MOD-Netzdaten durchgeführten Bewertungen sehr ähnlich. Der EQR Unterschied sich nur unwesentlich (in beiden Seeteilen um 0,05) und führte dadurch keinen zu Unterschieden in der Festlegung der ökologischen Zustandsklasse (Tabelle 57). CEN- und MOD-Netze stellen somit die Fischgemeinschaft gleich gut dar.

Tabelle 57 Gegenüberstellung der Bewertungsergebnisse von CEN- und MOD-Netzen anhand des DeLFI *Site-Alpin* Moduls in Ober- und Untersee.

		Obersee	Untersee
CEN	EQR	0,56	0,39
	Ökologischer Zustand	mäßig	Unbefriedigend
MOD	EQR	0,61	0,44
	Ökologischer Zustand	mäßig	Unbefriedigend

8.1.1.8 Fazit zur Verwendung von MOD-Netzen

Die Auswertungen zum Einsatz von MOD-Netzen am Bodensee liefern durchweg positive Ergebnisse. Durch ihren Einsatz konnte die fischereiliche Sterblichkeit an Ober- und Untersee im Schnitt um 48 % gesenkt werden. Neben einem geringeren Eingriff in das Ökosystem bewirkt dies auch eine Reduzierung des Arbeitsaufwands verbunden mit einer Senkung der Befischungskosten. Trotz der deutlich reduzierten Fangzahlen wurden in den MOD-Netzen insgesamt sogar mehr Arten nachgewiesen. Auch wenn ein signifikanter Zusammenhang für einen verbesserten Artnachweis der MOD-Netze in dieser Studie nicht nachgewiesen werden konnte, so ist zumindest keine Verschlechterung durch den Einsatz von MOD-Netzen zu erwarten. Dafür spricht auch eine gleich gute Darstellung der Fischgemeinschaft durch beide Netztypen. Die Betrachtung der Fängigkeit (CPUE) ließ ebenfalls keine Unterschiede zwischen den beiden Netztypen erkennen, was bedeutet, dass die Abundanz der im See lebenden Arten durch die beiden Netztypen identisch dargestellt wird.

Die hier vorliegenden Ergebnisse sprechen somit alle für eine zukünftige Nutzung der MOD-Netze am Bodensee. Dennoch können die Ergebnisse nicht ohne weiteres auf andere Seen übertragen werden. Der Bodensee nimmt allein durch seine Größe bereits eine Sonderstellung unter den deutschen Gewässern ein. Hinzu kommen sein oligotropher Status und die damit verbundenen geringen Fischdichten. Für eine generelle Empfehlung für die Verwendung von MOD-Netzen müssen zunächst Untersuchungen an anderen Seetypen erfolgen.

Erfahrungen aus der Schweiz zeigen, dass die Maschenweite 55 mm für den Bodensee beibehalten werden sollte, um mit der CEN-Norm und den Schweizer Untersuchungen belastbare Ergebnisse zu erhalten.

8.1.2 Bewertung der Vertikalnetze

Zur Bewertung der Vertikalnetze wurden deren Fänge mit den Fängen der CEN- und MOD-Netze verglichen. Aufgrund der unterschiedlichen Grundgesamtheit der für die Auswertungen verwendeten MOD-Netze, ist die Bewertung der Vertikalnetze hier als eigenständiges Kapitel aufgeführt und nicht in Kapitel 8.1.1 integriert. Vertikalnetze wurden nicht mit den anderen Netztypen an gemeinsamen Standorten und über dieselben Zeiträume gestellt. Daher ist ein direkter Vergleich der Darstellung der Fischgemeinschaft aufgrund der standortabhängigen und tageszyklischen Variabilität der Fischgemeinschaft nur eingeschränkt möglich. Um dennoch einen möglichst vergleichbaren Datensatz zu erhalten, wurden für Vergleiche mit pelagischen CEN- und MOD-Netzen nur Vertikalnetze, die wie die CENund MOD-Netze an Standorten mit Wassertiefen >50 m gestellt wurden, herangezogen. Da Vertikalnetze über die komplette Wassersäule reichen befischen sie auch benthische Bereiche. Als benthische Abschnitte wurde der Netzbereich von 1,5 m über dem Grund definiert. Die Fänge in diesen Abschnitten wurden nicht zu den pelagischen Fängen gerechnet.

8.1.2.1 Artenzahl und Abundanz

Insgesamt wurden in den Vertikalnetzen 10 Fischarten nachgewiesen. Dabei konnten jeweils sieben Arten in Benthal und Pelagial dokumentiert werden. In den Vertikalnetzen die an Standorten mit einer gesamten Wassertiefe von mindestens 50 m gestellt wurden konnten sechs Arten nachgewiesen werden. Für den Vergleich der Artnachweise in den Netztypen wurden die Netze eines jeden Netztyps randomisiert aufgelistet und die Arten kumulativ addiert. Jeder Abschnitt der Vertikalnetze der den für CEN- und MOD-Netzen vordefinierten Tiefenstufen entsprach wurde als ein Netz gewertet. Außerdem wurden ausschließlich Netze herangezogen, die ebenfalls an Standorten mit einer Tiefe von mindestens 50 m und in denselben Tiefenschichten (0-75 m) wie die pelagischen CEN- und MOD-Netze gestellt wurden. Da die Anzahl der pelagischen Vertikalnetze (tiefenstufenabhängige Netzabschnitte) deutlich größer ist (N = 89) als die Anzahl von MOD-Netzen mit CEN-Replikat (jeweils N = 26) wurden alle pelagischen MOD-Netze (N = 72) für den Vergleich der Artanzahl verwendet.

Im Pelagial konnten in den 26 CEN-Netzen nur drei Arten gefangen werden. In den 72 (N = 12 Standorte) MOD-Netzen wurden acht und in den 89 Vertikalnetzen (N = 15 Standorte) fünf Arten dokumentiert. Aufgrund der etwas geringeren Anzahl der CEN-Netze ist die Aussagekraft der Vergleiche mit den anderen beiden Netztypen sehr eingeschränkt. Mit den deutlich größeren Netzflächen der CENund MOD-Netze wurde die benthische Artenvielfalt erwartungsgemäß besser dargestellt – bei gleicher Netzzahl wurden mehr Arten dokumentiert (Abbildung 83). Im pelagischen Bereich der Vertikalnetze steigt Artenanzahl bereits ab ca. 35 Netzen nicht weiter an. Bei den MOD-Netzen ist solch eine deutliche Sättigung der Kurze jedoch nicht erkennbar.

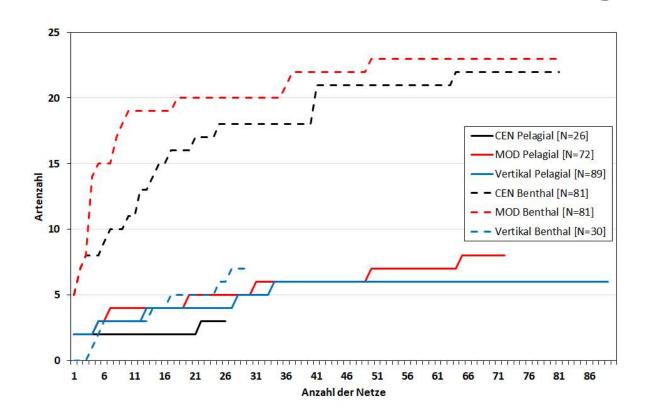


Abbildung 83 Gegenüberstellung von Artenzahl und Anzahl gestellter Netze bei CEN-, MOD- und Vertikalnetzen.

Um die potenziell durch die Verwendung von Vertikalnetzen zu realisierende Reduzierung der fischereilichen Sterblichkeit sowie des Arbeitsaufwands darzustellen wird nachfolgend die durchschnittliche, effektiv in den pelagischen Netzen gefangene Abundanz der verschiedenen Netztypen gegenübergestellt. Um standortspezifische Unterschiede zumindest zwischen CEN- und MOD-Netzen auszuschließen wurden hier nur Netze mit entsprechenden Replikaten verwendet. Aufgrund der unterschiedlichen Standorte von Vertikal- und CEN- bzw. MOD-Netzen dienen die Vergleiche hier bestenfalls zur Darstellung von Trends. Im Allgemeinen wurden in den Vertikalnetzen in den Tiefenstufen von 12-20 und 20-35 m weniger Fische gefangen als in den CEN- und MOD-Netzen (Tabelle 58). Nur in der Tiefenstufe von 6-12 m waren die Fangzahlen der Vertikalnetze größer als die der CEN oder MOD-Netze. Hierbei muss jedoch beachtet werden, dass in dieser Tiefenstufe eine sehr geringe Probenanzahl von CEN- und MOD-Netzen zur Verfügung stand (pro Netztyp N = 2) und die Ergebnisse eventuell nicht repräsentativ sind. Hinzu kommt, dass Vertikalnetze für 20-24 Stunden und CEN- und MOD-Netze für zehn bis zwölf Stunden gestellt wurden. Eine Anpassung der Fangzahlen relativ zur Standzeit ist an dieser Stelle dennoch nicht sinnvoll, da die Fänge in Netzen nicht linear von der Dauer der Standzeit abhängig sind (z.B. Aktivitätsspitzen der Fische während den Dämmerungsphasen, Sättigung der Netze).

Tabelle 58 Durchschnittlich in den CEN, MOD und Vertikalnetzen effektiv gefangene Abundanz und Anzahl der für den Vergleich verwendeten Netze. Alle Netze stammen aus Gewässerbereichen mit einer Maximaltiefe >50 m. Die auf zwölf Stunden umgerechneten Fänge der Vertikalnetze sind nicht repräsentativ und sind nur beispielhaft dargestellt.

Tiefe [m]	Vertikalnetze (24 h)	Vertikalnetze (12 h)	Anzahl Vertikalnetze	CEN (12 h)	MOD (12 h)	Anzahl CEN- und MOD-Netze
6-12	3,7	1,85	15	1	0	2
12-20	3,9	1,95	15	15,5	7,5	12
20-35	3,4	1,7	15	9,2	7,8	12

8.1.2.2 Relative Häufigkeiten in CEN, MOD, und Vertikalnetzen

Da die Vertikalnetze nur zur Bewertung des Pelagials dienen, wurden die proportionalen Anteile für das Benthal hier nicht dargestellt. Für den Vergleich wurden standardisierte Daten (CPUE™ Individuen/100 m² Netzfläche) der proportionalen Anteile der einzelnen Netztypen verwendet. Es wurden erneut nur Netze, die an Standorten mit mindestens 50 m Wassertiefe gestellt wurden verwendet. Außerdem waren keine oberflächennahen (0-6 m Tiefe), pelagischen CEN- und MOD-Netze als Replikate eines Standortes vorhanden, daher wurde dieser Bereich der Vertikalnetze für einen exakten Vergleich nicht miteinbezogen.

Deutliche Unterschiede in der Fangzusammensetzung der Netztypen waren nicht zu erkennen. Die etwas geringeren Anteile der beiden dominierenden Arten Stichling und Felchen in den Vertikalnetzen resultierten vorwiegend aus einem größeren Anteil des Ukelei am Gesamtfang. Zu diesen vergleichsweise geringen Unterschieden können sicherlich standortabhängige Bestandsschwankungen führen und sind daher nicht zwingend ein Indiz für eine unterschiedliche Darstellung der Fischgemeinschaft durch Vertikalnetze (Abbildung 84).

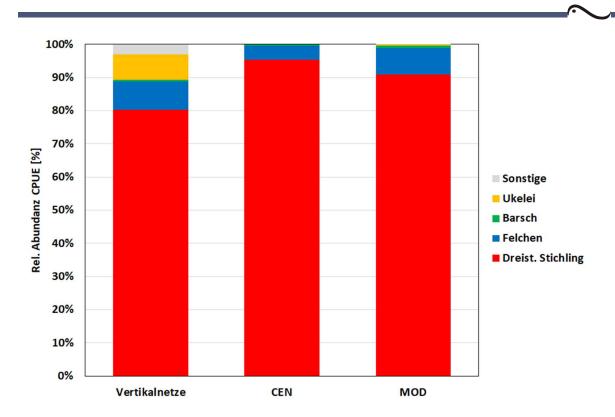


Abbildung 84 Proportionale Anteile der Arten in den Fängen von CEN, MOD und Vertikalnetzen (CPUE).

8.1.2.3 Gegenüberstellung der volumenkorrigierten Fänge von CEN- und MOD-Netzen

Da Vertikalnetze nur zur Erfassung der Fischbestände im Pelagial gestellt werden sind nachfolgend die volumenkorrigierten Fänge der pelagischen CEN bzw. MOD-Netze den Fängen der Vertikalnetze gegenübergestellt. Von den Vertikalnetzen wurden ausschließlich die pelagischen Netzabschnitte (ab 1,5 m über dem Gewässergrund) der Netze, welche an Standorten von mindestens 50 m gestellt wurden, herangezogen. Dies entspricht den Gewässertiefen an den Standorten der CEN- und MOD-Netze. CEN- und MOD-Netze wurden aufgrund der geringen Netzzahlen zusammengefasst dargestellt. unterschiedlichen Flächenverhältnisse wurden dabei berücksichtigt. Die proportionalen Anteile der einzelnen Arten war in CEN bzw. MOD-Netzen und in Vertikalnetzen sehr ähnlich (Abbildung 85). Zudem dominierten in beiden Netztypen eindeutig die Stichlinge, wobei ihr Anteil in den CEN- und MOD-Netzen etwas größer war. Da bei den Fängen der Vertikalnetze nicht zwischen Seesaibling und Tiefseesaibling unterschieden wurde ist letzterer hier nicht gesondert gelistet. Zusammengerechnet ist der Anteil beider Saiblingsarten in den CEN- und MOD-Netzen mit insgesamt 4,3 % jedoch deutlich größer als in den Vertikalnetzen. Hierfür sind hauptsächlich die geringen Fangzahlen der Vertikalnetze in den tiefen Gewässerzonen verantwortlich. Obwohl die Vertikalnetze die gesamte Wassersäule befischen, wurden nur bis zu einer Tiefe von 50 m Fische im Pelagial nachgewiesen. In den CEN- und MOD-Netzen, die nur bis zu einer Tiefe von 75 m gestellt wurden, konnten hingegen auch in Tiefen von 50-75 m noch Fische nachgewiesen werden. Allgemein entspricht die Artzusammensetzung der hier untersuchten Standorte mit Gewässertiefen von mehr als 50 m auf Grundlage von CEN- und MOD-Netz-Fängen durchgeführten volumenkorrigierten Berechnung des Pelagials vermutlich eher der pelagischen Fischgemeinschaft im Bodensee. Barsch und Rotauge sind hier weniger von Bedeutung und typische pelagische und tiefe Gewässerzonen bewohnende Arten weisen einen größeren Anteil auf (Tiefseesaibling und Seesaibling).

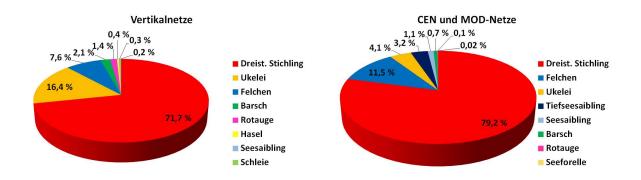


Abbildung 85 Gegenüberstellung der volumenkorrigierten Artzusammensetzung des Pelagials im Jahr 2019 in Vertikalnetzen sowie CEN- und MOD-Netzen.

8.1.2.4 Darstellung der Fischgemeinschaften durch CEN, MOD und Vertikalnetze

Um die Darstellung der Fischgemeinschaften durch die unterschiedlichen Netztypen zu bewerten wurden, wie bereits bei den CEN und MOD-Netzvergleichen multivariate Analysemethoden angewandt. Diese umfassten eine nMDS-Analyse zur visuellen Darstellung, sowie eine ANOSIM-Analyse für den Test auf Unterschiede zwischen den Fischgemeinschaften. Für die Auswertung wurden die Daten quadratwurzeltransformiert und es wurde eine Bray-Curtis-Ähnlichkeitsmatrix erstellt. Dabei kam ein Dummy (Wert = 1) zum Einsatz. Es wurden nur pelagische Netze mit CEN und MOD-Replikaten (jeweils N = 26) zu den jeweiligen Standorten verwendet. Somit standen für den Vergleich der in den drei Netztypen dargestellten pelagischen Fischgemeinschaften Netze aus 6-12 m, 12-20 m und 20-35 m Tiefe zur Verfügung. Da in der Tiefenstufe von 6-12 m jedoch nur zwei CEN beziehungsweise MOD-Netze für den Vergleich vorhanden waren, sind die Ergebnisse aus dieser Tiefe nur sehr eingeschränkt aussagekräftig und werden lediglich aus Gründen der Vollständigkeit dargestellt. Von den Vertikalnetzen wurden alle gestellten Netze für die Auswertung herangezogen. Somit konnten in den Tiefenstufen 12-20 m und 20-35 m 15 Vertikalnetze den jeweils 12 CEN bzw. MOD-Netzen gegenübergestellt werden.

Unterschiede in der Darstellung der Fischgemeinschaft durch die einzelnen Netztypen konnte in keiner der drei untersuchten Tiefenzonen festgestellt werden. Nur in der Tiefenzone von 6-12 m Tiefe scheint sich ein Großteil der Vertikalnetze in der nMDS-Analyse von den beiden anderen Netztypen abzugrenzen. Allerdings kann hier durch die Ergebnisse der ANOSIM-Analyse kein Unterschied in der Fischgemeinschaft festgestellt werden. Auffällig ist auch die in den tieferen Schichten generell etwas separierte Lage der Vertikalnetze an den Randbereichen der Punktewolken von CEN- und MOD-Netzen (Abbildung 86). Dieser geringe Unterschied spiegelt sich auch in den Ergebnissen der ANOSIM-Analyse in Form von leicht erhöhten R-Werten der paarweisen Vergleiche mit Vertikalnetzen wider (Tabelle 59). Dennoch liegen die Werte alle unter dem Schwellenwert von 0,25 ab welchem erst von Unterschieden in der Fischgemeinschaft gesprochen werden kann. In anderen Gewässern, mit größeren Fischdichten oder einer heterogeneren Fischartenzusammensetzung, könnten sich diese geringfügigen Abweichungen unter Umständen stärker auswirken und sollten daher nicht ignoriert werden.

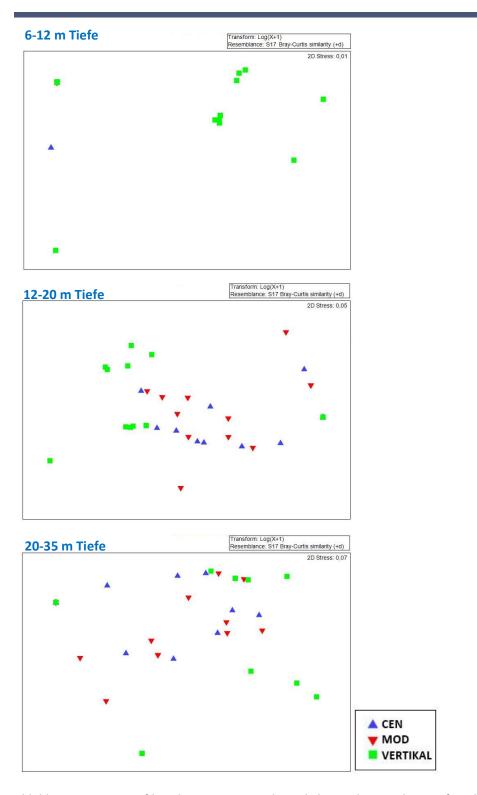


Abbildung 86 nMDS-Grafiken der CEN, MOD und Vertikalnetze der einzelnen Tiefenschichten.

Tabelle 59 Paarweise Vergleiche von CEN, MOD und Vertikalnetzen durch die ANOSIM-Analysen in den Tiefenstufen 6-12 m, 12-20 m und 20-35 m.

6-12 m Tiefe

Gruppen	R Statistik	Sig. Level (%)	Mögliche Permutationen	Tatsächliche Permutationen	Anzahl beobachtet	>=
CEN, MOD	0	100	3	3	3	
CEN, VERTIKAL	0,185	15,4	136	136	21	
MOD, VERTIKAL	0,069	34,6	136	136	47	

12-20 m Tiefe

Gruppen	R Statistik	Sig. Level (%)	Mögliche Permutationen	Tatsächliche Permutationen	Anzahl beobachtet	>=
CEN, MOD	-0,031	62,5	1352078	999	624	
CEN, VERTIKAL	0,096	8,2	17383860	999	81	
MOD, VERTIKAL	0,128	4,3	17383860	999	42	

20-35 m Tiefe

Gruppen	R Statistik	Sig. Level (%)	Mögliche	Tatsächliche	Anzahl	>=
			Permutationen	Permutationen	beobachtet	
CEN, MOD	0,016	26,3	1352078	999	262	
CEN, VERTIKAL	0,019	27,1	17383860	999	270	
MOD, VERTIKAL	0,022	27,4	17383860	999	273	

8.1.2.5 Vergleich der Fängigkeit der Maschenweiten von CEN, MOD und Vertikalnetzen

Für den Vergleich der Fängigkeit der verschiedenen Netztypen wurde der durchschnittliche CPUE der einzelnen Maschenweitenabschnitte in jeder Tiefenstufe getrennt verglichen. Für den Vergleich wurden alle pelagischen CEN- und MOD-Netze des Obersees verwendet. Diese wurden mit den pelagischen Netzabschnitten von Vertikalnetzen, die ebenfalls an Standorten mit einer Mindesttiefe von 50 m gestellt wurden, verglichen. Da in den beiden Tiefenstrata von 0-6 m und 35-50 m keine CEN-Netze gestellt wurden erfolgte der Vergleich hier ausschließlich mit MOD-Netzen. Auch der Vergleich der CEN-Netze in 6-12 m Tiefe ist nur sehr eingeschränkt aussagefähig, da hier nur zwei CEN-Netze gestellt wurden. In den pelagischen Tiefenstrata >50 m wurden in allen 15 gestellten Vertikalnetzen keine Fische gefangen. Daher entfällt die Gegenüberstellung mit den hier gestellten 12 MOD-Netzen. Im Gegensatz zu den Vertikalnetzen konnten letztere jedoch vereinzelt Seesaiblinge, Tiefseesaiblinge und Felchen nachweisen.

Allgemein muss bei der Gegenüberstellung der Abundanz die doppelt so lange Standzeit der Vertikalnetze berücksichtigt werden. Auch wenn daraus mit Sicherheit höhere Fangzahlen (CPUE) resultieren ist eine Quantifizierung der Unterschiede aufgrund der nicht linearen Fangmenge über die Stelldauer von Kiemennetzen nicht möglich. Auf eine Berechnung der Fänge relativ zu ihrer Standzeit wurde daher verzichtet, wodurch der CPUE der Vertikalnetze höher erscheint als er tatsächlich ist.

Die Vergleiche der Vertikalnetze mit CEN- und MOD-Netzen zeigten sehr ähnliche Trends hinsichtlich der Verteilung der CPUE-Werte in den jeweiligen Tiefenstufen auf die Maschenweiten. Bei den Vertikalnetzen war die Fängigkeit in den oberflächennahen Strata (0-6 m und 6-12 m) etwas höher. Dies ist jedoch vermutlich ein Resultat der längeren Stellzeiten von Vertikalnetzen im Vergleich zu CEN- und MOD-Netzen. In tieferen Strata glichen sich die Fangzahlen an. Lediglich die Fängigkeit der 10 mm Maschenweite war in



den tieferen Gewässerstrata (12-20 m, 20-35 m und 35-50 m) bei den Vertikalnetzen deutlich geringer (Abbildung 87). Zur Ermittlung von signifikanten Unterschieden wurden die identischen Maschenweiten der drei Netztypen (CEN, MOD und Vertikalnetze) aus derselben Tiefenstufe mittels eines Kruskal-Wallis-Tests auf signifikante Unterschiede hin untersucht. Dabei wurden nur vier Fälle mit signifikanten Unterschieden festgestellt (Tabelle 60). Um festzustellen zwischen welchen dieser drei Netztypen die ermittelten signifikanten auftraten wurden die vier ermittelten Fälle mit signifikanten Unterschieden anschließend mit paarweisen Bonferroni korrigierten Mann-Whitney Tests untersucht. Dabei wurde lediglich im Fall mit der Maschenweite 29 mm in 12-20 m Tiefe zwischen den Vertikal- und MOD-Netzen ein signifikanter Unterschied festgestellt (Tabelle 60). Dieser eine Ausnahmefall sollte jedoch nicht überbewertet werden und es kann davon ausgegangen werden, dass zwischen CEN, MOD und Vertikalnetze im Allgemeinen keine Unterschiede in der Fängigkeit existieren.

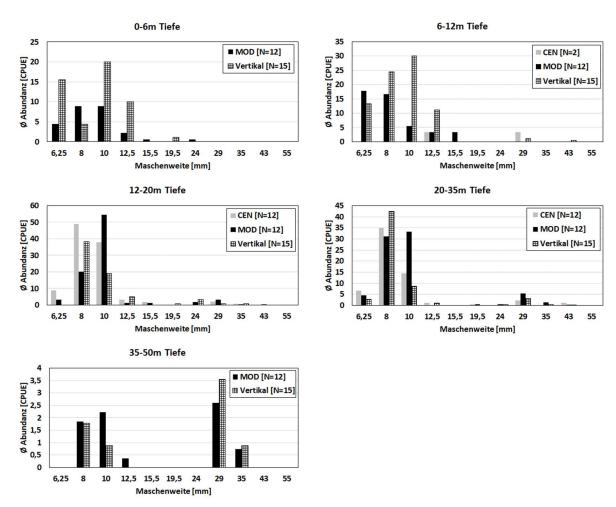
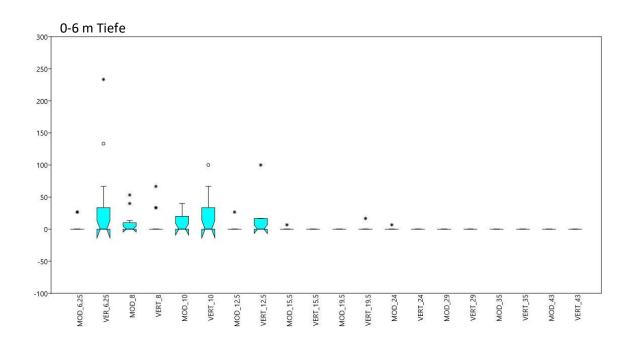


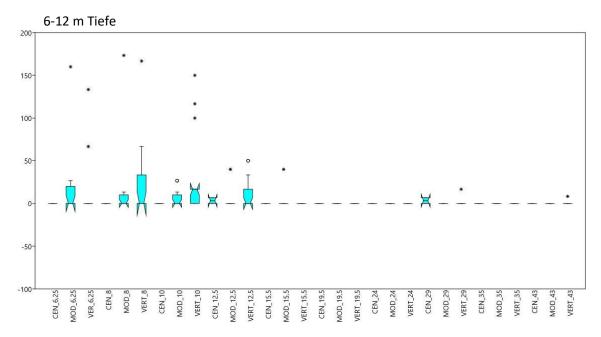
Abbildung 87 Gegenüberstellung der Fängigkeit von CEN, MOD und Vertikalnetzen, dargestellt als durchschnittliche Abundanz (CPUE) pro Netz in den einzelnen Tiefenstrata.

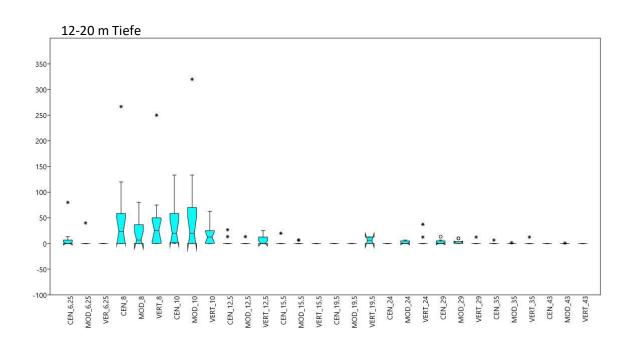
Tabelle 60 Untersuchung des CPUE der Maschenweiten von CEN, MOD und Vertikalnetzen in den einzelnen Tiefenstrata auf signifikante Unterschiede (Kruskal-Wallis-Test). Grüne Felder: signifikante Unterschiede die durch den Kruskal-Wallis-Test ermittelt wurden; Rote Felder: signifikante Unterschiede die nach den paarweisen Vergleichen weiterhin bestanden inklusive Angabe der sich signifikant unterscheidenden Netztypen.

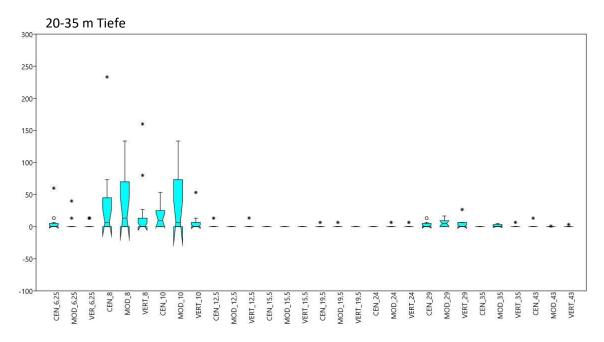
			MASCHENWEITE								
		6,25	8	10	12,5	15,5	19,5	24	29	35	43
	0-6	χ2 = 0,4024 p = 0,3834	χ2 = 0,0381 p = 0,7885	χ2 = 0,2881 p = 0,5059	χ2 = 0,572 p = 0,2638	χ2 = 0,1339 p = 0,2636	χ2 = 0,0857 p = 0,3711	χ2 = 0,1339 p = 0,2636	χ2 = 0 p = NAN	χ2 = 0 p = NAN	χ2 = 0 p = NAN
I	6- 12	χ2 = 0,4037 p = 0,6275	χ2 = 1,234 p = 0,3981	χ2 = 2,683 p = 0,1696	χ2 = 1,392 p = 0,2907	χ2 = 0,1417 p = 0,4925	χ2 = 0 p = NAN	χ2 = 0 p = NAN	χ2 = 1,159 p = 0,049	χ2 = 0 p = NAN	χ2 = 0,0933 p = 0,6271
F	12- 20	$\chi 2 = 2,195$ $p = 0,0387$	χ2 = 0,8247 p = 0,64	χ2 = 0,9796 p = 0,6019	χ2 = 1,023 p = 0,3572	χ2 = 0,52 p = 0,2958	χ2 = 0,14 p = 0,4493	χ2 = 1,004 p = 0,2256	χ2 = 5,58 p = 0,015 MOD/Vert	χ2 = 0,0036 p = 0,9915	χ2 = 0,1688 p = 0,3247
E	20- 35	χ2 = 0,1001 p = 0,904	χ2 = 0,9537 p = 0,5811	χ2 = 3,346 p = 0,1296	χ2 = 01432 p = 0,6201	χ2 = 0 p = NAN	χ2 = 0,1795 p = 0,5491	χ2 = 0,1365 p = 0,6268	χ2 = 3,022 p = 0,1451	χ2 = 2,065 p = 0,0468	χ2 = 0,009 p = 0,9796
	35- 50	χ2 = 0,5357 p = 0,1069	χ2 = 0,0292 p = 0,7542	χ2 = 0,3429 p = 0,1971	χ2 = 0,1339 p = 0,2636	χ2 = 0 p = NAN	χ2 = 0 p = NAN	χ2 = 0,5357 p = 0,1069	χ2 = 1,05 p = 0,2207	χ2 = 0,5357 p = 0,2362	χ2 = 0 p = NAN

Insgesamt sind die Ergebnisse der Fängigkeitsvergleiche von Vertikalnetzen mit CEN- und MOD-Netzen nur schwer zu beurteilen. Da die pelagischen Netze grundsätzlich häufig leere Maschenweitenabschnitte aufweisen liegt der Median in vielen Fällen bei null (Abbildung 88) und die wenigen Fänge werden leicht als Ausreißer gewertet. Die Interpretation der Ergebnisse sollte daher vorsichtig erfolgen. Die Tatsache, dass in den oberflächennahen Strata teilweise deutliche Unterschiede in der durchschnittlichen Fängigkeit auftraten (Abbildung 87) könnte auf allgemeine Unterschiede in der Fängigkeit der Fanggeräte hindeuten. Allerdings ist es wahrscheinlicher, dass die etwas höheren Fangzahlen der Vertikalnetze in oberflächennahen Bereichen auf die längeren Stelldauer zurückzuführen sind. Da es sich bei den Vertikalnetzen jedoch nicht um Standortreplikate der CEN- und MOD-Netze handelte, können auch lokale Unterschiede in den Fischgemeinschaften nicht ausgeschlossen werden. Die Auswirkung dieser Unterschiede auf die Darstellung der Fischgemeinschaften durch die verschiedenen Netztypen ist im allgemeinen jedoch von geringer Bedeutung, da auch die vorangegangenen multivariaten Auswertungen keine Unterschiede in der Artzusammensetzung und in den Fischgemeinschaften aufzeigen konnten (siehe Kapitel 8.1.2.2 und 8.1.2.3).









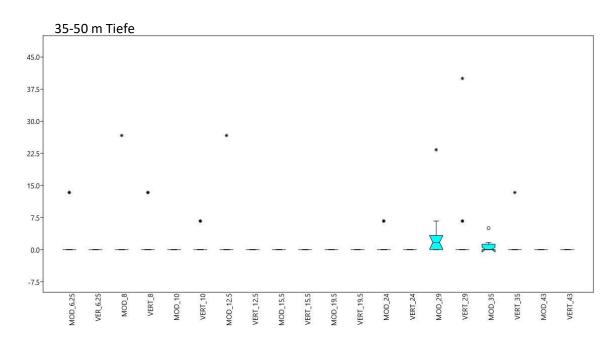


Abbildung 88 Boxplots des CPUE der Maschenweiten von CEN, MOD und Vertikalnetzen (VERT) nach Tiefenstufen (°=Extremwerte und *=Ausreißer).

8.1.2.6 Zusätzliche Informationen durch Vertikalnetze

Bei der Frage, inwiefern Vertikalnetze einen zusätzlichen Informationsgewinn im Bodensee liefern können geht es speziell um die Bereiche des Gewässers, die durch pelagische CEN- und MOD-Netze nicht abgedeckt wurden. Bisher wurden CEN- und MOD-Netze im Bodensee ausschließlich an Standorten mit einer Wassertiefe von mindestens 50 m Tiefe gestellt. Dabei erstreckte sich der tatsächlich befischte Bereich von der Wasseroberfläche bis in 75 m Tiefe. Somit werden sowohl pelagische Bereiche mit einer Tiefe >75m aber auch Freiwasserbereiche an Standorten mit einer totalen Wassertiefe von weniger als 50 m nicht befischt. Durch den Einsatz von Vertikalnetzen werden jedoch auch diese Bereiche lückenlos befischt, was zusätzliche Informationen über die Verteilung der Fische in Seen liefert.

Die Betrachtung der vertikalen Verteilung der pelagischen Fänge in Tiefen größer 50 m erbrachte im Fall des Bodensee die Erkenntnis, dass in der Tiefe keine zusätzlichen Fische gefangen werden konnten. In anderen Seen ist dieses Bild anders. Im Brienzersee z.B. wurden bis zur maximalen Seetiefe Fische gefangen (REF Projet Lac Brienzersee). Der tiefste pelagische Fang im Bodensee wurde 2019 bei den Vertikalnetzen in 49 m Tiefe dokumentiert. In der darauffolgenden Tiefenstufe (50-75 m) wurden, obwohl 15 Vertikalnetze diesen Bereich abdeckten, keine Fische mehr gefangen (siehe auch Abbildung 13). Im Gegensatz dazu konnten in dieser Tiefenstufe mit nur 12 pelagischen MOD-Netzen vereinzelt Seesaiblinge, Tiefseesaiblinge und Felchen nachgewiesen werden (Abbildung 9).

Um einen zusätzlichen Informationsgewinn durch pelagische Vertikalnetze an Standorten mit Wassertiefen von weniger als 50 m zu überprüfen, wurden alle pelagischen CEN- und MOD-Netze für einen Vergleich verwendet. Diese umfassen nicht nur MOD-Netze mit entsprechenden CEN-Netz Replikaten. Dadurch können zwar standortbedingte Unterschiede zwischen CEN- und MOD-Netzen auftreten und den direkten Vergleich der CEN- und MOD-Netze einschränken, doch ohne diese zusätzlichen MOD-Netze, die

kein entsprechendes CEN-Replikat aufweisen, ist die Datengrundlage für einen Vergleich der proportionalen Artanteile in den jeweiligen Tiefenstufen oft nicht ausreichend. Insbesondere der Vergleich der hier relevanten, oberflächennahen Schichten (0-6 m und 6-12 m) wäre ohne die zusätzlichen MOD-Netze nicht möglich. Da die CEN- und MOD-Netze ausschließlich an Standorten mit einer Wassertiefe von mehr als 50 m gestellt wurden, diente der pelagische Bereich der Vertikalnetze (mind. 1,5 m über dem Grund) die an Standorten mit einer gesamten Wassertiefe von weniger als 50 m gestellt wurden als Vergleichsgruppe. Um eine Vergleichbarkeit zu erzielen wurden die durchschnittlich pro Netz gefangenen, proportionalen Anteile der Arten in den verschiedenen Netztypen der einzelnen Tiefenstrata verwendet.

In 0-6 m Tiefe wurden keine pelagischen CEN-Netze gestellt. Auch in der Tiefe von 6-12 m standen nur zwei CEN-Netze für eine Auswertung zur Verfügung. Zudem konnte in nur einem dieser Netze Fische gefangen werden. Die Ergebnisse der CEN-Netze in den oberflächennahen Wasserschichten sind daher nicht repräsentativ und können nicht für den Vergleich herangezogen werden. Die Artanteile der Vertikalund MOD-Netze hingegen weisen in den oberen beiden Tiefenstrata (0-6 m und 6-12 m) relativ große Unterschiede auf (Abbildung 89). Es liegt nahe, dass diese Unterschiede tatsächlich habitatbedingt sind. Somit unterscheidet sich die Fischartzusammensetzung in den oberflächennahen Bereichen tiefer Gewässerbereiche (>50 m) von der an flacheren Bereichen (<50 m). Bei diesen flacheren, ufernahen Gewässerbereichen ist ein gewisser Einfluss des Litorals möglich, welcher zu unterschiedlichen Zusammensetzungen der Fischgemeinschaften führen kann. Dennoch können auch andere Faktoren, wie standortbedingte Unterschiede in der Fischgemeinschaft (Vertikalnetze wurden nicht als Standortreplikate der CEN- und MOD-Netze gestellt) oder tageszyklisch bedingte Unterschiede (Vertikalnetze wurden über einen längeren Zeitraum gestellt) nicht ausgeschlossen werden.

In den Bereichen von 12-50 m zeigen die Vergleiche der CEN- und MOD-Netze mit den hier verwendeten Vertikalnetzen eine große Übereinstimmung der Artanteile am Gesamtfang (Abbildung 89). Die Ergebnisse deuten somit auf eine sehr homogene Fischgemeinschaft in den Freiwasserbereichen ab 12 m Tiefe hin. Eine gewisse Abweichung ist lediglich in der Tiefenstufe 35-50 m zu erkennen. Einerseits wurden hier keine CEN-Netze gestellt, andererseits wurden in den Vertikalnetzen ausschließlich Stichlinge dokumentiert. Dieser hohe Stichlingsanteil relativiert sich jedoch bei Betrachtung der tatsächlichen Fangzahlen. In den vier hier gestellten Netzen wurde lediglich ein Stichling gefangen.

Insgesamt haben die Vertikalnetze bezüglich der Verteilung des Befischungsaufwands einen gewissen Vorteil gegenüber den Schwebnetzprotokollen der CEN-Norm. So werden alle Seebereiche befischt (Distanz vom Ufer, tiefe Bereiche) und es werden mehr Standorte befischt (Anzahl Replikate). Die Vorteile der Schwebnetze nach CEN-Norm liegen in der höheren Fängigkeit an Fischen pro Aufwand der geleistet wird.

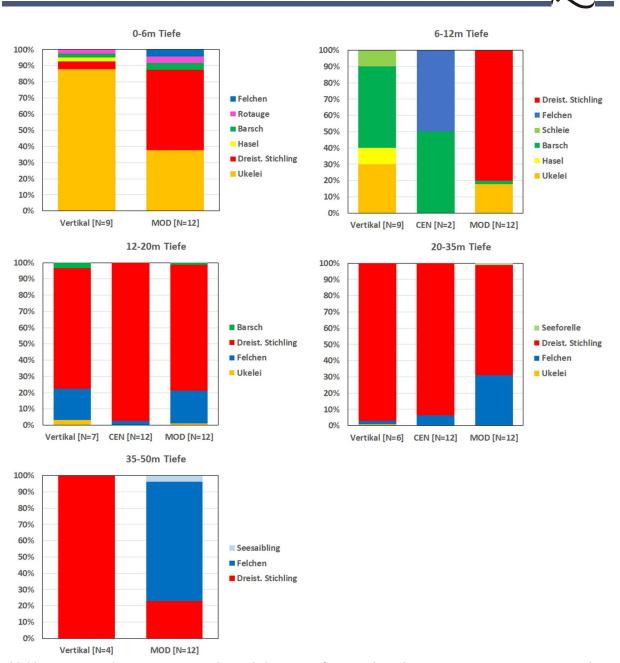


Abbildung 89 Mittels CEN-, MOD- und Vertikalnetzen erfasste pelagische Artzusammensetzung in einzelnen Tiefenstrata des Obersees. Es wurden ausschließlich Netze von Standorten mit einer Wassertiefe von <50 m herangezogen.

8.1.2.7 Arbeitsaufwand und Materialkosten

Zur Bewertung der Kosten die durch die Vertikalnetze entstehen wurden die Materialbeschaffungskosten und der Arbeitsaufwand in Tagen den CEN- bzw. MOD-Netzen gegenübergestellt.

Arbeitsaufwand

Zum Stellen und Heben eines Vertikalnetzsatzes werden in der Regel ein Team von vier Personen benötigt (mit einem entsprechenden Boot u.U. auch zu dritt möglich). Im Bodensee kann ein solches Team pro Tag in der Regel drei Netzstandorte bearbeiten. Diese bestehen aus einem tiefen Netzsatz, einem Satz der in einer mittleren Tiefe gestellt ist und einem eher flachen Netzsatz. Die Arbeiten umfassen dabei neben dem Stellen und Heben der Netze die Vermessung und Dokumentation der gefangenen Individuen vor Ort. Aufgrund der vier notwendigen Personen sind somit die Arbeitsstunden von drei Arbeitstagen notwendig.

Eine beispielhafte Berechnung würde bedeuten vier Personen bearbeiten an einem Tag drei Netzsätze. Diese umfassen einen Netzsatz bis 250 m, einen bis 100 m und einen bis 50 m Tiefe. Bei einer Einteilung in die bisherigen Tiefenstrata würde das 22 Tiefenstrata (Netzen) entsprechen die mit Netzabschnitten der Vertikalnetze abgedeckt sind. Zum Vergleich: das an einem Tag bearbeitete Maximum gesetzter CEN- und MOD-Netze lag 2019 im Obersee bei 49 Netzen. Diese unterteilten sich in 32 benthische (10 CEN und 22 MOD-Netze) und 17 pelagische Netze (5 CEN und 12 MOD-Netze). Im Bodensee haben zwei Faktoren einen wesentlichen Einfluss auf die benötigte Arbeitszeit:

- Bearbeitung der benthischen Netze: Über 93 % der gefangenen Individuen wurden 2019 in benthischen Netzen gefangen
- Fahrtzeit zwischen den Netzstandorten

Bei einem Vergleich des Arbeitsaufwands zwischen Vertikal- und CEN bzw. MOD-Netzen muss somit beachtet werden, dass der Bearbeitungsaufwand für pelagische Netze im Bodensee deutlich geringer als für benthische ist und somit nur einen Bruchteil der Zeit benötigt. Ein Netzstandort der pelagischen CENund MOD-Netze besteht aus sechs Netzen. Die befischte Tiefe erstreckt sich dabei von 0-75 m. Eine Befischung zusätzlicher Tiefenstufen ist im Pelagial aufgrund der sehr geringen Fischdichte im Bodensee im heutigen Zustand nicht sinnvoll, in anderen Seen sieht dies anders aus. Eine Befischung von vier pelagischen CEN- bzw. MOD-Netzstandorten ergibt aufgrund der jeweils sechs darin enthaltenen Netze insgesamt 24 Tiefenzonen, die dabei befischt werden. Es werden somit zwei zusätzliche Netzabschnitte im Vergleich zu den 22 Tiefenzonen der Vertikalnetze erfasst. Im Bodensee ist diese Anzahl aufgrund der geringen Fischdichte im Pelagial trotz der Vergleichsweise langen Fahrtzeiten zwischen einzelnen Standorten an einem Tag möglich. Für das Setzen und Heben der Netze sind dabei zwei Personen notwendig. Für das herauslösen der Fische und die weitere Bearbeitung sind zwei zusätzliche Person, die das Team für einen halben Arbeitstag unterstützen, ausreichend. Mit den Arbeitsstunden von insgesamt drei Arbeitstagen ist somit für eine etwa gleich große Anzahl befischter pelagischer Tiefenstufen, bei den CEN- bzw. MOD-Netzen der Aufwand in etwa derselbe wie für Vertikalnetze.

Materialkosten

Die Beschaffungskosten für 100 m Vertikalnetz belaufen sich auf etwa 3.000 €. Für ein 300 m Netz sind somit ca. 9.000 € notwendig. Hinzu kommen die Anschaffungskosten für eine geeignete Winde. Diese belaufen sich auf etwa 3.000 €. Die Anschaffungskosten für die von einem Befischungsteam an einem Befischungstag eingesetzten drei Vertikalnetzsätze von verschiedenen Tiefenstufen belaufen sich somit auf mindestens 30.000 €.



Ein MOD-Netz kostet im Vergleich dazu in der Anschaffung etwa 800,00 € (CEN-Netz 650,00 €). Selbst bei einer Neuanschaffung von 24 MOD-Netzen belaufen sich die dafür notwenigen Kosten auf 19.200 € und sind damit günstiger als die Materialanschaffungskosten der Vertikalnetze. Da in der Praxis jedoch neben pelagischen Netzen gleichzeitig benthische Netze gestellt werden, reduziert sich die tatsächlich gestellte Anzahl pelagischer CEN- bzw. MOD-Netzsätze auf zwei bis maximal drei pro Nacht (18 Netze). Kosten für eine Winde entfallen hier, da sich eine für MOD-Netze geeignete Winde sich bereits im Inventar der FFS befindet. Zudem besitzt die FFS bereits einen Großteil, der für eine Erfassung des Pelagials notwendigen Netze. Vor einer erneuten Bestandserfassung muss somit lediglich eine Inventur der Netze durchgeführt werden und verschlissene Netze ersetzt oder instandgesetzt werden.

8.1.2.8 Fazit zur Verwendung von Vertikalnetzen

Die Auswertungen zur unterschiedlichen Darstellung der Artzusammensetzung durch Vertikalnetze im Vergleich zu CEN- und MOD-Netzen wies keine eindeutigen Unterschiede auf (nMDS, ANOSIM). Auch die Fängigkeit der verschiedenen Netztypen ließ keine signifikanten Unterschiede erkennen (Kapitel 8.1.2.5). Allerdings wurden für den Nachweis der gleichen Artenzahl im Pelagial mehr Vertikalnetzabschnitte benötigt als MOD-Netze (Kapitel 8.1.2.1). Des Weiteren gelangen mit den Vertikalnetzen keine Nachweise in der Tiefenstufe von 50-75 m. Mit Hilfe der MOD-Netze konnten in dieser Tiefe hingegen noch vereinzelt Nachweise von Seesaiblingen, Tiefseesaiblingen und Felchen erbracht werden. Dabei war die Anzahl der dort gestellten MOD-Netze (N = 12) geringer als die der Vertikalnetze (N = 15). Der Grund für diese beiden Ergebnisse könnte auf eine reduzierte Fängigkeit der Vertikalnetze hindeuten, die aufgrund der geringen Artenvielfalt und Abundanz, mit vielen leeren Netzen bzw. Maschenweitenabschnitten, in den Analysen nicht erkannt werden konnte. Neben der eventuell leicht reduzierten Fängigkeit der Vertikalnetze sprechen auch die etwas größere Investitionskosten gegen die Verwendung von Vertikalnetzen im Bodensee.

Demgegenüber haben Vertikalnetze aber auch gewisse Vorteile gegenüber den MOD-Netzen. So ist die Tiefenangabe der gefangenen Fische viel genauer (auf einen m genau, statt nur pro Tiefenzone). Zudem können im See bei gleichbleibendem Aufwand mehr Standorte befischt werden (höhere Anzahl unabhängiger Replikate). Ebenso wird das pelagiale Habitat geografisch besser abgedeckt, so werden Netze in verschiedenen Tiefen (von ufernah bis zur maximalen Tiefe) gesetzt, was den Fischbestand im Pelagial des Sees besser abbildet.

Aufgrund der extrem geringen Fischdichte der tiefen pelagischen Gewässerbereiche des Bodensee im heutigen Zustand ist eine solide Erfassung der dort vorkommenden Fischbestände nur sehr schwer möglich. Um dennoch eine möglichst umfassende Erfassung der dort vorkommenden Fischbestände zu gewährleisten, ist die effektivste Befischungsmethode zu wählen. Auch zusätzliche Vertikalnetze könnten hier vermutlich keine Verbesserung des Fangergebnisses bewirken, da die Anzahl der Vertikalnetzabschnitte (15 Netze) in den einzelnen Tiefenzonen bereits ohnehin größer als die der CEN(max. 12 Netze) und MOD-Netze (max. 12 Netze) war.

Auf Grundlage der in dieser Studie durchgeführten Auswertungen stellt sich die Frage, welche der beiden Methoden das beste Kosten/Nutzen-Verhältnis aufweist. Aktuell werden im Bodensee in der Tiefe kaum Fische gefangen und Boote müssen speziell ausgerüstet werden, um Vertikalnetze einzusetzen. Die erlangten Informationen der beiden Netztypen sind in Tiefen <50 m sehr ähnlich. Dennoch wiesen beide

Befischungsmethoden Stärken und Schwächen auf. Während CEN- und MOD-Netze das Arteninventar besser darstellten, waren Vertikalnetze in der Lage, wichtige Informationen zur Artenzusammensetzung in flacheren Gewässerbereichen zu liefern. Um den Aufwand möglichst gering zu halten, wird deshalb für ein routinemäßig durchgeführtes Monitoring der Einsatz von pelagischen MOD-Netzen empfohlen. Da ein solches Monitoring der Fischbestände jedoch die Fischgemeinschaft des gesamten Gewässers darstellen muss, ist bei zukünftigen Bestandserhebungen eine Positionierung von pelagischen Netzen auch an flacheren und maximal tiefen Standorten mit pelagischen Netzen einzuplanen. Periodisch (alle 10-12 Jahre) sollten zusätzlich auch Vertikalnetze eingesetzt werden, damit alle Bereiche des Pelagials untersucht und die Daten mit den Untersuchungen in weiteren Schweizer Seen direkt verglichen werden können.

8.2 Habitatspezifische Netzbefischung

Zur Bewertung der Fischgemeinschaften verschiedener Habitate wurden am Obersee 109 Netze und am Untersee 35 Netze kleinräumigen Habitaten zugeordnet. Zu diesen zählten die Habitate "Abbruch", "Feinsediment", "Kies", "Makrophyten", "Mauer" und "Zulauf". Der Tiefenbereich über welchen sich die Habitate erstreckten reichte von 0 – 35 m.

Für die Untersuchung der Habitate auf unterschiedliche Fischgemeinschaften wurde der CPUE^{MW} verwendet. Die Daten wurden quadratwurzeltransformiert und es wurde eine Bray-Curtis Ähnlichkeitsmatrix erstellt. Zur Visualisierung potentieller Unterschiede zwischen den Habitaten wurde aufgrund des hohen Stress-Wertes der nMDS Analyse (Obersee: 0,19 und Untersee 0,15) eine CAP (Canonical Analysis of Principal coordinates) durchgeführt. Außerdem wurden die Fischgemeinschaften der Habitate mit Hilfe einer PERMANOVA und ANOSIM Analyse auf signifikante Unterschiede hin untersucht.

8.2.1 Obersee

Die höchste Artenzahl wurde mit 19 Arten im Habitat "Zulauf" festgestellt. Danach folgten die Habitate "Feinsediment" (17 Arten), "Makrophyten" und "Mauer" (jeweils 15 Arten), "Kies" (13 Arten) und "Abbruch" (11 Arten) (Tabelle 64). Da jedoch die Anzahl der Proben innerhalb der einzelnen Habitate variierte ist an dieser Stelle ein Vergleich der absoluten Artenzahl nur eingeschränkt möglich. Ein Kruskal-Wallis-Test offenbarte signifikante Unterschiede in der Artenzahl ($\chi 2 = 23,52$, p < 0,001) der Habitattypen. Daraufhin wurden paarweise Vergleiche der Habitattypen mit Hilfe des Mann-Whitney U Tests durchgeführt. Signifikante Unterschiede zu anderen Habitaten wies lediglich das Habitat "Abbruch", aufgrund eines niedrigeren Median Werts (Median = 2) auf (Tabelle 65). Dadurch unterschied es sich von den beiden Habitaten mit den höchsten Median Werten "Feinsediment" und "Mauer" (Abbildung 90).

Tabelle 61 Liste der in den Habitattypen nachgewiesenen Arten sowie Proben- und Artenanzahl im Obersee.

Art	Abbruch	Feinsediment	Kies	Makrophyten	Mauer	Zulauf
Barsch	Χ	Х	Χ	Х	Х	Х
Blaubandbärbling	-	Χ	-	-	-	-
Brachse		Χ	Χ	Χ	-	Х
Döbel	Χ	Χ	Χ	Χ	Χ	Χ
Stichling	Χ	Χ	Χ	Χ	X	Х
Felchen	Χ	-	-	-	-	Х
Giebel	-	Χ	Χ	-	X	Х
Groppe	-	-	-	-	X	-
Güster	-	Χ	-	Χ	X	Х
Hasel	Χ	Χ	Χ	Χ	-	Х
Hecht	Χ	Χ	-	Χ	X	Х
Karpfen	-	Χ	Χ	-	-	-
Kaulbarsch	Χ	Χ	Χ	Χ	X	Х
Quappe	Χ	-	-	-	-	Х
Rotauge	Χ	Χ	Χ	Χ	X	Х
Rotfeder	-	Χ	-	Χ	-	Х
Schleie	-	-	Χ	Χ	X	Χ
Schmerle	-	Χ	Χ	Χ	Χ	Χ
Seesaibling	-	-	-	-	-	-
Sonnenbarsch	-	-	-	-	X	-
Ukelei	-	Χ	Χ	Χ	Х	Х
Wels	-	Χ	-	Χ	Χ	Х
Zander	Χ	Χ	Χ	Χ	Χ	Χ
Artenzahl	10	17	13	15	15	18
Probenanzahl	28	11	15	12	14	29

Tabelle 62 Paarweise Vergleiche der Habitate im Obersee (Mann Whitney Test mit Bonferroni korrigierten p-Werten). Signifikante Unterschiede sind mit einem * gekennzeichnet.

	Abbruch	Feinsediment	Kies	Makrophyten	Mauer
Feinsediment	0,003594*	-	-	-	-
Kies	0,06693	0,2788	-	-	-
Makrophyten	0,07863	1	1	-	-
Mauer	0,02424*	0,2714	1	1	-
Zulauf	0,3588	0,1024	1	1	1

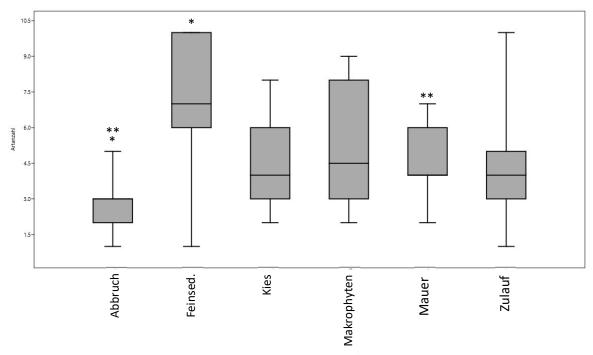


Abbildung 90 Boxplots der Artenzahl in den Habitaten des Obersees. Signifikante Unterschiede sind mit * gekennzeichnet.

Die Grafik der CAP-Analyse wies allgemein keine deutlichen Gruppierungen der Fischgemeinschaften auf. Nur die Netze der Habitate "Abbruch" und "Mauer" gruppierten relativ dicht beisammen. Da jedoch die Netze der restlichen Habitate über die gesamte Grafik streuten war eine eindeutige Trennung der Habitattypen nicht möglich. Außerdem zählten die Proben des "Abbruch" Habitats allgemein zu den tieferen hier verwendeten Proben, weshalb die hier vergleichsweise klare Abgrenzung unter Umständen ein Resultat des Faktors Tiefe ist (der Einfluss der Tiefe auf die Fischartengemeinschaft der hier verwendeten Proben wird nachfolgend dargestellt). Auch die Ergebnisse der PERMANOVA-Analyse deuteten auf nur einen geringen Einfluss des Faktors Habitat hin (PERMANOVA: pseudo-F = 2,4569, p = 0,001 mit 998 Permutationen). Die anschließende ANOSIM-Analyse offenbarte ebenfalls, dass im Allgemeinen keine habitatspezifischen Fischgemeinschaften vorhanden waren (Sample statistic (R): 0,068; p = 0,022). Die paarweisen Vergleiche der ANOSIM-Analyse bestätigten dieses Ergebnis, da auch hier in keinem der direkten Vergleiche eine Unterscheidbarkeit der Habitate anhand ihrer Fischgemeinschaften möglich war (Tabelle 66).

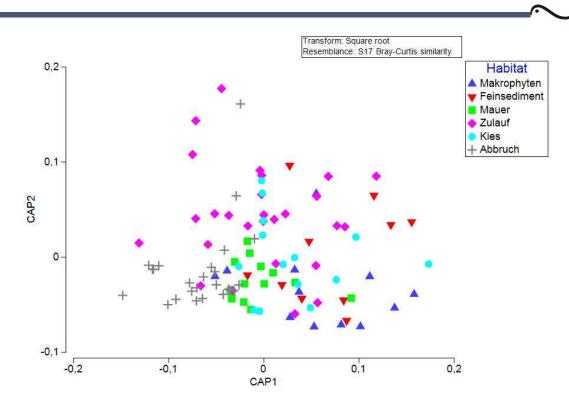


Abbildung 91 CAP-Grafik der Fischartenzusammensetzung der Habitattypen in den Netzen im Obersee.

Tabelle 63 R Statistik der ANOSIM-Analyse der Habitate des Obersees, wobei die Werte > 0,75 klare Unterschiede, ≈ 0,5 gute Unterschiede und < 0,25 geringe Unterschiede beschreiben. Signifikante Unterschiede sind mit einem * gekennzeichnet.

Habitat	Abbruch	Feinsediment	Kies	Makrophyten	Mauer
Feinsediment	0,182*	-	-	-	-
Kies	0,125*	0,177	-	-	-
Makrophyten	0,109	0,046	0,037	-	-
Mauer	0,02	0,35*	0,078	0,106*	-
Zulauf	0,12*	0,064	-0,024	0,021	-0,023

Da anhand des Faktors "Habitate" keine charakteristischen Fischgemeinschaften erkannt werden konnten wurde derselbe Datensatz auf tiefenstufenabhängige Unterschiede untersucht. Dabei offenbarte nicht nur die Grafik der CAP-Analyse eine deutlichere Gruppierung der Fischgemeinschaften nach Tiefenstufen (Abbildung 92), sondern auch die PERMANOVA-Analyse deutete auf einen etwas größeren Einfluss des Faktors "Tiefe" auf die Fischgemeinschaften hin (PERMANOVA: pseudo-F = 3,2997, p = 0,001 mit 998 Permutationen). Auch die Ergebnisse der ANOSIM-Analyse unterstützten den größeren Einfluss des Faktors Tiefe auf die Fischgemeinschaft, da die Unterscheidbarkeit anhand der Tiefenstufen deutlich größer als anhand der Habitate war (Sample statistic (R): 0,208; p = 0,001). Bei den paarweisen Vergleichen der ANOSIM-Analyse konnten, trotz der Vergleichsweise geringen Tiefenvarianz von 0-20 m, immerhin vier von zehn direkten Vergleichen eine gute Unterscheidbarkeit (R > 0,25) vorweisen (Tabelle 67).

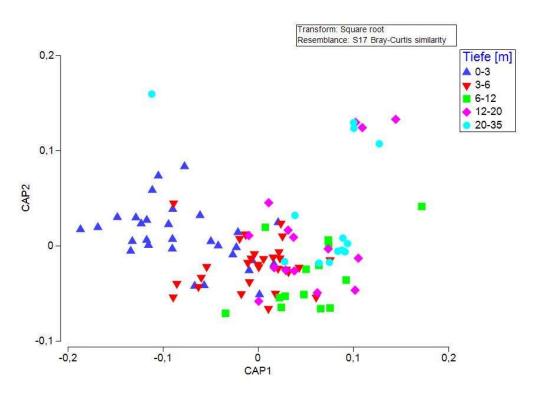
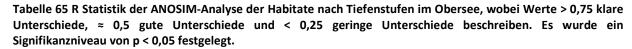


Abbildung 92 CAP-Grafik der Fischartenzusammensetzung der Tiefenstufen in den Netzen im Obersee.

Tabelle 64 R Statistik der ANOSIM-Analyse der Tiefenstufen des Obersees, wobei die Werte > 0,75 klare Unterschiede, ≈ 0,5 gute Unterschiede und < 0,25 geringe Unterschiede beschreiben. Signifikante Unterschiede sind mit einem * gekennzeichnet.

Tiefe [m]	0-3	3-6	6-12	12-20
3-6	0,2*	-	-	-
6-12	0,27*	0,117	-	-
12-20	0,276*	0,178*	0,039	-
20-35	0,438*	0,318*	0,084*	-0,004

Da die Zusammensetzung der Fischgemeinschaft stark von der Tiefenzone geprägt wurde erfolgte ein weiterer Vergleich der Habitate innerhalb der Tiefenstufen. Dabei konnten lediglich in der Tiefenstufe von 0-3 m (Sample statistic (R): 0,259; p = 0,001) Unterschiede zwischen den Habitaten festgestellt werden (Tabelle 68). In der Tiefenstufe von 0-3 m traten bei vier direkten Habitatvergleichen Unterschiede in der Artzusammensetzung auf (Tabelle 69).



Tiefenstufe	Anzahl Habitate	ANOSIM sample statistic (R)	Signifikanz Niveau p
0-3	5	0,259	0,001
3-6	5	-0,013	0,574
6-12	2	0,102	0,083
12-20	2	0,103	0,148
20-35	2	0,157	0,15

Tabelle 66 R Statistik der ANOSIM-Analyse der Habitate aus 0-3 m Tiefe des Obersees, wobei die Werte > 0,75 klare Unterschiede, ≈ 0,5 gute Unterschiede und < 0,25 geringe Unterschiede beschreiben. Signifikante Unterschiede sind mit einem * gekennzeichnet.

Habitat	Feinsediment	Kies	Makrophyten	Mauer
Kies	0,287*	-	-	-
Makrophyten	-0,21	0,14	-	-
Mauer	0,634*	0,061	0,669*	-
Zulauf	-0,083	0,086	0,081	0,686*

8.2.2 Untersee

Mit zwölf Arten besaß das Habitat "Mauer" im Untersee die höchste absolute Artenzahl. Danach folgten "Feinsediment", "Makrophyten" und "Zulauf" mit jeweils elf Arten, "Abbruch" mit zehn Arten, "Kies" mit neun Arten und zuletzt das Habitat "Auslauf" mit sieben Arten (Tabelle 70). Da auch hier der Probenumfang je Habitattyp variierte ist ein Vergleich der absoluten Artenzahlen nur eingeschränkt aussagekräftig. Allgemein war der Median der nachgewiesenen Arten höher als im Obersee. Mit einem Median von 5,5 Arten besaßen die Habitate "Feinsediment" und "Makrophyten" die höchste Artenvielfalt (Abbildung 93). Die geringste Diversität wurde im Habitat "Abbruch" nachgewiesen. Signifikante Unterschiede in der Artenzahl waren jedoch keine vorhanden (Kruskal-Wallis-Test $\chi 2 = 11,84$, p = 0,06). Dennoch wurde ein anschließender paarweiser Mann-Whitney Test mit Bonferroni-Korrektur durchgeführt. Erwartungsgemäß zeigte dieser keine signifikanten Unterschiede zwischen den Habitaten.

Tabelle 67 Liste der in den Habitattypen nachgewiesenen Arten sowie Proben- und Artenanzahl im Untersee.

Art	Abbruch	Auslauf	Feinsediment	Kies	Makrophyten	Mauer	Zulauf
Barsch	Χ	Χ	X	Χ	Χ	Χ	Χ
Brachse	Χ	Χ	X	Χ	Χ	-	Χ
Döbel	-	-	-	-	Χ	-	Χ
Stichling	Χ	-	-	Χ	Χ	Χ	Χ
Felchen	Χ	-	-	-	-	-	-
Giebel	-	-	X	-	-	-	-
Güster	-	-	Χ	-	Χ	-	-
Hasel	-	-	-		Χ	Χ	-
Hecht	-	Χ	Χ	-	Χ	Χ	Χ
Karpfen	Χ	-	-	-	-	Χ	-
Kaulbarsch	Χ	-	-	-	-	Χ	Χ
Rotauge	Χ	Х	X	Х	Χ	Χ	Χ
Rotfeder	-	-	X	Χ	Χ	-	-
Schleie	Χ	-	X	Χ	Χ	Χ	Χ
Schmerle	-	-	-	-	-	-	Χ
Ukelei	-	Х	X	Х	Χ	Χ	Χ
Wels	Χ	Χ	X	-	-	Χ	-
Zander	Χ	Χ	Х	Χ	-	Χ	Χ
Artenzahl	10	7	11	8	11	11	11
Probenanzahl	9	5	4	4	4	4	5

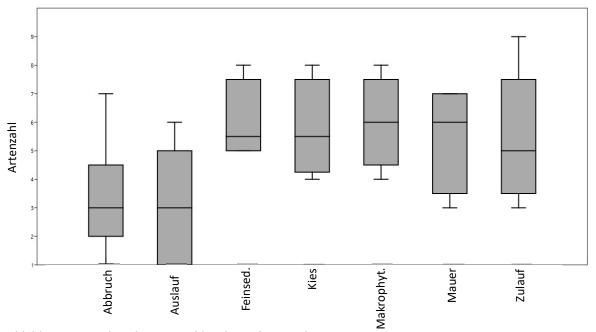


Abbildung 93 Boxplots der Artenzahl in den Habitaten des Untersees.

Tabelle 68 Paarweise Vergleiche der Habitate im Untersee (Mann Whitney Test mit Bonferroni korrigierten p-Werten). Signifikante Unterschiede sind mit einem * gekennzeichnet.

	Abbruch	Auslauf	Feinsediment	Kies	Makrophyten	Mauer
Auslauf	1	-	-	-	-	-
Feinsediment	0,7332	1	-	-	-	-
Kies	1	1	1	-	-	-
Makrophyten	0,8991	1	1	1	-	-
Mauer	1	1	1	1	1	-
Zulauf	1	1	1	1	1	1

Im Untersee unterschieden sich die Fischgemeinschaften der Habitate nur in wenigen Fällen. Die Grafik der CAP-Analyse lies keine klare Gruppierung einzelner Habitate erkennen. Auch die ANOSIM-Analyse wies auf keine Unterschiede zwischen den Habitaten hin (Sample statistic (R): 0,042; p = 0,285). Die paarweisen Vergleiche zeigten allerdings in drei Fällen eine gute Unterscheidbarkeiten der Fischgemeinschaften. Dabei unterschied sich das Habitat "Kies" von den Habitattypen "Feinsediment", "Mauer" und "Zulauf" (Tabelle 69). Die allgemein geringen Unterschiede zwischen den Fischgemeinschaften der Habitattypen wurden durch das Ergebnis der PERMANOVA Analyse (PERMANOVA: pseudo-F = 1,7083, p = 0,041 mit 995 Permutationen) bestätigt.

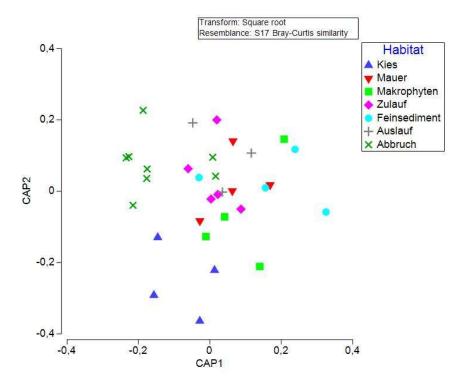


Abbildung 94 CAP-Grafik der Fischartenzusammensetzung der Habitattypen in den Netzen im Untersee.

Tabelle 69 R Statistik der ANOSIM-Analyse der Habitate des Untersees, wobei die Werte > 0,75 klare Unterschiede, ≈ 0,5 gute Unterschiede und < 0,25 geringe Unterschiede beschreiben. Signifikante Unterschiede sind mit einem * gekennzeichnet.

Habitat	Abbruch	Feinsediment	Kies	Makrophyten	Mauer
Feinsediment	-0,026	-	-	-	-
Kies	-0,029	0,521*	-	-	-
Makrophyten	-0,05	-0,188	0,177	-	-
Mauer	-0,017	0,073	0,688*	-0,083	-
Zulauf	-0,045	0,15	0,638*	0,038	0,094

Wie bereits im Obersee wurde auch hier der zur Auswertung der Habitate verwendete Datensatz auf Unterschiede zwischen den Tiefenstufen hin untersucht. Die Grafik der CAP-Analyse zeigte eine deutlich bessere Gruppierung der Fischgemeinschaften nach Tiefenstufen als nach Habitaten. Insbesondere die Tiefenstufen 0-3 m, 3-6 m und 20-35 m bildeten Cluster mit keinen oder nur wenigen (3-6 m) Überschneidungen mit anderen Tiefenstrata. Da von der Tiefenstufe 20-35 m lediglich zwei Netze in die Auswertung mit einflossen kann deren Abgrenzung nicht als allgemein gültig angesehen werden, sondern stellt lediglich ein Indiz für eine charakteristische Fischgemeinschaft dar. Die Netze aus 6-12 m und 12-20 m Tiefe gruppierten größtenteils in einem gemeinsamen Cluster, wodurch keine Unterschiede in den Fischgemeinschaften zu erwarten sind.

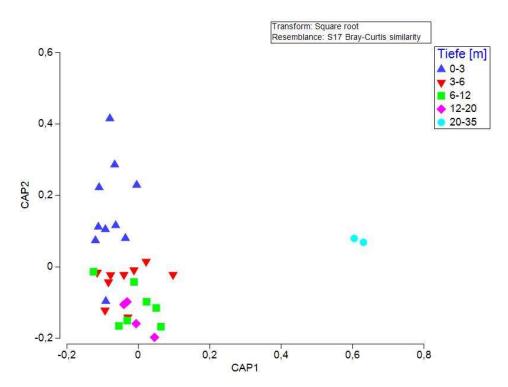


Abbildung 95 CAP-Grafik der Fischartenzusammensetzung der Tiefenstufen in den Netzen im Untersee.

Die ANOSIM Analyse bestätigte eine gute Unterscheidbarkeit der Fischgemeinschaften nach Tiefenstufen (Sample statistic (R): 0,262; p = 0,001). Die paarweisen Vergleiche offenbarten in fünf von zehn Fällen eine gute Unterscheidbarkeit. Allerdings sind die Vergleiche mit der Tiefenstufe 20-35 m nur eingeschränkt gültig. Aufgrund der geringen Probenanzahl war die Anzahl der durchgeführten Permutationen in jedem der Vergleiche <100.

Tabelle 70 R Statistik der ANOSIM-Analyse der Tiefenstufen des Untersees, wobei die Werte > 0,75 klare Unterschiede, ≈ 0,5 gute Unterschiede und < 0,25 geringe Unterschiede beschreiben. Signifikante Unterschiede sind mit einem * gekennzeichnet

Tiefe [m]	0-3	3-6	6-12	12-20
3-6	0,099	-	-	-
6-12	0,326*	0,085	-	-
12-20	0,143	-0,016	0,081	-
20-35	1*	0,97*	1*	0,571

9 Festlegung des Monitoringverfahrens für den Bodensee

Nachfolgend werden die auf Grundlage der vorangegangenen Untersuchungen am besten für ein Monitoring im Bodensee geeigneten Befischungstechniken und deren Anwendungsmethoden aufgeführt. Außerdem wird der für ein präzises Monitoring erforderliche Probenumfang für die einzelnen Befischungstechniken ermittelt.

9.1 Elektrobefischungen

Die Elektrobefischungen dienen in erster Linie der Erfassung der Fischbestände des Litorals sowie dem Nachweis von litoralen Arten, die aufgrund ihrer Körperform, Mobilität oder Habitatpräferenz nur schlecht mit Netzbefischungen nachgewiesen werden können. Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen, dass die Elektrobefischungen im Bodensee eine wertvolle Ergänzung des Arteninventars darstellen und sie zudem wichtige Informationen hinsichtlich der Abundanz-Verhältnisse litoraler Fischgemeinschaften liefern. Elektrobefischungen werden daher auch in Zukunft ein wesentlicher Bestandteil eines Monitorings im Bodensee sein.

9.1.1 Obersee

Um eine ausreichende Anzahl von Befischungsstellen zu gewährleisten wurden die nachgewiesenen Arten an den einzelnen Befischungsstellen ermittelt und innerhalb der verschiedenen Habitate kumulativ addiert (Abbildung 96). Auffällig ist dabei, dass lediglich im Habitat "Kies" eine deutliche Abflachung der Kurve erkennbar ist. Diese tritt nach insgesamt acht von 16 Befischungsstellen ein. Da die Kurven der anderen Habitate kein deutliches Plateau erreichen, ist von einem Nachweis weiterer Arten durch zusätzliche Probestellen in den einzelnen Habitaten auszugehen. Im Allgemeinen wurden jedoch keine signifikanten Unterschiede in der Artzusammensetzung zwischen den Habitaten festgestellt (Kapitel 4.1.1.2), daher wurde die Auswertung zur Ermittlung der Probenanzahl für den Nachweis aller hier dokumentierten Arten auch für den gesamten Datensatz ohne Berücksichtigung der Habitattypen durchgeführt. Dabei sind insgesamt 55 Befischungsstrecken für den Nachweis aller Arten notwendig. Das daraus resultierende Einsparungspotential ist somit, insbesondere unter Miteinbeziehung eines Sicherheitsfaktors von 10 %, nur sehr gering. Auf Grundlage dieser Ergebnisse wird der derzeitige Befischungsaufwand von insgesamt 62 Elektrobefischungsstrecken am Obersee beibehalten. Die Verteilung der Probestrecken auf die verschiedenen Habitate ist in Tabelle 71 dargestellt. Die Probestellen entsprechen so weit möglich den bereits zufällig ausgewählten Probestellen von 2019. Auch wenn der Bodensee nur einen Auslauf hat

müssen für ein repräsentatives Befischungsergebnis hier dennoch verschiedene Strecken befischt werden. Eine zusätzliche Nachtbefischung konnte aufgrund der in Kapitel 4.1.1.1 beschriebenen Ergebnisse im Bodensee keine zusätzlichen Ergebnisse liefern und ist daher für die Bewertung der Fischfauna im Zuge eines regelmäßigen Monitorings nicht relevant.

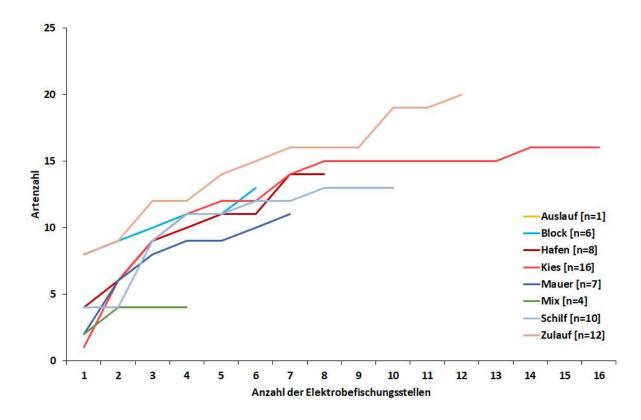


Abbildung 96 Anzahl der durch die Elektrobefischungen im Obersee nachgewiesenen Arten in Abhängigkeit von der Anzahl der Befischungsstellen.

Tabelle 71 Anzahl der beim Monitoring 2019 im Obersee befischten Habitate und Probestellenanzahl für ein zukünftiges Monitoring.

Habitattyp	Probestellen 2019	Zukünftiges Monitoring
Auslauf	1	3
Block	5	8
Hafen	8	8
Kies	16	12
Mauer	7	7
Mix	4	0
Schilf	3	12
Zulauf	12	12
Gesamt	62	62

9.1.2 Untersee

Auch im Untersee wurde die nachgewiesene Artenzahl innerhalb der Habitattypen kumulativ dargestellt. Da von den einzelnen Habitattypen jedoch nur maximal drei Probestellen vorhanden waren, ist eine Sättigungskurve der Arten innerhalb der Habitattypen nicht erkennbar (Abbildung 97). Da auch im Untersee keine Unterschiede zwischen den Fischgemeinschaften der Habitattypen bestanden (Kapitel 4.2.1.2), wurde auch hier die Mindestprobenanzahl zur Ermittlung der gesamten bei Elektrobefischungen nachgewiesenen Artenvielfalt berechnet. Für den Nachweis der gesamten Artenvielfalt waren 16 Befischungsstrecken notwendig. Insgesamt wurden 2019 21 Probestellen befischt. Um genügend Replikate der verschiedenen Habitattypen bei einer zukünftigen Befischung zu generieren werden zukünftig mindestens 22 Probestellen befischt. Die Verteilung der Probestellenanzahl ist in Tabelle 72 dargestellt. Insbesondere die Seehabitate (Block, Feinsediment, Hafen, Kies, Mauer und Schilf) werden dabei mit jeweils drei Replikaten untersucht. Bei den durch die Nebengewässer geprägten Habitaten (Zuund Abfluss) werden jeweils mindestens zwei Replikate untersucht. Auch wenn der Untersee nur einen Auslauf hat werden für eine repräsentative Darstellung hier zumindest zwei Befischungsstrecken untersucht. Das mit bisher ohnehin nur einer Probestelle befischte Habitat "Mix" wird zukünftig nicht weiter im Monitoring berücksichtigt. Die Lage der Befischungsstrecken wird so weit möglich mit den Strecken aus 2019 übereinstimmen. Zusätzliche Habitatstrecken werden zufällig ausgewählt.

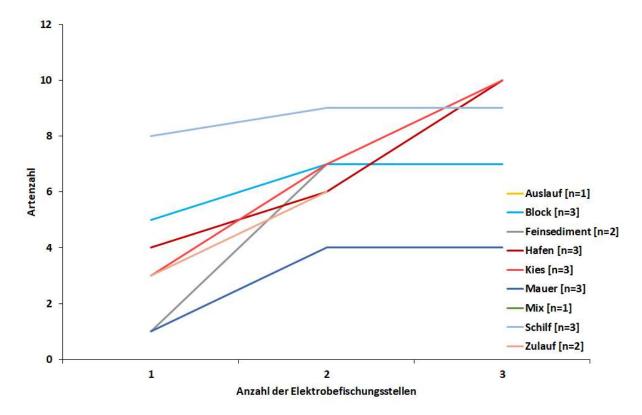


Abbildung 97 Anzahl der durch die Elektrobefischungen im Untersee nachgewiesenen Arten in Abhängigkeit von der Anzahl der Befischungsstellen.

Tabelle 72 Anzahl der beim Monitoring 2019 im Untersee befischten Probestellen und Probestellenanzahl für ein zukünftiges Monitoring.

Habitattyp	Probestellen 2019	Zukünftiges Monitoring
Auslauf	1	3
Block	3	3
Feinsediment	2	3
Hafen	3	3
Kies	3	3
Mauer	3	3
Mix	1	0
Schilf	3	3
Zulauf	2	3
Gesamt	21	22

9.2 Berechnung der Netzzahlen

Zu einem Regelmäßigen standardisierten Monitoring gehört vor allem ein vergleichbarer Probenumfang, mit dem es möglich ist alle Arten in einer ausreichenden Abundanz nachzuweisen. Die Stichprobe muss dabei ausreichend groß gewählt werden um, trotz lokaler, natürlicher Schwankungen (Varianz) in der Abundanz der Arten, ein für das gesamte Gewässer typisches Bild zu erstellen. Bei Probenahmen in Form von Zeitreihen ist die allgemein übliche Mindestanforderung der Präzision einen 50 %-Unterschied der dominierenden Arten zwischen einzelnen Probenahmen mit einem Signifikanzniveau von 95 % bezüglich der relativen Häufigkeit zu erkennen. Dies entspricht auch den Anforderungen des CEN Standards (DIN 14757). Die Präzision ist dabei von der Fischdichte und somit auch vom trophischen Zustand des Gewässers abhängig (Deceliere-Vergès et al. 2009). Allgemein gilt bei der Festlegung des Probenumfangs: Bei geringen Fischdichten ist der Befischungsaufwand höher um die notwendige Präzision zu erreichen. Der Befischungsaufwand richtet sich neben der Präzision nach der Größe und Tiefe eines Gewässers (EN 14757). Um eine repräsentative Erfassung der Fischgemeinschaft zu erreichen, die weder zu wenige Proben umfasst, noch zu viele Proben ohne nennenswerten Informationszugewinn generiert ist es daher unumgänglich ein dem Gewässer angepasstes Monitoring-Verfahren zu entwickeln.

9.2.1 Bestimmung der Mindestanzahl von Netzen für den Nachweis aller Arten

Für die Berechnung der notwendigen Netzzahl für die Ermittlung der Artenvielfalt wurden CEN- und MOD-Netze gemeinsam herangezogen, da sie wie in Kapitel 8.1.1 beschrieben die Fischartengemeinschaft gleich gut darstellen. Zudem kann eine vollständige Artenliste nur durch die Verwendung von Netzen aus beiden Netztypen gewährleistet werden. Zur Darstellung des Zusammenhangs von Befischungsaufwand und der Artenanzahl wurden Arten-Akkumulationskurven verwendet. Die Kurven und die dazugehörigen Konfidenzintervalle wurden mit der "SPECCACUM" Funktion des "vegan" Pakets im Statistikprogramm R ermittelt. Das Benthal und das Pelagial wurden aufgrund ihrer unterschiedlichen Fischgemeinschaften in den beiden Seeteilen getrennt betrachtet.

Die Steigung der Kurven der verschiedenen Gewässerzonen erreichte, bis auf im Fall des Pelagials im Obersee, überall eine deutliche Sättigung. In diesen Fällen kann von einer ausreichenden Netzanzahl für



den Nachweis aller Arten ausgegangen werden. Im Fall des Pelagials im Obersee flachte die Steigung der Kurve zwar früh ab, ein wie bei den anderen Kurven sichtbares Plateau wurde jedoch nicht erreicht. Dennoch war die hier verwendete Netzanzahl ausreichend für den Nachweis aller pelagischen Arten. Selbst sehr seltene Arten wie die Seeforelle wurden dokumentiert. Das fehlende Plateau resultiert daher vielmehr aus Arten die zwar vereinzelt im Pelagial gefangen wurden, aber aufgrund ihrer Habitatpräferenzen vorrangig dem Benthal oder Litoral zuzuordnen sind (Barsch, Rotauge und Ukelei).

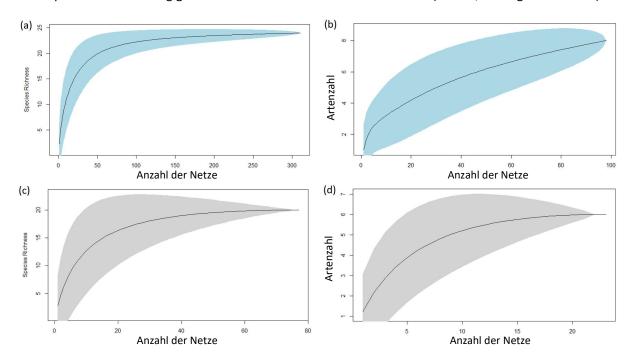


Abbildung 98 Arten-Akkumulationskurven der Netzfänge im Benthal (a) und Pelagial (b) des Obersees sowie im Benthal (c) und Pelagial (d) des Untersees.

9.2.2 Bestimmung der Probenanzahl für eine ausreichende Präzision der Abundanz

Zur Bestimmung der notwenigen Probenanzahl für die gewünschte Präzision, mindestens einen 50 % Unterschied der dominierenden Arten zwischen verschiedenen Probennahmen zu erkennen, wurde die von Pringle (1984) entwickelte Formel verwendet. Sie dient als Basis zur Berechnung der notwendigen Anzahl von Proben in vielen weiteren wissenschaftlichen Untersuchungen (z.B. Degerman et al. 1988) und bildet zudem die Grundlage zur Festlegung der Probenahmegröße bzw. Bestimmung der Präzision in der DIN-Norm EN 14757 zur Probenahme von Fischen mittels Multi-Maschen-Kiemennetzen.

Anzahl der Kiemennetze =
$$\frac{(s)^2}{(CPUE)^2 * (V.K.M)^2}$$

s = Standardabweichung der betrachteten Art

CPUE = Mittelwert des CPUE der betrachteten Art

V.K.M. = Variationskoeffizient des Mittelwerts, hier Quotient aus Standardfehler und Mittelwert des CPUE

Dabei bedeutet ein V.K.M. von 0,10, dass ein 50 % Unterschied des CPUE zwischen zwei Befischungskampagnen mit einer 95 prozentigen Sicherheit nachgewiesen werden kann (Bohlin 1984). Für

die Berechnung werden log(X+1) transformierte CPUE Werte verwendet. Aufgrund der in dieser Untersuchung verwendeten unterschiedlichen Netztypen (CEN- und MOD-Netze) erfolgte die Berechnung mit Hilfe des CPUE^{MW} (Berechnung des CPUE auf Grundlage der einzelnen Maschenweiten). Als dominierende Arten werden für gewöhnlich Arten gewertet, die einen Anteil am Gesamtfang von mindestens 30 % besitzen (Degerman et al. 1988). Im Benthal des Bodensee ist der Barsch sowohl im Oberwie auch im Untersee die dominierende Art. In den Fängen von 2019 wies er in den beiden Seeteilen proportionale Anteile der Abundanz von über 70 % auf. Andere Arten erreichen im Obersee nicht einmal Anteile von 10 % und im Untersee liegt der Anteil weiterer einzelner Arten sogar unter 5 %. Demzufolge sind weitere Arten, aufgrund der damit verbundenen hohen Variabilität in den Fängen nicht zur Berechnung des Probenumfangs geeignet. In den nachfolgenden Berechnungen werden die notwendigen Netzzahlen zur Erkennung eines 50 % Unterschieds zwischen zwei Befischungen für die zweithäufigste Art zur besseren Einschätzung der Situation im Bodensee dennoch dargestellt.

Zur Ermittlung eines geeigneten Monitoringverfahrens werden anschließend verschiedene Herangehensweisen im Hinblick auf die notwendige Präzision und Netzzahl, sowie die damit verbundene Umsetzbarkeit in der Praxis untersucht. Die Grundlage zur Berechnung der Netzzahl bildet dabei stets die oben dargestellte Formel. Die Berechnungen werden hier am Beispiel des Benthals des Obersees dargestellt, erfolgten jedoch für beide Gewässerzonen (Benthal und Pelagial) in Ober- und Untersee.

9.2.2.1 Berechnungsansatz I: Berechnung der Netze nach Tiefenstrata auf Grundlage der in der DIN EN 14757 genannten Vorgaben

In der DIN EN 14747 zur Probenahme von Fischen mittels Multi-Maschen-Kiemennetzen werden die benötigten Netzzahlen zur Erfassung eines 50 % Unterschieds der dominierenden Arten bereits vorgegeben. Die Anzahl ist dabei durch die Fläche und die Tiefe des Sees bestimmt. Das Maximum von 64 Netzen wird hierbei für Seen von bis zu 5.000 ha und einer Tiefe ≥75 m angegeben (Comité Européen de Normalisation 2005). Nach der Umrechnung auf die Fläche des Bodensees entspricht dies einer Anzahl von 606 benthischen Netzen. Eine Verteilung dieser Netze auf die tatsächlichen benthischen Volumenanteile (Wasserkörper von 3 m Höhe über dem Gewässergrund) des Bodensees würde bedeuten, dass etwa zwei Drittel der Netze in den vergleichsweise fischarmen Gewässerbereichen mit einer Tiefe >50 m zu stellen sind (Tabelle 76).

Tabelle 73 Netzanzahl der in den Tiefenzonen zu stellenden Netze nach DIN 14757.

Tiefenzone	Netze
0-3	48,15
3-6	20,59
6-12	18,26
12-20	18,11
20-35	40,32
35-50	43,34
50-75	66,72
75-100	57,39
100-150	132,45
150-200	90,84
200-250	69,83
Gesamt	606

9.2.2.2 Berechnungsansatz II: Berechnung der notwendigen Anzahl von Netzen nach Tiefenstrata in Abhängigkeit der geforderten Präzision

Zunächst erfolgte die Berechnung der Probenanzahl für die einzelnen Tiefenstrata in Anlehnung an Degerman et al. (1988). Auch hier wurden die Netzzahlen für einzelne Tiefenstrata getrennt berechnet. Dabei wurde die für die geforderte Präzision notwendige Anzahl von Netzen für die beiden in der jeweiligen Tiefenstufe dominierenden Arten ermittelt. In einem ersten Schritt wurde die Netzzahl für die Tiefenschicht berechnet, in der die Art die höchste Abundanz aufwies. Anschließend wurde diese Netzzahl für die Tiefenschicht, in welcher die Art dominierte beziehungsweise die zweithäufigste war, als volumengewichteter Wert berechnet (Tabelle 74 und Tabelle 75). Die volumengewichtete Berechnung erfolgte auf Grundlage von bathymetrischen Karten, die durch die LUBW im Jahr 2015 vom gesamten See erhoben wurden (siehe Kapitel 6). Grundsätzlich zählen nur Arten, die mindestens einen Anteil von 30 % aufweisen, zu den dominierenden Arten. Da die häufigste Art (Barsch) jedoch meist einen sehr hohen Anteil ausmachte, lag der Anteil der zweithäufigsten Art stets unter 30 %, wodurch diese Arten nicht für die Festlegung der Netzzahlen relevant sind und die benötigten Netzzahlen hier nur beispielhaft aufgeführt werden.

In den Tiefenstufen von 0-50 m ist der Barsch durchgehend die dominierende Fischart. Die höchste Abundanz erreichte er in der Tiefenstufe von 6-12 m. Die berechnete Anzahl von insgesamt 106 Netzen in den Tiefenstufen von 0-50 m ist dabei auch für die Praxis eine realistisch umsetzbare Netzzahl (Tabelle 74). Für tiefere benthische Gewässerbereiche (>50 m) gestaltet sich eine solide Erfassung einzelner Fischarten hingegen deutlich aufwendiger. Die berechnete Netzzahl ist dabei in der Regel so hoch, dass eine Umsetzung in der Praxis einen unverhältnismäßig hohen Arbeitsaufwand bedeuten würde. Auch der Aufwand, der für eine präzise Abundanz-Erfassung der zweithäufigsten Art notwendig ist, ist aufgrund der hohen Netzzahlen bereits in flachen Tiefenstrata nicht umsetzbar (Tabelle 78).

Tabelle 74 Anzahl der in den Tiefenzonen notwendigen Netze, um einen 50 % Unterschied der dominierenden Art zwischen zwei Befischungen zu erkennen.

Tiefenzone	Dominierende	Tiefenschicht mit der	Netzanzahl der Tiefenzone mit	Volumengewichtete
	Art	höchsten Abundanz	der höchsten Abundanz	Anzahl der Netze
0-3	Barsch	6-12	10,24	27,01
3-6	Barsch	6-12	10,24	11,55
6-12	Barsch	6-12	10,24	10,24
12-20	Barsch	6-12	10,24	10,16
20-35	Barsch	6-12	10,24	22,61
35-50	Barsch	6-12	10,24	24,31
50-75	Seesaibling	100-150	900	453,34
75-100	Tiefseesaibling	75-100	415,71	415,71
100-150	Seesaibling	100-150	900	900
150-200	Quappe	20-035	740,45	1.668,32
200-253	Quappe	20-35	740,45	1.282,4
Gesamt				4.825,65

Tabelle 75 Anzahl der in den Tiefenzonen notwendigen Netze, um einen 50 % Unterschied der zweithäufigsten Art zwischen zwei Befischungen zu erkennen.

Tiefenzone	Zweithäufigste Art	Tiefenschicht mit der höchsten Abundanz	Netzanzahl der Tiefenzone mit der höchsten Abundanz	Volumengewichtete Anzahl der Netze
0-3	Ukelei	0-3	86,65	86,65
3-6	Rotauge	3-6	120,92	120,92
6-12	Kaulbarsch	6-12	107,73	107,73
12-20	Kaulbarsch	6-12	107,73	106,84
20-35	Stichling	20-35	186,4	186,4
35-50	Stichling	20-35	186,4	200,37
50-75	Felchen	35-50	159,13	103,38
75-100	Seesaibling	100-150	900	389,97
100-150	Tiefseesaibling	75-100	415,71	959,41
150-200	Keine weitere	-	-	-
200-253	Keine weitere	-	-	-
Gesamt				2.261,67

9.2.2.3 Berechnungsansatz III: Habitatspezifische Berechnung der notwendigen Netzzahlen im Litoral

Durch die Befischung einzelner Habitate werden in der Regel homogenere Proben als durch die Befischung eines gesamten Gewässers generiert. Diese bewirken eine Reduzierung der Varianz, wodurch wiederum eine Reduzierung der für die gewünschte Präzision erforderlichen Netze möglich ist. Die Ergebnisse aus Kapitel 8.2 zeigen bereits, dass sich im Bodensee keine charakteristischen Fischgemeinschaften in den Habitaten des Litorals feststellen lassen. Die Berechnung der notwendigen Netzzahlen für eine solide Ermittlung der Abundanz der dominierenden beiden Arten in den einzelnen Habitaten wurde hier dennoch durchgeführt. Die Berechnung erfolgte mittels der bis in 35 m Tiefe, habitatspezifisch gestellten, benthischen Netze des Obersees.

In allen Habitattypen war der Barsch die dominierende Fischart. Unter den zweithäufigsten Arten befanden sich in sechs Habitattypen vier Arten: Brachse, Stichling, Rotauge und Ukelei. Die zur Erreichung der notwendigen Präzision erforderliche Netzzahl liegt für die dominierende Art mit 144 Netzen im Tiefenbereich von 0-35 m bereits über der Anzahl der im selben Tiefenbereich benötigten Netzzahl der geschichteten Probenahme (N = 82). Auch die Anzahl der Netze zur Erfassung der zweithäufigsten Art übersteigt die Anzahl der Netze der geschichteten Probenahme im selben Tiefenbereich (N = 609). Eine Bestimmung der Abundanz mittels einer habitatspezifischen Probenahme der litoralen Habitate ist somit nicht zweckmäßig.

Tabelle 76 Anzahl der in den Habitaten notwendigen Netze, um einen 50 % Unterschied der beiden häufigsten Arten zwischen zwei Befischungen zu erkennen.

	Anzahl gastalltar	Dominierende Arten		Anzahl Netze für 50%	
Habitat	Anzahl gestellter Netze 2019	1. Art	2. Art	1. Art	2. Art
Abbruch	28	Barsch	Stichling	58	162
Feinsediment	11	Barsch	Brachse	24	316
Kies	15	Barsch	Rotauge	16	121
Makrophyten	12	Barsch	Rotauge	5	40
Mauer	14	Barsch	Ukelei	3	239
Zulauf	29	Barsch	Brachse	40	940
Gesamt	109			144	1.817

9.2.2.4 Berechnungsansatz IV: Berechnung der notwendigen Anzahl von Netzen auf Grundlage von tiefenabhängigen Fischgemeinschaften

Die im Bericht durchgeführten Auswertungen weisen an mehreren Stellen auf tiefenabhängige Unterschiede der Fischgemeinschaften hin (z.B. Kapitel 8.1.1.4.1 und 8.2). Daher wurden nachfolgend vergleichsweise homogene, tiefenabhängige Fischgemeinschaften generiert. Dafür wurde der CPUE der benthischen Netze aus dem Obersee zunächst LOG(X+1) transformiert und eine Bray-Curtis Ähnlichkeitsmatrix unter Verwendung einer Dummy-Variablen (Wert = 1) erstellt. Anschließend wurden die einzelnen Tiefenzonen mit Hilfe einer ANOSIM Analyse auf Unterschiede in den Artgemeinschaften hin untersucht. Der Test auf allgemeine Unterschiede zwischen den Tiefenstufen zeigte mit einem R-Wert von 0,41 (Signifikanzniveau: 0,1 %; Anzahl der Permutationen: 999), dass eine gute Unterscheidbarkeit der Fischgemeinschaft zwischen einzelnen Tiefenstufen möglich ist (R-Werte > 0,75 klare Unterscheidbarkeit, ≈ 0,5 gute Unterscheidbarkeit und < 0,25 sehr geringe Unterscheidbarkeit). Die paarweisen Vergleiche der Tiefenstrata zeigten eine eindeutige Abgrenzung der Tiefenstufen von 0-20 m von allen tieferen Gewässerbereichen (Tabelle 77). Lediglich der Vergleich der Tiefenstufe 12-20 m mit der darauffolgenden Tiefenstufe (20-35 m) ließ keine Unterschiede erkennen. Dies ist jedoch durch die fließenden Übergänge zwischen den Gewässerzonen zu erklären. Gleichzeitig war eine Unterscheidung der Fischgemeinschaften innerhalb der einzelnen Tiefenstufen der Gruppe von 0-20 m nicht möglich. Auch die Tiefenstufen von 50-250 m stellten sich als eine weitere homogene Gruppe dar. In keinem direkten Vergleich der darin vorkommenden Tiefenstufen waren Unterschiede zu erkennen. Die Tiefenstufen 12-20 m und 20-35 m lassen sich in der ANOSIM Analyse im Allgemeinen nicht von den Proben aus tieferen Gewässerbereichen abgrenzen. Nur in einem Fall sind hier Unterschiede zu erkennen (20-35 m vs. 75-100 m).

Tabelle 77 R Statistik der ANOSIM-Analyse zum Vergleich der Fischgemeinschaften der Tiefenstufen des Benthals im Obersee im Jahr 2019, wobei R-Werte > 0,75 klare Unterschiede, ≈ 0,5 gute Unterschiede und < 0,25 geringe Unterschiede beschreiben.

Tiefe [m]	0-3	3-6	6-12	12-20	20-35	35-50	50-75	75-100	100-150	150-200
3-6	0,16									
6-12	0,23	0,05								
12-20	0,22	0,08	0,05							
20-35	0,39	0,35	0,36	0,15						
35-50	0,72	0,73	0,74	0,52	0,10					
50-75	0,85	0,89	0,93	0,71	0,16	-0,04				
75-100	0,86	0,90	0,95	0,75	0,26	0,08	0,03		•	
100-150	0,82	0,88	0,93	0,68	0,11	-0,09	-0,06	-0,06		
150-200	0,81	0,86	0,93	0,65	0,04	-0,17	-0,15	-0,15	0,00	
200-250	0,80	0,86	0,92	0,65	0,02	-0,20	-0,19	-0,17	-0,05	-0,01

Erstellung der Fischgemeinschaften

Die Ergebnisse der ANOSIM Analyse weisen auf nur zwei unterscheidbare Fischgemeinschaften hin. Dabei können die Tiefenschichten von 20-35 m und 35-50 m nicht von den tieferen Gewässerzonen unterschieden werden. Aus Sicht der dominierenden Fischart sind sich jedoch die Tiefenstrata von 0-50 m ähnlicher, da hier durchgehend der Barsch dominiert (Tabelle 74). Außerdem sind ab den Tiefenzonen von 35 m und 50 m deutliche Rückgänge der durchschnittlich gefangenen Abundanz erkennbar, wobei insbesondere ab 50 m nur noch sehr wenige Fische gefangen werden und sich hier somit nicht nur eine Veränderung der Dominanzstruktur, sondern auch der Fischdichte zeigt (Abbildung 9). Aus diesen Gründen werden die Tiefenschichten 20-35 m und 35-50 m als Übergangsbereiche zwischen den eindeutig unterschiedlichen Fischartengemeinschaften der flachen und tiefen Gewässerbereiche gewertet. Eine CAP Analyse des für die ANOSIM Analyse verwendeten Datensatzes verdeutlicht die sehr klare Aufteilung der Netze aus flachen (0-20 m) und tiefen (>50 m) Bereichen (Abbildung 99). Die großflächige Verteilung der Netze aus 20-50 m zwischen diesen beiden Gruppen unterstreicht deren Einstufung als Übergangsbereich. Eine exakte Zuordnung dieser Proben zu einem Gewässerbereich ist dadurch, allein durch die grafische Darstellung, nicht möglich. Allerdings liegt ein etwas größerer Teil der Netze aus 35-50 m im Bereich der tiefen Netze (>50 m), weshalb die beiden Übergangsbereiche auch nicht als eine Fischgemeinschaft zusammengefasst werden.

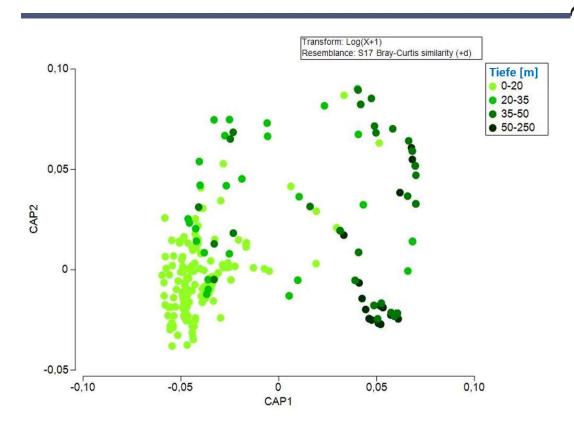


Abbildung 99 CAP Analyse der benthischen Netze des Obersees nach Tiefenstrata auf Grundlage der Fangdaten von 2019.

Die anschließende Ermittlung der für das Benthal notwendigen Netzzahl erfolgte auf Grundlage der zuvor festgelegten vier Fischgemeinschaften. Die Berechnung der notwendigen Netze zur Erfassung der benthischen Fischgemeinschaft wurde identisch zu Kapitel 0 durchgeführt. Lediglich für die beiden gruppierten Tiefenstufen 0-20 m und 50-250 m wurde zur Berechnung der Netzzahl nicht die Tiefenschicht mit der höchsten Abundanz der dominierenden Art herangezogen, sondern die Netzzahl direkt anhand der gruppierten Tiefenstufen berechnet.

Durch die Verwendung der tiefenabhängigen Fischgemeinschaften zur Berechnung der Netzzahlen konnte eine deutliche Reduzierung gegenüber der Berechnung auf Grundlage der reinen Tiefenstrata erreicht werden (Tabelle 78). Insbesondere für eine repräsentative Abundanz-Erfassung des Barsches ist aufgrund der konstanten Individuendichte nur eine kleine Stichprobe notwendig. Auch zur Erfassung der zweithäufigsten Art werden hier in den Tiefenzonen von 3-20 m eher umsetzbare Netzzahlen erreicht. Für die Erfassung der dominierenden Art in der Tiefenzone ab 50 m und der übrigen Tiefenstrata der zweithäufigsten Art sind jedoch nach wie vor sehr hohe Netzzahlen notwendig, die sich in der Praxis nicht umsetzen lassen.

Tabelle 78 Anzahl der in den Tiefenzonen notwendigen Netze, um einen 50 % Unterschied der beiden dominierenden Arten zwischen zwei Befischungen zu erkennen. Die Berechnung erfolgte auf Grundlage der Fischgemeinschaften des Benthals im Obersee 2019.

Dominierende Arten		Netzzahl	Netzzahl		Volumengewichtete Anzahl der Netze		
Tiefe [m]	1. Art	2. Art	1. Art	2. Art	Tiefe [m]	1. Art	2. Art
0-20	Barsch	Kaulbarsch	17,07	206,79	0-3	7,82	94,74
					3-6	3,34	40,51
					6-12	2,96	35,92
					12-20	2,94	35,62
20-35	Barsch	Stichling	10,24	186,40	20-35	22,61	186,40
35-50	Barsch	Stichling	10,24	186,40	35-50	24,31	200,37
50-250	Seesaibling	Tiefseesaibling	872,02	1.111,42	50-75	139,44	177,72
					75-100	119,95	152,88
					100-150	276,82	352,82
					150-200	189,86	241,99
					200-250	145,94	186,01
Gesamt						935,99	1.704,98

9.2.3 Ermittlung der im Benthal des Obersees zu setzenden Netzzahl

Nachfolgend wird exemplarisch für das Benthal des Obersees die Methode zur Ermittlung der Netzzahlen Beim Vergleich der verschiedenen Berechnungsansätze zur Festlegung Befischungsumfangs war die geschichtete Probenahme der habitatspezifischen Befischung litoraler Bereiche überlegen. Die effektivste und für zukünftige Befischungen geplante Befischungsmethode basiert jedoch auf der Berechnung von Netzzahlen, die auf Grundlage von tiefenabhängigen Fischgemeinschaften ermittelt wurden. Zur Festlegung der Fischgemeinschaften werden die Fänge der vorangegangenen Befischung herangezogen. Hierbei sind die dominierenden Fischarten innerhalb der tiefenabhängigen Fischgemeinschaften ausschlaggebend für die Berechnung der Netzzahlen. Generell werden nur Arten, die einen Anteil von mindestens 30 % des Gesamtfangs innerhalb einer Fischgemeinschaft ausmachen, als dominierende Art gewertet (Degerman et al. 1988). Neben der dominierenden Art erreicht diesen Anteil im Bodensee keine der zweithäufigsten Arten. Eine Ermittlung der Netzzahl unter Zuhilfenahme der zweithäufigsten Art ist im Bodensee daher nicht zielführend.

Zur Festlegung der Netzzahlen für die kommende Befischung wurde die Anzahl der notwendigen Netze zur Ermittlung der Abundanz, der Netzzahl zur Erfassung der Artenvielfalt gegenübergestellt. Dabei ist der größere Wert in der jeweiligen Tiefenstufe als Mindestanzahl für das Monitoring ausschlaggebend. Im Zuge eines regelmäßigen Monitorings zur Festlegung des ökologischen Zustands ist der Nachweis einzelner, besonders seltener Arten nicht zwingend erforderlich. Auch im Hinblick auf eine möglichst geringe fischereiliche Sterblichkeit sollten große Netzzahlen, die bei der Suche nach sehr seltenen Arten entstehen würden, vermieden werden. Daher wurde die Anzahl der Netze berechnet, die zur Erfassung von 90 % der 2019 nachgewiesenen Arten notwendig ist. Es wurden Arten-Akkumulationskurven für die tiefenstufenabhängigen Fischgemeinschaften erstellt und die notwendigen Netzzahlen bestimmt (Tabelle 82).



Tabelle 79 Anzahl der Netze, die für den Nachweis von 90 % der in den tiefenstufenabhängigen Fischgemeinschaften vorkommenden Fischarten benötigt werden.

Tiefe [m]	Anzahl gestellter Netz	Nachgewiesene Arten	90 % der nach- gewiesenen Arten	Anzahl Netze für Monitoring
0-20	163	23	20,7	66
20-35	40	7	6,3	26
35-50	38	7	6,3	17
50-250	69	7	6,3	50
Gesamt	310			159

In der Regel ist die Netzzahl zur Erfassung der Artenvielfalt geringer als die zur Bestimmung der Abundanz (CEN 2005). Im vorliegenden Beispiel war die notwendige Netzzahl zur Bestimmung der Abundanz der dominierenden Art in den Tiefenstufen von 0-35 m jedoch geringer als die zur Erfassung der Artenvielfalt (Tabelle 80). Dies ist durch die vergleichsweise hohe Anzahl und die gleichmäßige Verteilung der dominierenden Art (Barsch) in den Netzfängen zu erklären. Ab einer Tiefe von 50 m war die Fischdichte sehr gering, wodurch die zur Erfassung der Abundanz benötigten Netzzahlen zu hoch für eine praktische Umsetzung waren. Grundsätzlich ist der Informationsgewinn im Hinblick auf die Artenvielfalt und die relative Abundanz der Arten in tiefen Gewässerbereichen meist gering (Deceliere-Vergès et al. 2009, Achleitner et al. 2012, Yule et al. 2013). Dennoch sollte speziell im Bodensee zumindest eine Erfassung der in den tiefen Bereichen vorhandenen Arten erfolgen. Der Nachweis der dort vorkommenden oftmals temperatur- und sauerstoffsensitiven Arten (z.B. Quappe, Tiefseesaibling, Seesaibling) kann wichtige Informationen für durch den Klimawandel verursachte Veränderungen im See liefern. Daher ist für Tiefenschichten unterhalb von 50 m die Netzzahl zur Erfassung der Artenvielfalt ausschlaggebend. Insgesamt sind somit 176 benthische Netze für das Monitoring im Obersee notwendig (Tabelle 83). Die minimale Netzzahl pro Tiefenschicht wurde auf 10 Netze festgelegt um sicherzustellen, dass jeder Seeabschnitt mit einer ausreichenden Netzzahl untersucht werden kann und dadurch auch eine Vergleichbarkeit der Fänge aus verschiedenen Jahren und Seebereichen möglich ist.

Tabelle 80 Darstellung der Netzzahlen für den Nachweis der Abundanz der dominierenden benthischen Art und Dokumentation von 90 % der nachgewiesenen Artenvielfalt nach Tiefenstufen im Obersee basierend auf den Ergebnissen der Befischung von 2019.

	Min. Netz Anzahl Abundanz		Min. Netz Aı	Min. Netz Anzahl Artenvielfalt		
Tiefe [m]	Dominierende Art	Anzahl der Netze	Anzahl Arten	Anzahl der Netze	Anzahl Monitoring	
0-3		7,82		30,2	31 (30,2)	
3-6	Doroch	3,34]	12,9	13 (12,9)	
6-12	Barsch	2,96	23	11,5	12 (11,5)	
12-20		2,94		11,4	12 (11,4)	
20-35	Barsch	22,61	7	26,0	26 (26,0)	
35-50	Barsch	24,31	7	17,0	25 (24,3)	
50-75		139,44		8,0	10 (8,0)	
75-100		119,95		6,9	10 (6,9)	
100-150	Seesaibling	276,82	7	15,9	16 (15,9)	
150-200		189,86		10,9	11 (10,9)	
200-250		145,94		8,4	10 (8,4)	
Gesamt		935,99		159,1	176 (166,4)	

9.3 Netzzahlen für ein zukünftiges Monitoring

Nachfolgend werden die Netzahlen des Benthals und Pelagials der beiden Seeteile genannt. Die Berechnung wurde bereits exemplarisch für das Benthal des Obersees dargestellt (Kapitel 0). Um die Entwicklung der Fischbestände in einzelnen Seebereichen (z.B. Fussacher Bucht) solide dokumentieren zu können müssen im Benthal, zur Erzielung der dafür notwendigen Probengröße, in jeder Tiefenstufe mindestens zehn Netze gestellt werden.

9.3.1 Netzzahlen im Obersee

Benthal

Für das Benthal des Obersees werden für ein erneutes Monitoring 176 Netze (mit Sicherheitsfaktor von 20 % 208 Netze) festgelegt. Damit liegt die Anzahl der Netze deutlich unter dem 2019 aufgebrachten Befischungsaufwand (N = 310 Netze). Die hier ermittelte Netzzahl ermöglicht den Nachweis von 90 % aller 2019 nachgewiesenen Arten über die komplette Gewässertiefe. Gleichzeitig wird eine exakte Abundanzerfassung bis in 50 m Tiefe sichergestellt (Tabelle 81). Aufgrund der geringen Fischdichten werden in tieferen Bereichen unrealistisch hohe Netzzahlen zur Erfassung der Abundanz benötigt.

Tabelle 81 Volumenabhängige Verteilung der Netzzahlen für den Nachweis der Abundanz der dominierenden benthischen Art und Dokumentation von 90 % der nachgewiesenen Artenvielfalt nach Tiefenstufen im Benthal des Obersees sowie die minimale Netzanzahl für ein Monitoring.

	Min. Netz Anzahl Abundanz		Min. Netz Anzahl Artenvielfalt		Min. Netz	Sicherheits-
	Dominierende	Anzahl der		Anzahl der	Anzahl	faktor
Tiefe [m]	Art	Netze	Anzahl Arten	Netze	Monitoring	+ 20%
0-3	Barsch	7,82	23	30,2	31 (30,2)	37
3-6		3,34		12,9	13 (12,9)	16
6-12		2,96		11,5	12 (11,5)	14
12-20		2,94		11,4	12 (11,4)	14
20-35	Barsch	22,61	7	26,0	26 (26,0)	32
35-50	Barsch	24,31	7	17,0	25 (24,3)	30
50-75	Seesaibling	139,44	7	8,0	10 (8,0)	10
75-100		119,95		6,9	10 (6,9)	10
100-150		276,82		15,9	16 (15,9)	20
150-200		189,86		10,9	11 (10,9)	14
200-250		145,94		8,4	10 (8,4)	11
Gesamt		935,99		159,1	176 (166,4)	208

Pelagial

Im Pelagial des Obersees traten sehr geringe Fischdichten auf. Diese bewirkten, dass mit dem 2019 betriebenen Befischungsaufwand die angestrebte Präzision der Abundanz nicht eingehalten werden konnte (Dominierende Art des Pelagials V.K.M. 0,13). Zudem wurden im Pelagial keine unterschiedlichen, tiefenabhängigen Fischgemeinschaften festgestellt. Eine Berechnung der Netzanzahl auf Basis der dominierenden Fischart (Stichling) für die Strata von 0-75 m ergab, unter Berücksichtigung der gewünschten Präzision, eine Netzzahl von 157,33 Netzen. Dies ist deutlich mehr als die 2019 gesetzten 98 Netze.

Im Zuge von Fischbestandserfassungen die den gesamten Wasserkörper des Obersees beinhalten ist die Netzanzahl von 157,33 Netzen in Verbindung mit der Anzahl benthischer Netze deutlich zu hoch für eine regelmäßige praktische Umsetzung. Daher ist zumindest eine Erfassung von 90 % der 2019 im Pelagial nachgewiesenen Arten anzustreben. Die dafür benötigte Anzahl von Netzen liegt bei 74 Netzen (mit Sicherheitsfaktor 92 Netze). Bei einer alleinigen Untersuchung des Pelagials, wie es in der überblicksweisen Überwachung nach WRRL gefordert ist, ist eine Abundanzerfassung des Pelagials mit den 157,33 Netzen zu überdenken, insbesondere da aufgrund der geringen Fischdichten die fischereiliche Sterblichkeit im Pelagial auf einem vergleichsweise niedrigen Niveau liegt und damit auch der Arbeitsaufwand bei der Bearbeitung der Netze geringer als im Benthal ausfällt. Eine volumenabhängige Verteilung der ermittelten Netzzahl ist hier nicht zweckmäßig. Aufgrund der abnehmenden Fischdichten und den mit zunehmender Tiefe größeren Tiefenstrata (= zunehmende Volumenanteile) steigt die Netzzahl mit zunehmender Tiefe nicht nur bei der Erfassung der Abundanz, sondern auch bei der Erfassung der Artenzahl. Daher werden die 74 Netze auf insgesamt 13 Standorte verteilt und vertikal auf die Tiefenzonen von 0-75 m aufgeteilt (Tabelle 82).

Tabelle 82 Volumenabhängige Verteilung der Netzzahlen für den Nachweis der Abundanz der dominierenden pelagischen Art und Dokumentation von 90 % der nachgewiesenen Artenvielfalt nach Tiefenstufen im Pelagial des Obersees sowie die minimale Netzanzahl für ein Monitoring.

	Min. Netz Anzahl Abundanz		Min. Netz Anzahl Artenvielfalt		Min. Netz	Sicherheits-
	Dominierende	Anzahl der	Anzahl	Anzahl der	Anzahl	faktor
Tiefe [m]	Art	Netze	Arten	Netze	Monitoring	+ 20%
0-6	Stichling	7,90	8	3,70	13	16
6-12		14,69		6,91	13	16
12-20		18,99		8,93	13	16
20-35		33,48		15,74	12	15
35-50		30,56		14,37	12	15
50-75		44,20		20,78	11	14
Gesamt		157,33		74	74	92

9.3.2 Netzzahlen im Untersee

Benthal

Für die Erfassung der Artenanzahl und der Abundanz wurden im Untersee bis zu einer Tiefe von 20 m sehr ähnliche Netzzahlen benötigt. Diese lagen in jeder Tiefenschicht unter zehn Netzen. Um eine ausreichende Anzahl von Netzen für Bestandsentwicklungen in der einzelnen Seeteilen zu erhalten wurde auch im Untersee eine Mindestanzahl von zehn Netzen je Tiefenstufe festgelegt (Tabelle 83). Damit sind für die Erfassung der benthischen Fischgemeinschaft im Untersee insgesamt 63 Netze (mit Sicherheitsfaktor 68 Netze) notwendig. Die minimale Netzzahl liegt damit immerhin 13 Netzen unter dem 2019 aufgebrachten Befischungsaufwand. Die hier ermittelte Anzahl ermöglicht eine Erfassung von 90 % der 2019 nachgewiesenen Fischarten und eine solide Ermittlung der Abundanz auf Grundlage der dominierenden Fischart (Barsch) bis in 20 m Tiefe. In tieferen Bereichen ist aufgrund der dort vorhandenen geringeren Fischdichte eine nicht umsetzbar hohe Netzanzahl zur Erfassung der Abundanz notwendig.

Tabelle 83 Volumenabhängige Verteilung der Netzzahlen für den Nachweis der Abundanz der dominierenden benthischen Art und Dokumentation von 90 % der nachgewiesenen Artenvielfalt nach Tiefenstufen im Benthal des Untersees sowie die minimale Netzanzahl für ein Monitoring.

	Min. Netz Anzahl Abundanz		Min. Netz Anzahl Artenvielfalt		Min. Netz	Sicherheits-
Tiefe			Anzahl	Anzahl der	Anzahl	faktor
[m]	Dominierende Art	Anzahl der Netze	Arten	Netze	Monitoring	+ 20%
0-3		9,73	17	9,29	10 (9,73)	12
3-6	Barsch	3,45		3,29	10 (3,45)	10
6-12	DdiSCII	2,68		2,56	10 (2,68)	10
12-20		8,24		7,86	10 (8,24)	10
20-35	Barsch	691,64	4	12,93	13 (12,93)	16
35-50		110,65	4	2,07	10 (2,07)	10
Gesamt		826,39		38	63 (38)	68

Pelagial

Zur Ermittlung der Abundanz der dominierenden pelagischen Art im Untersee wäre mit 553,9 Netzen ein noch größerer Befischungsaufwand notwendig als im Obersee. Da diese Anzahl offensichtlich nicht umsetzbar ist, wird auch im Untersee bei Fischbestandserfassungen des gesamten Wasserkörpers im Pelagial lediglich eine Erfassung von 90 % aller 2019 dokumentierten Arten angestrebt. Die hierfür benötigte Mindestanzahl beträgt 15 Netze (mit Sicherheitsfaktor 17 Netze) (Tabelle 84). 2019 wurden insgesamt 23 Netze im Pelagial gestellt. Dies entspricht acht zusätzlichen Netzen, welche wiederrum zwei zusätzliche Standorte für die Auswertung bereitstellen könnten. Aufgrund der geringen pelagischen Fischdichte und der damit verbundenen geringen fischereilichen Sterblichkeit stellen die beiden zusätzlichen Netzstandorte keine deutliche Erhöhung des Bearbeitungsaufwands dar und sollten bei einem zukünftigen Monitoring beibehalten werden.

Tabelle 84 Volumenabhängige Verteilung der Netzzahlen für den Nachweis der Abundanz der dominierenden pelagischen Art und Dokumentation von 90 % der nachgewiesenen Artenvielfalt nach Tiefenstufen im Pelagial des Untersees sowie die minimale Netzanzahl für ein Monitoring.

	Min. Netz Anzahl Abundanz			Netz Anzahl envielfalt	Min. Netz	Sicherheits-
	Dominierende		Anzahl	Anzahl der	Anzahl	faktor
Tiefe [m]	Art	Anzahl der Netze	Arten	Netze	Monitoring	+ 20%
0-6		178,80		4,02	4 (4,02)	5
6-12	Stichling	149,66	6	3,36	4 (3,36)	5
12-20		139,91		3,14	4 (3,14)	4
20-35		65,54		1,47	3 (1,47)	3
Gesamt		533,91		12	15	17

9.4 Festlegung der Netzstandorte

Um eine möglichst optimale Vergleichbarkeit zwischen Befischungen aus verschiedenen Jahren zu erhalten, wurden die zufällig ausgewählten Netzstandorte von 2019 weitestgehend beibehalten. Insbesondere für eine Betrachtung einzelner Seebereiche (z.B. Fussacher Bucht) ist eine konstante Probenanzahl und Verteilung über die Tiefenschichten in den Betrachtungsbereichen notwendig. Da die in Kapitel 9.3 ermittelten Netzzahlen nicht identisch mit der 2019 gesetzten Anzahl von Netzen ist, wurden



einzelne Standorte ergänzt bzw. gestrichen. Die Verteilung der Netze ist nachfolgend für den Ober- und Untersee sowie das Benthal und Pelagial getrennt dargestellt (Abbildung 100 und Abbildung 101). Für das Pelagial des Obersees wurden zunächst nur elf der 13 Netzstandorte festgelegt. Die beiden noch nicht festgelegten Standorte können zufällig im Obersee ausgewählt werden.

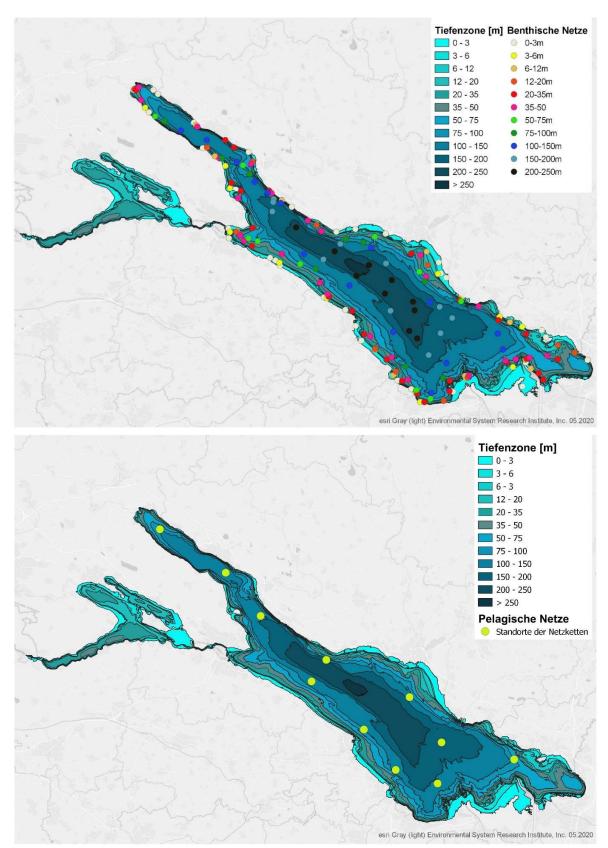


Abbildung 100 Standorte der benthischen Netze (oben) und pelagischen Netzketten (unten) im Obersee.

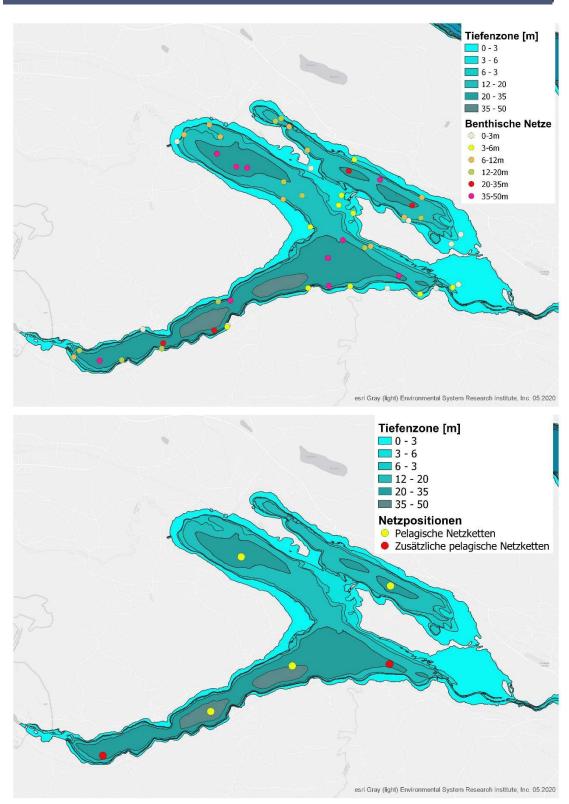


Abbildung 101 Standorte der benthischen Netze (oben) und pelagischen Netzketten (unten) im Untersee.

9.5 Monetäres Einsparungspotential des entwickelten Monitoringverfahrens

Da sich der Umfang der Elektrobefischungen aufgrund der durchgeführten Untersuchungen nicht verringern ließ, ist hier kein monetäres Einsparungspotential vorhanden. Bei der nachfolgenden Berechnung des durch die Netzbefischungen bedingten Einsparungspotentials werden die durchschnittlichen Kosten für die Bearbeitung von CEN- und MOD-Netzen (CEN-Netz Benthal: 191,95 € bzw. Pelagial: 221,40 €; MOD-Netz Benthal: 165,00 € bzw. Pelagial: 190,40 €) bei der Seenbefischung im Jahr 2020 herangezogen. Für die Darstellung der für ein Monitoring notwendigen Gesamtkosten werden die durchschnittlichen Kosten für 50 m Elektrobefischungsstrecke (96,13 €) im Jahr 2020 verwendet. Die tatsächlichen Kosten, welche für die Umsetzung des Monitorings im Bodensee entstehen, können daher bei der nächsten Untersuchung im Bodensee von den hier dargestellten Kosten abweichen. Das relative Einsparungspotential wird sich hingegen nicht verändern. Zur Berechnung des Einsparungspotentials wurden die Kosten des Befischungsaufwands, der nach dem CEN Protokoll (DIN 14757) für die Erfassung der Fischgemeinschaft im Bodensee notwendig ist, mit dem Befischungsaufwand des angepassten Monitoringverfahrens verglichen. Es zeigte sich, dass allein aufgrund der reduzierten Netzzahlen 90.686,85 € (57 % der Kosten) eingespart werden können (Tabelle 85).

Tabelle 85 Kostenersparnis durch die Anpassung der Netzzahlen an den Bodensee. Die angegebenen Kosten beziehen sich auf CEN-Netze.

	Obersee Benthal	Obersee Pelagial	Untersee Benthal	Untersee Pelagial	Gesamt
Netzzahl DIN 14757	605	98	79	23	805
Kosten nach DIN (€)	116.069,25	21.697,20	15.156,15	5.092,20	158.014,80
Angepasste Netzzahl	176	74	63	23	336
Kosten nach Anpassung (€)	33.765,60	16.383,60	12.086,55	5.092,20	67.327,95
Mit Sicherheitsfaktor:					
-Netzzahl	208	92	68	23	391
-Kosten (€)	39.904,80	20.368,80	13.045,80	5.092,20	78.411,60
Kostenersparnis (€)	82.303,65	5.313,60	3.069,60	0	90.686,85
Kostenersparnis mit Sicherheitsfaktor (€)	76.164,45	1.328,40	2.110,35	0	79.603,20

Nachdem die Eignung der von der FFS entwickelten MOD-Netze zur Erfassung der Fischgemeinschaften im Bodensee bestätigt werden konnte, wurde das monetäre Einsparungspotential, das durch den Einsatz von MOD-Netzen alternativ zu herkömmlichen CEN-Netzen erzielt werden kann, bestimmt. Bei einem vollständigen Ersatz der 336 CEN-Netze durch MOD-Netze werden die Monitoringkosten um weitere 9.424,15 € reduziert (Tabelle 89).



	Obersee Benthal	Obersee Pelagial	Untersee Benthal	Untersee Pelagial	Gesamt
Kosten nach Anpassung (€)	33.765,60	16.383,60	12.086,55	5.092,20	67.327,95
Kosten für MOD Netze (€)	29.040,00	14.089,60	10.395,00	4.379,20	57.903,80
Kostenersparnis (€)	4.725,60	2.294,00	1.691,55	713,00	9.424,15

Trotz des beinahe unveränderten Elektrobefischungsaufwands (im Untersee wurde eine zusätzliche Befischungsstrecke geplant) bewirken die angewandten Methoden zur Reduzierung des Monitoringaufwands am Bodensee eine deutliche Kostensenkung. Das angepasste Monitoringverfahren ermöglicht eine Reduzierung der Gesamtkosten um 60 % (100.111,00 €) bzw. um 46 % (89.027,35) unter Berücksichtigung eines Sicherheitsfaktors von 20 % bei der Netzzahl (Tabelle 90). Wichtig: Die zugrunde gelegten Kosten berücksichtigen nicht die aktuelle sehr hohe Teuerungsrate, sondern basieren auf den Realkosten im Projektzeitraum.

Tabelle 87 Gesamtkosten für ein Monitoring mit den aufgrund der DIN 14757 berechneten Netzzahlen sowie für ein speziell an den Bodensee angepasstes Monitoringverfahren.

Kosten	Netzbefischung nach DIN 14757	Angepasstes Monitoring/ +Sicherheitsfaktor	Kostenersparnis
Netzbefischung	158.014,80	57.903,80 / 68.987,45	100.111,00 / 89.027,35
Elektrobefischung	8.074,92	8.074,92	0
Gesamt	166.089,72	65.978,72 / 77.062,37	100.111,00 / 89.027,35

10 Zusammenfassung

10.1 Fischökologische Bewertung des Bodensees

10.1.1 Obersee

Artenvielfalt

Mit insgesamt mindestens 30 Arten (Felchen werden hier als eine Art gezählt) wurden 2019 drei Arten mehr als im Jahr 2014 gefangen. Zu den 2014 nicht nachgewiesenen Arten zählten der gebietsfremde Blaubandbärbling sowie Barbe, Bitterling und Karausche. Nicht wieder nachgewiesen wurde die Regenbogenforelle. Unter den 2019 nachgewiesenen Arten befanden sich eine eingebürgerte (Zander) und vier gebietsfremde (Blaubandbärbling, Stichling, Kaulbarsch, Sonnenbarsch) Arten. Die meisten der ursprünglich im Bodensee beschriebenen Arten wurden auch 2019 im Bodensee dokumentiert. Der Kilch als ausgestorbene, endemische Art wurde auch 2019 nicht nachgewiesen. Auch die Elritze wurde weder 2014 noch 2019 gefangen.

Individuendichte

Die durchschnittlich in den CEN- und MOD-Netzen nachgewiesene Abundanz ging 2019 im Vergleich zu 2014 zurück. Besonders betroffen war dabei das Pelagial mit einem drastischen Rückgang von nahezu 80 %. Stichling und Felchen sind dabei für den Hauptanteil des Rückgangs verantwortlich. Die Vertikalnetze

zeigten keinen solchen Rückgang der Fänge. Dafür war eine Verschiebung der Felchenpopulation in Richtung der Halde ersichtlich.

Im Gegensatz zum starken Nachlassen der Fangzahlen zeigte die Dominanzverteilung der Arten keine deutlichen Veränderungen. Im Benthal war der Barsch erneut die dominierende Art. Kaulbarsch, Stichling und Rotauge wurden hier ebenfalls häufig gefangen, obwohl die Anteile der beiden erstgenannten Arten zu Gunsten des Barsches zurückgingen. Die dominierenden Arten des Pelagials waren 2019 Stichling und Felchen, wobei der Stichlinge deutlich häufiger nachgewiesen wurde. Auch wenn die Menge der Stichlinge im gesamten See nicht mehr so groß wie 2014 war, so ist der Obersee auch 2019, basierend auf den Dominanzverhältnissen, noch immer als Stichlingssee einzustufen. Ob ein weiterer Rückgang der Stichlingsbestände stattfinden wird, kann derzeit nicht prognostiziert werden. Eine sichere Beantwortung dieser Frage kann nur durch ein regelmäßiges Monitoring der Fischbestände erfolgen.

Wie schon im Jahr 2014 wurden auch 2019 Tiefseesaiblinge gefangen. Zusätzlich zu den 2014 dokumentierten Fangorten am und in der Nähe des Fließhorns (Überlinger See), wurden 2019 an drei weiteren Stellen vor Arbon und an einer weiteren Stelle vor Fischbach Tiefseesaiblinge dokumentiert. Die Fänge deuten somit auf eine Verbreitung der Art im See hin, wobei die Anzahl der gefangenen Individuen in den beiden Jahren in etwa gleich hoch war.

Auch wenn die ursprünglichen Fischarten des Obersees zu einem großen Teil noch im See anzutreffen sind, weichen die Dominanzstrukturen deutlich vom ursprünglichen Zustand des Sees ab. Insbesondere der invasive Stichling als die häufigste Art im See weist auf eine starke Abweichung vom ursprünglichen Charakter der Fischgemeinschaft hin. Hinzu kommt das Aussterben des Kilchs als einer ehemals häufigen Fischart des Sees.

10.1.2 Untersee

Artenvielfalt

Im Untersee wurden 2019 mit 21 Arten zwei Arten weniger als 2014 dokumentiert. Zu den nicht wieder nachgewiesenen Arten zählten Bachforelle und der gebietsfremde Sonnenbarsch. Beide Arten wurden auch 2014 nur vereinzelt dokumentiert und sind daher nicht zwingend verschollen. Unter den 2019 nachgewiesenen Arten befanden sich eine eingebürgerte (Zander) sowie zwei gebietsfremde (Stichling, Kaulbarsch) Arten.

Individuendichte

Die durchschnittlichen Fangzahlen in den Netzen zeigten im Pelagial einen ähnlich starken Rückgang wie im Obersee. Der Rückgang war auch hier hauptsächlich auf Rückgänge bei Stichling und Felchen zurückzuführen, wobei der Rückgang der Felchen drastischer als im Obersee ausfiel und dadurch auch der Rückgang der gesamten Biomasse des Pelagials deutlicher zurückging. Im Benthal konnte hingegen eine Zunahme der durchschnittlichen Fangzahlen beobachtet werden. Diese resultierte vorwiegend aus einer Zunahme der Barschfänge.

Die Dominanzstruktur des Benthals war in den beiden Untersuchungsjahren sehr ähnlich. In beiden Fällen dominierte der Barsch. Die auffälligsten Unterschiede waren ein Rückgang der Anteile von Stichling und Kaulbarsch. Im Pelagial war der Anteil der dominierenden Art, dem Stichling, unverändert. Der Rückgang der Felchen zeichnete sich hier jedoch auch im Anteil der gefangenen Felchen ab. Aufgrund der



volumengewichteten Berechnung der Artanteile kann der Untersee als ein Barsch dominiertes Gewässer beschrieben werden. Aufgrund des starken Rückgangs der Felchenfangzahlen spielen diese, im Gegensatz zu 2014, bei der Einstufung des Gewässers keine Rolle mehr.

10.2 Bewertung nach WRRL

Die Bewertungen von Ober- und Untersee wurden mit dem DeLFI-Site Modul durchgeführt. Für beide Seeteile wurde ein guter ökologischer Zustand festgestellt.

Im Vergleich zu anderen natürlichen, oligotrophen Voralpenseen nimmt der Bodensee eine Sonderstellung ein. Während Stichling und Barsch hinsichtlich der Individuendichte die beiden dominierenden Arten im See darstellen, ist das Felchen hier nur die dritthäufigste Art. In anderen im Rahmen von "Projet Lac" untersuchten Voralpenseen waren Felchen jedoch die dominierende Artengruppe. Zudem konnten sich in den anderen untersuchten Seen gebietsfremde Arten nicht (Thunersee, Brienzersee und Walensee) oder kaum (Vierwaldstättersee) durchsetzen (Alexander et al. 2016). Dennoch wird im Bodensee der gute ökologische Zustand auf Basis des verwendeten Bewertungsverfahrens erreicht.

10.3 Entwurf eines regelmäßigen Monitorings

Der Bodensee stellt ein besonders anspruchsvolles Gewässer für ein Monitoring seiner Fischgemeinschaft dar. Dies ist nicht allein auf seine morphologischen Ausmaße zurückzuführen, auch die Charakteristik der Fischgemeinschaft selbst erschwert eine präzise Darstellung der exakten Häufigkeitsverhältnisse einiger Arten. Mit 30 Arten besitzt der Bodensee eine vergleichsweise hohe Artenvielfalt. Gleichzeitig wird die Artzusammensetzung stark durch einzelne Arten geprägt. Hierzu zählen im Benthal vor allem der Barsch und im Pelagial der Stichling. Viele weitere Arten sind dagegen so selten im Gewässer vertreten, dass sie im Vergleich zu den dominanten Arten praktisch kaum eine Rolle in den Netzbefischungen spielen. Ein regelmäßiges Monitoring kann somit zwar, wie es das CEN-Protokoll (DIN 14757) fordert, die Bestandsveränderungen der dominierenden Arten belastbar erfassen und auch die Artenvielfalt im See präzise widerspiegeln, für eine exakte Populationserfassung vieler untergeordneten Arten ist der Befischungsaufwand jedoch oftmals unverhältnismäßig groß. Dennoch geben Zeitreihen, die durch ein regelmäßiges Monitoring erhoben werden, auch Aufschluss über die Bestandsentwicklung von selteneren Arten. Zu diesen zählen häufig auch gefährdete Arten und damit stellen die Daten aus Monitoring-Programmen eine wertvolle Informationsgrundlage für einen erfolgreichen Artenschutz dar.

Auf Grundlage der Befischungsergebnisse von 2019 wurde für den Bodensee der Charakter und Umfang eines zukünftigen Monitorings festgelegt. Es umfasst sowohl Elektrobefischungen der Uferbereiche zur Erfassung der litoralen Fischgemeinschaft, als auch die Verwendung von Netzen zur Erfassung der benthischen und pelagischen Fischgemeinschaften.

Elektrobefischungen

Die Elektrobefischungen erwiesen sich als wertvolle Ergänzung zu den Netzbefischungen. Arten wie Aal, Barbe, Gründling, Karausche und Bitterling wurden 2019 ausschließlich mit Hilfe der Elektrobefischungen nachgewiesen. Außerdem lieferten die Elektrobefischungen wichtige Informationen zu den Abundanz-Verhältnissen der litoralen Fischgemeinschaften. Die Anzahl der Befischungsstrecken für ein zukünftiges Monitoring ist mit insgesamt 84 Befischungsstrecken in Ober- und Untersee fast identisch mit dem 2019

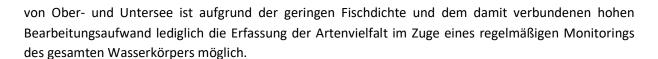
betriebenen Befischungsaufwand. Die 2019 durchgeführten Nachtbefischungen erbrachten im Falle des Bodensees keinen Informationszugewinn und sind daher nicht Teil des zukünftigen Monitorings.

Netzbefischungen

Die Untersuchungen zur Verwendung eines geeigneten Netztyps und Probenumfangs für ein zukünftiges Monitoring ergaben folgende Ergebnisse:

- MOD-Netze bewirkten im Vergleich zu CEN-Netzen im Bodensee 2019 eine Reduzierung der fischereilichen Sterblichkeit um ca. 48 % und damit verbunden eine Arbeitszeitersparnis von 23 min pro Netz. Die Verringerung der Fangzahlen hatte jedoch keine Auswirkungen auf die Fängigkeit (CPUE) bzw. die Darstellung der Fischgemeinschaft durch MOD-Netze. Damit sind MOD-Netze den bisher verwendeten CEN-Netzen deutlich überlegen.
- Der Vergleich von Vertikal- und CEN- bzw. MOD-Netzen zeigte im Obersee, dass CEN- bzw. MOD-Netze den Vertikalnetzen im Kosten-Nutzen Vergleich leicht überlegen sind. In tiefen pelagischen Gewässerzonen mit besonders geringen Fischdichten konnten CEN- bzw. MOD-Netze mehr Arten und Individuen bis in größere Tiefen nachweisen. Da diese Bereiche aufgrund ihrer geringen Fischdichten im Bodensee ohnehin nur schwer zu erfassen sind und gleichzeitig einen beträchtlichen Anteil des gesamten Seevolumens ausmachen, ist hier die effektivste Befischungsmethode heranzuziehen. Allerdings liefern Vertikalnetze mehr Standortreplikate und bilden den gesamten pelagischen Lebensraum besser ab. Zudem werden Vertikalnetze in anderen Schweizer Seen in Zukunft routinemäßig eingesetzt. Deshalb sollten diese periodisch ebenfalls eingesetzt werden.
- Trotz des nach CEN Protokoll (DIN 14757) reduzierten Befischungsaufwandes konnte bei der Befischung 2019 die geforderte Präzision zum Nachweis der Abundanz der dominierenden, benthischen Fischarten erfüllt werden.
- Durch die Verwendung eines auf den Fischgemeinschaften der Tiefenzonen basierenden Monitoring-Ansatzes konnte die notwendige Netzzahl, unter Beachtung des Nachweises aller Fischarten und Einhaltung der geforderten Abundanz-Präzision der dominierenden Fischart, weiter reduziert werden.

Da die Anzahl der für ein zukünftiges Monitoring notwendigen MOD-Netze auf Grundlage der Befischungsergebnisse von 2019 festgelegt wurde, ist das Monitoring direkt an die Fischgemeinschaft des Bodensees angepasst. Es wurden die Anforderungen des CEN-Protokolls (DIN 14757) hinsichtlich der darin geforderten Präzision der dominierenden, benthischen Arten berücksichtigt und erfüllt. Die Berechnung der benthischen Netzzahlen erfolgte aufgrund von tiefenabhängigen, benthischen Fischgemeinschaften und den darin vorkommenden dominierenden Arten, sowie der dort nachgewiesenen Artenvielfalt (Degerman et al. 1988). Durch die Berechnung der Netzzahlen auf Grundlage der tiefenabhängigen Fischgemeinschaften konnte eine deutliche Reduzierung der benthischen Netze erreicht werden. Lediglich in tiefen Bereichen (> 50 m im Obersee und > 20 m im Untersee) ist aufgrund der dort vorhandenen geringen Fischdichten eine präzise Bestimmung der Abundanz nicht mit einem vertretbaren Befischungsaufwand realisierbar. Die für diese Bereiche ermittelten Netzzahlen ermöglichen jedoch die Erfassung von 90 % der dort nachgewiesenen Artenvielfalt. Ein Nachweis von besonders seltenen Arten ist im Zusammenhang mit einem regelmäßigen Monitoring zur Bewertung des Gewässers nicht notwendig und würde die fischereiliche Sterblichkeit sowie den Arbeitsaufwand unnötig erhöhen. Auch im Pelagial



Zukünftige Entwicklung des Monitorings

Neben der Größe und der speziellen Charakteristik der Fischgemeinschaft ist der Faktor Kontinuität der Zusammensetzung der Fischgemeinschaft eine weitere Herausforderung für ein auf lange Sicht angelegtes Monitoring im Bodensee. In der Vergangenheit durchlief der Bodensee unterschiedliche Veränderungen, die sich mitunter drastisch auf seine Fischgemeinschaft auswirkten (z.B. Eckmann & Rösch 1998, Sabel et al. 2020). Die Abweichung des trophischen Niveaus von seinem natürlichen Zustand spielte dabei eine wesentliche Rolle (IGKB 2013). Heute stellen Faktoren wie der Klimawandel, die zunehmende Besiedelung invasiver Arten oder veränderte anthropogene Nutzungsformen neue Einflussgrößen dar. Die daraus resultierenden Auswirkungen auf das Ökosystem sind derzeit weitestgehend unklar und die damit verbundene Entwicklung der Fischgemeinschaft nur schwer abzuschätzen. Veränderungen hinsichtlich der Fischdichte und/oder der Dominanzstruktur sind jedoch nicht ausgeschlossen. Aus diesem Grund sollte die Maschenweite 55 mm bei den MOD-Netzen wieder hinzugenommen werden. Da Aussagekraft und Befischungsaufwand des Monitorings jedoch direkt von diesen Eigenschaften der Fischgemeinschaft abhängen, wird grundsätzlich jede Fischbestandsuntersuchung hinsichtlich ihrer Darstellungskraft überprüft. So können nicht nur die gewonnenen Daten korrekt interpretiert werden, sondern im Falle von deutlichen Veränderungen der Fischgemeinschaft muss das Monitoring auch den neuen Gegebenheiten angepasst werden.

10.4Schlussfolgerungen und Empfehlungen aus den beiden Untersuchungsjahren

Der Bodensee ist ein außergewöhnlich gut untersuchtes Gewässer mit einer langen wissenschaftlichen Geschichte. Dennoch war lange Zeit wenig über die tatsächliche Zusammensetzung der Fischgemeinschaft des Bodensees bekannt. Die meisten Untersuchungen beschäftigten sich ausschließlich mit den kommerziell genutzten Arten und beruhen daher auf den Fangstatistiken der beruflichen Fischerei. Fischereilich genutzte Netze werden jedoch sehr art- und größenspezifisch gestellt und können allein kein vollständiges Bild zum Zustand einer Art oder gar der gesamten Fischgemeinschaft liefern.

Im Jahr 2014 erfolgte erstmals ein fischökologisches Monitoring zur Erfassung der gesamten Fischbestände in Ober- und Untersee. Dabei wurde der als ausgestorben geglaubte Tiefseesaibling wiederentdeckt und eine bisher unbekannte Dichte und Verbreitung des Stichlings im Pelagial des Obersees festgestellt. Das Monitoring von 2019 bestätigte diese für einen oligotrophen Voralpensee außergewöhnlichen Ergebnisse. Die auffälligste neue Erkenntnis war jedoch der allgemeine drastische Rückgang der Fangzahlen, insbesondere im Pelagial, allerdings sind hierunter auch die gebietsfremden Arten Stichling und Kaulbarsch. Um deren Ursachen aufzudecken sind weitere, hierauf aufbauende Untersuchungen notwendig.

Neben den Rückgängen der Fänge waren zudem Veränderungen in der Artzusammensetzung erkennbar. Ein Beispiel ist der Rückgang des Kaulbarsches in den Fängen. Der Kaulbarsch ist eine an eutrophe Bedingungen angepasste Art (Bergmann 1991, Olin et al. 2002). Anfang der 1990er war er im Bodensee

die dominierende Art des Litorals (Rösch & Schmid 1996). In den letzten 20 Jahren gingen seine Bestände jedoch zurück. Dieser Trend setzte sich in den Befischungsergebnissen von 2014 und 2019 fort und ist ein Indiz dafür, dass sich die Fischfauna im Bodensee in einem dynamischen Wandel befindet. Welche Faktoren mit welcher Intensität zu diesem Wandel beitragen, kann jedoch letzten Endes nur durch ein regelmäßiges Monitoring beantwortet werden. Dazu zählt auch der aktuelle Einbruch der Felchenfänge im Untersee, dessen Ursachen noch weitgehend unklar sind.

Durch die zweite Befischung 2019 wurden weitere interessante Entwicklungen festgestellt. So nahm beispielsweise die Anzahl der nachgewiesenen Welse im Bodensee 2019 zu. Durch ein regelmäßiges Monitoring ist die Dokumentation der Entwicklung der Bestände möglich und daraus resultierende Auswirkungen auf das Ökosystem können erkannt werden (Vejřík et al. 2017). Im Falle der Notwendigkeit eines zukünftigen Managements der Welsbestände unterstützen die aus dem Monitoring gewonnenen Erkenntnisse die Begründung und Gestaltung eines solchen. Neben vermehrten Nachweisen von Welsen nahmen auch die Anzahl und proportionalen Anteile weiterer Raubfische im Untersee zu. Dazu zählten neben dem zumindest teilweise räuberisch lebenden Barsch vor allem Zander und Hecht. Inwieweit dies eine permanente Zunahme der Bestände darstellt oder auf jährlichen Bestandsschwankungen, beziehungsweise auf standortabhängige Unterschiede der Netze in den beiden Untersuchungsjahren zurückzuführen ist, kann ebenfalls nur eine regelmäßige, standardisierte Erhebung der Fischfauna beantworten.

Abschließend unterstreichen die Ergebnisse aus "Projet Lac" und "SeeWandel" die Notwendigkeit und den Mehrwert eines regelmäßigen Monitorings. Dennoch stellen die beiden bisher durchgeführten Untersuchungen lediglich "Schnappschüsse" der Fischgemeinschaft zu den jeweiligen Zeitpunkten der Befischungen dar. Diese sind aufgrund fehlender Vergleichsdaten nur schwer in die historische Entwicklung der Fischbestände im Bodensee einzuordnen. Es benötigt somit eine ganze Reihe von objektiv erhobenen "Schnappschüssen", die dann zu einem gesamten "Film" zusammengesetzt werden können, um die Entwicklung der Fischgemeinschaft besser zu verstehen und die Bedeutung einzelner Einflussfaktoren gezielt ableiten zu können. Nur so ist es möglich, Daten in Relation zu setzen und Zusammenhänge zu erkennen, was letzten Endes die Grundlage für Prognosen und Managementpläne der Fischbestände darstellt.

11 Literatur

Achleitner, D., Gassner, H., Luger, M. (2012). Comparison of three standardised fish sampling methods in 14 alpine lakes in Austria. Fisheries Management and Ecology, 19(4), 352-361.

Alexander, T., Seehausen, O. (2021). Diversity, distribution and community composition of fish in perialpine lakes - "Projet Lac" synthesis report (Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology). Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology. 282 pages. ISBN 978-3-906484-76-1.

Alexander, T. J., Vonlanthen, P., Périat, G., Degiorgi, F., Raymond, J. C., Seehausen, O. (2015). Estimating whole-lake fish catch per unit effort. Fisheries Research 172, 287-302.



Alexander, T. J., Vonlanthen, P., Périat, G., Raymond, J. C., Degiorgi, F., Seehausen, O. (2016). Artenvielfalt und Zusammensetzung der Fischpopulation im Bodensee. Projet Lac, Eawag. Kastanienbaum.

Bergman, E. (1991). Changes in abundance of two percids, *Perca fluviatilis* and *Gymnocephalus cernuus*, along a productivity gradient: relations to feeding strategies and competitive abilities. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 48(4), 536-545.

Bonar, S. A., Hubert, W. A. (2002). Standard sampling of inland fish: benefits, challenges, and a call for action. Fisheries, 27, 10-16.

Clarke, K. R. Warwick, R. M. (2001). Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E, Ltd., Plymouth Marine Laboratory. Plymouth.

Comité Européen de Normalisation (2005). Water quality - Sampling of fish with multi-mesh gillnets (CEN 14757). European Committee for Standardization. Brussels.

Deceliere-Vergès, C., Argillier, C., Lanoiselée, C., De Bortoli, J., Guillard, J. (2009). Stability and precision of the fish metrics obtained using CEN multi-mesh gillnets in natural and artificial lakes in France. Fisheries Research, 99(1), 17-25.

Degerman, E., Nyberg, P., Appelberg, M. (1988). Estimating the number of species and relative abundance of fish in oligotrophic Swedish lakes using multi-mesh gillnets. Nordic Journal of Freshwater Research, 64(1), 91-100.

Degiorgi, F. (1994). Étude de l'organisation spatiale de l'ichtyofaune lacustre. Thèse de doctorat, Univ. Fr. Comté, 207 p. + ann.

Eckmann, R., Rösch, R. (1998). Lake Constance fisheries and fish ecology. Advances in Limnology, 53, 285-301

Gassner, H., Achleitner, D., Luger, M., Ritterbusch, D., Schubert, M., Volta, P. (2014). Water Framework Directive Intercalibration Technical Report - Alpine Lake Fish fauna ecological assessment methods, European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.

Geist, J. (2011). Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. Ecological Indicators, 11 (6), 1507-1516.

Holmgren, K. (1999). Between-year variation in community structure and biomass–size distributions of benthic lake fish communities. Journal of Fish Biology, 55(3), 535-552.

IGKB (2013). Faktenblatt "Phosphor im See", Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee.

Kottelat, M., Freyhof, J. (2007). Handbook of European Freshwater Fishes. Cornol, Switzerland. Publications Kottelat.

Löffler, H. (1984). Zur Ökologie des Brachsen (Abramis brama (L.)) im Bodensee. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie, 46(1), 147-162.

LUBW (2015). Überwachungsprogramme Fließgewässer - Seen - Grundwasser, Aktualisierung 2015 zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Baden-Württemberg, LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg.

Olin, M., Rask, M., Ruuhljärvi, J., Kurkilahti, M., Ala-Opas, P., Ylönen, O. (2002). Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. Journal of Fish Biology, 60(3), 593-612.

Ritterbusch, D., Brämick, U. (2015). Verfahrensvorschlag zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Seen anhand der Fische.

Rösch, R., Schmid, W. (1996). Ruffe (Gymnocephalus cernuus L.), newly introduced into Lake Constance: preliminary data on population biology and possible effects on whitefish (Coregonus lavaretus L.). In Annales Zoologici Fennici (pp. 467-471). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.

Sabel, M., Eckmann, R., Jeppesen, E., Rösch, R., Straile, D. (2020). Long-term changes in littoral fish community structure and resilience of total catch to re-oligotrophication in a large, peri-alpine European lake. Freshwater Biology, 65(8), 1325-1336.

Sandlund, O. T., Næsje, T. F. (1989). Impact of a pelagic gill-net fishery on the polymorphic whitefish (Coregonus lavaretus L. sl) population in Lake Femund, Norway. Fisheries Research, 7(1-2), 85-97.

Vejřík, L., Vejříková, I., Blabolil, P., Eloranta, A. P., Kočvara, L., Peterka, J., Sajdlová, Z., Chung, S. H. T., Šmejkal, M., Kiljunen, M., Čech, M. (2017). European catfish (Silurus glanis) as a freshwater apex predator drives ecosystem via its diet adaptability. Scientific reports, 7(1), 1-15.

Vonlanthen, P., Périat, G. (2021). Projet Lac - Methodenbericht - Entwicklung und Anwendung einer Methode zur Erfassung des Fischbestands in stehenden Gewässern (Aquabios GmbH, Teleos Suisse sàrl). https://modul-stufen-konzept.ch/wp-content/uploads/2021/07/Aquabios-Teleos-Projet-Lac-Methodenbericht-kombiniert-v3.02.pdf

Yule, D. L., Evrard, L. M., Cachera, S., Colon, M., Guillard, J. (2013). Comparing two fish sampling standards over time: largely congruent results but with caveats. Freshwater Biology, 58(10), 2074-2088.