

FISCHÖKOLOGISCHES MONITORING NEUSIEDLER SEE

Saisonen 2017 & 2018



Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel

Dezember 2018

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	3
2	Methodik	3
2.1	Termine und Standorte	3
2.2	Datenauswertung	4
2.3	Nahrungsanalysen an Jungfischen	5
3	Ergebnisse und Diskussion	8
3.1	Artenspektrum	8
3.2	Kiemennetzfänge	9
3.2.1	Fangergebnis 2017	9
3.2.2	Netzfänge 2004 bis 2017	11
3.2.3	Resümee	22
3.3	Größenverteilung und Altersanalysen	22
3.3.1	Längenfrequenzverteilungen	22
3.3.2	Altersanalysen beim Zander	32
3.3.3	Resümee	36
3.4	Elektro-Befischungen	36
3.5	Jungfischerhebungen	37
3.5.1	Überblick über die Abundanzen 2017 und 2018	37
3.5.2	Räumliche Unterschiede	38
3.5.3	Langzeittrends	41
3.5.4	Resümee	49
3.6	Nahrungsanalysen von Jungfischen	49
3.6.1	Nahrungsangebot	49
3.6.2	Datenbasis der Nahrungsanalysen	50
3.6.3	Ernährung von 0+ Sichlingen (<i>Pelecus cultratus</i>)	51
3.6.4	Ernährung von 0+ Lauben (<i>Alburnus alburnus</i>)	55
3.6.5	Vergleichende Analyse	59
3.6.6	Resümee	64
3.7	Gesamtresümee	64
4	Zusammenfassung	66
5	Zitierte Literatur	69

1 EINLEITUNG

Nach Abschluss der Freilandarbeiten und ersten Auswertung wurde Ende 2017 ein Tätigkeitsbericht vorgelegt, der Zwischenergebnisse des aktuellen Monitoringprojekts beinhaltet. Der vorliegende Endbericht schließt das fischökologische Monitoring 2017–2018 ab.

Das Untersuchungsprogramm für das Jahr 2017 umfasste Netzbefischungen im offenen See und am Schilfrand über einen Zeitraum von zwei Tagen/Nächten im September 2017. Zur gleichen Zeit wurden Elektrobefischungen im Bereich Illmitz durchgeführt. Ergänzend fanden 2017 Jungfischerhebungen im freien See Höhe Illmitz und in der Naturzone des Nationalparks statt.

2018 fanden Jungfischerhebungen an fünf Aufnahmetermenen im Frühsommer/Sommer statt, weiters wurden Nahrungsanalysen an Jungfischen durchgeführt.

Die Aufarbeitung der Jungfischfänge wurde mit der Bestimmung und Zählung der juvenilen Fische nach der zweijährigen Erhebung abgeschlossen. Der vorliegende Bericht umfasst eine zusammenfassende Auswertung sowie die Darstellung und Interpretation der Aufnahmen aus beiden Jahren.

2 METHODIK

2.1 Termine und Standorte

Die Befischungen mittels Multimaschen-Kiemennetzen wurden im Spätsommer durchgeführt. Im Südteil des Sees wurden die Netze am 05.09.2017 ab 19:00 Uhr gesetzt und am nächsten Tag bis 10:00 Uhr wieder eingeholt. Im Raum Illmitz wurden die Netze am 06.09.2017 ab 17:30 Uhr gesetzt und ebenfalls über Nacht exponiert. Die Befischungen im Südteil fanden, wie im Jahr 2013, 2014 und 2016, im Silbersee nahe der Schilfinsel, bei Neudegg und im Großen Zug statt. Auf Höhe Illmitz wurden die Netze in der Illmitzer Bucht und im offenen See Richtung Rust ausgelegt. Ergänzend zu den Multimaschen-Kiemennetzen wurden drei monofile Kiemennetze mit einer Maschenweite von 100 mm gesetzt.

Die Elektrobefischungen fanden am 04.09.2017 ab Mittag (tw.) an den Standard-Strecken im Bereich Illmitz statt (Illmitzer Bucht Nord (2), Süd (2) und Ost (2); außerhalb und innerhalb des Stationskanals, 4 Strecken im sog. Kleinen Zug Richtung Seebad). Aufgrund des niedrigen Wasserstandes konnten im Kleinen Zug nicht alle Strecken wie in den Vorjahren befischt werden. Die zwei neu gewählten Strecken befinden sich jedoch unweit der gewohnten Standardstrecke, daher können die gewonnenen Daten für die Langzeitdatenreihe genutzt werden.

Schubnetz-Befischungen zur Erhebung der Jungfische wurden 2017 und 2018 jeweils im Frühsommer und Sommer durchgeführt. Der erste Termin 2017 fand am 23.05.2017 statt, die

weiteren Aufnahmen folgten im Abstand von rund 1–2 Wochen am 08.06., 14.06., 23.06. und 11.07.2017. Im Jahr 2018 fand der erste Termin am 06.06.2018 statt. Aufgrund der warmen Witterung und der erwarteten raschen Entwicklung der Jungfische erfolgten die weiteren Aufnahmen in kurzen Intervallen. Die Termine waren 12.06., 20.06., 26.06. und 04.07.2018. Die befischten Bereiche lagen sowohl im Südteil als auch im Raum Illmitz. Bei jedem Termin wurden je 10 Standorte im Südteil und im Bereich Illmitz Bucht befischt. Am 06.06.2018 wurde aufgrund eines Schadens am Fanggerät nur in Illmitz (je 5 Standorte) befischt. Weitere Angaben zur Methodik siehe Vorjahresbericht (Wolfram et al. 2016).

2.2 Datenauswertung

Zum statistischen Vergleich von Fischdichten verschiedener räumlicher (Bereiche, Habitate, Teillebensräume) oder zeitlicher Einheiten (Jahre, Monate, Termine) wurde in einem ersten Schritt ein Kruskal-Wallis-Test in der Statistikumgebung R version 3.4.2 (R Core Team 2017) mit dem R Package *PMCMRplus* (Pohlert 2018) durchgeführt. Zur *post-hoc*-Lokalisation der Unterschiede wurde mit dem R Package *dunn.test* (Dinno 2017) ein Wilcoxon-Rangsummentest berechnet.

In einem zweiten Schritt wurden *linear mixed effects models* (LMM) herangezogen. Dieses Verfahren erlaubt neben direkten Faktoren (*fixed effects*) die Berücksichtigung von *random effects* (Zuur et al. 2009). So erfolgt beispielsweise ein Test auf unterschiedliche Jungfischdichten im offenen See versus am Schilfrand (= *fixed effect*) unter Einbeziehung der zeitlichen Variabilität (Termin oder Jahr als *random effect*). Die Berechnung erfolgte mit dem R Package *lme4* (Bates et al. 2015). Als abhängige Variable (*Response*) wurde jeweils die Fischdichte (in Kiemennetzen oder im Schubnetz) verwendet.

Vor der Analyse wurden die Variablen grafisch mittels Q-Q-Plots (R Package *ggplot2*, Wickham (2009)) hinsichtlich Normalverteilung bewertet und anhand des Shapiro-Wilk-Tests (R Package *stats*, R Core Team (2017)) geprüft. Für die Jungfischdichten erwies sich eine logarithmische Transformation als erforderlich.

In den LMM wurde die Signifikanz der *fixed effects* über das R Package *lmerTest* (Kuznetsova et al. 2016) ermittelt, wobei die Anzahl der Freiheitsgrade sowohl über die Satterthwaite- als auch die Kenward-Roger-Annäherung geschätzt wurde (Näheres dazu siehe Kuznetsova et al. (2016)).

Eine Korrelationsanalyse mit dem Pearson-Korrelationskoeffizient wurde mit dem R Package *corrplot* durchgeführt. Sie diente der Darstellung signifikanter Zusammenhänge zwischen Fischdichte (CPUE in Multimaschen-Kiemennetzen), Wasserstand und Aufnahmedatum.

Die Nahrungsanalysen der Jungfische wurden mittels *non-metric multidimensional scaling* (nMDS) verglichen. In einer nMDS (non-metric multi-dimensional scaling) werden Ähnlich-

keiten von Datensätzen in einem zweidimensionalen Koordinatensystem dargestellt. Als Ähnlichkeitsmaß wurde die Bray-Curtis-Distanz verwendet. Im Ordinationsplot liegen ähnliche Datensätze (d.h. Fisch-Nahrungsanalysen) nahe beieinander, unterschiedliche weiter entfernt. Als Maß für die rein grafische Anpassungsgüte des zweidimensionalen Plots an die originale Datenmatrix wird der Stress-Faktor herangezogen. Stress-Werte um 0,05 geben eine gute, Werte um 0,1 eine ausreichende und Werte um 0,2 eine geringe Anpassungsgüte an.

Zur Darstellung der Bedeutung von räumlichen und zeitlichen Variablen in der Ähnlichkeitsanalyse der Nahrungszusammensetzung wurden die verschiedenen Gruppen (z.B. Bereich Illmitz *versus* Süden) im nMDS-Plot farblich getrennt. Der statistische Test auf signifikante Unterschiede zwischen Gruppen erfolgte mittels kanonischer Korrespondenzanalyse (CCA) im R Package *vegan* (Oksanen et al. 2018). Die erklärenden Variablen wurden verwendet:

- Art (Laube, Sichling)
- Bereich (Illmitz, Süden)
- Habitat (offener See OS, Schilfrand SR; dabei Übergangsbereich OS-S bei OS und vereinzelte Daten aus dem Schilfgürtel SG bei SR mit berücksichtigt)
- Jahr (2013, 2014, 2017, 2018)
- Monat (Mai, Juni, Juli)
- Größenklassen (in 10 mm-Schritten, GK 4 und 5 sowie 6 bis 9 jeweils zusammengefasst)

Die Signifikanz dieser Variablen wurde getestet, indem die jeweils anderen als Kovariablen (*conditional variables*) in der Analyse berücksichtigt wurden.

2.3 Nahrungsanalysen an Jungfischen

Für die Nahrungsanalysen der Lauben wurden aufgrund der ausreichenden Fangzahlen nur Individuen aus den Schubnetzbefischungen aus dem Jahr 2017 verwendet, bei den Sichlingen mussten wegen der geringeren Fängen Individuen aus den Schubnetzbefischungen der Jahre 2017 und 2018 verwendet werden. Eine Grobübersicht der untersuchten Jungfische gibt nachfolgende Tabelle 1, die Herkunft der analysierten Tiere ist in Tabelle 2 ausgewiesen.

Die Analysen des Zooplanktons im offenen See stammten aus dem Projekt „Neusiedler See-Monitoring des Zooplanktons 2017“ (Großschartner and Wolfram (2017), Großschartner unpubl.).

Tabelle 1. Grobübersicht über die Nahrungsanalysen von Jungfischen (S).

Art	Totallänge [mm]	Anzahl
Laube	5 – 85	67
Sichling	5 – 72	43

Zur Umrechnung der Totallänge auf das Gewicht der Jungfische wurden artspezifische Längen-Gewichtsregressionen aus den Jahren 1990–1992 verwendet (Herzig et al. 1994).

Für die Nahrungsanalysen wurde bei jedem Tier der gesamte Darmtrakt entnommen und auf einen Objektträger gelegt. Bei Fischen bis zu einer Gesamtlänge von 30 mm wurde nach der Öffnung des Darms mit einer Nadel der gesamte Darminhalt herausgeschabt und in Polyvinylalkohol eingebettet. Bei größeren Tieren wurde die Länge des Darms vermessen und anschließend je nach Größe und Füllungsgrad Teilstücke abgetrennt und sodann ausgeschabt und eingebettet. Die Präparation erfolgte unter einem Binokular bei 5-40facher Vergrößerung.

Tabelle 2. Übersicht über die analysierten Lauben und Sichtlinge in den Jahren 2017 und 2018 im Neusiedler See. Die Angaben erfolgten nach Auftrennung in Größenklassen auf Basis der Totallänge in mm, nach Datum bzw. den beiden Seebereichen Illmitz und Süden.

Länge (mm)	Größen- klasse	2017					2018			Bereich		
		23.05.	08.06.	14.06.	27.06.	11.07.	06.06.	12.06.	26.06.	Illmitz	Süden	
Laube												
0-10	1					9					8	1
11-20	2				7	12					17	2
21-30	3	1			7	4					8	4
31-40	4	3			1	1					2	3
41-50	5	2	3								1	4
51-60	6	1	5		1						2	5
61-70	7	4	2								6	
71-80	8	1	1								2	
81-90	9	1	1								1	1
	Summe	13	12		16	26					47	20
Sichling												
0-10	1		2		4	6					6	6
11-20	2		1		1	2					2	2
21-30	3		1	3							4	
31-40	4		1								1	
41-50	5				1		2	2			4	1
51-60	6				2		2	4			3	5
61-70	7					1		5	2		1	7
71-80	8								1			1
	Summe	0	5	3	8	9	4	11	3		21	22

Die Analyse der Nahrungspartikel wurde unter dem Mikroskop bei 100–200facher Vergrößerung durchgeführt. Rädertiere und Cladoceren wurden – soweit möglich – auf Artniveau bestimmt (Ausnahmen: *Macrothrix*, *Alona*, *Ceriodaphnia* und *Daphnia*). Bei den Copepoden erfolgte eine Trennung nach Calanoida und Cyclopidae, wobei erstere im offenen See ausschließlich mit der Art *Arctodiaptomus spinosus* im offenen See vertreten sind. Bei den Cyclopoiden handelte es sich meist um juvenile Copepodide, die keiner Art zugeordnet wurden. Bei den selten aufgenommenen adulten Tieren handelte es sich vorwiegend um *Acanthocyclops robustus*. Eine Auftrennung der Nauplien nach den beiden Gruppen Calanoida und Cyclopidae war nicht gesichert möglich, die beiden Gruppen wurden deshalb

zusammengefasst. Die Bestimmung der Insekten erfolgt auf Ordnungsniveau. Auch bei den Webspinnen und Wassermilben erfolgte keine nähere Bestimmung.

Zur Berechnung der Biomasse (Trockengewicht) der einzelnen Nahrungspartikel wurden Werte aus der Literatur herangezogen. Soweit möglich wurden dabei Werte aus der Studie von Auer (1995) herangezogen, um eine bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit früheren Aufnahmen zu erzielen.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Artenspektrum

Das Fischartenspektrum des Neusiedler Sees in den beiden Untersuchungsjahren 2017 und 2018 deckt sich im Wesentlichen mit jenen der Vorjahre, wobei hinzuzufügen ist, das 2018 nur Jungfischerhebungen stattgefunden haben. Erstmals wurde allerdings 2017 der Marmorkarpfen im Rahmen des fischökologischen Monitorings nachgewiesen; die Art war nach den Berichten von Berufsfischern aus dem See bekannt.

Der Wolgazander war 2014 erstmals in den Fängen vertreten und konnte seitdem regelmäßig und erneut in den Netzfängen des Jahres 2017 nachgewiesen werden. Ein Neuzugang im Artenspektrum war 2016 die Marmorierete Grundel, diese Art wurde 2017 und 2018 erneut gefangen.

Aus naturschutzfachlicher Sicht hervorzuheben ist der Nachweis des Schlammpeitzgers, einer im Anhang II der FFH-Richtlinie angeführten Art. 2011 gelang – nach Jahrzehnten ohne jeglichen Nachweis – erstmals wieder ein Beleg für diese Art, u.zw. im Bereich der Wulka-Mündung (Fr. Haider, mündl. Mitt.). Im Jahr 2018 konnte der Schlammpeitzger erneut in diesem Bereich im Zuge eines anderen Artenschutz-Projekts nachgewiesen werden (C. Ratschan, schriftl. Mitt.). Ob der Schlammpeitzger auch im Nationalpark vorkommt, ist ungewiss, allerdings wurden in den inneren Bereich des Schilfgürtels in den letzten Jahren keine Aufnahmen durchgeführt. Nachdem diese Steinbeißer-Art aber auch aus Gräben und Kanälen des Seewinkels bekannt ist (Fotobeleg April 2008 bei Apetlon, E. Mikschi schriftl. Mitt., neuere Belege durch C. Ratschan, schriftl. Mitt.), erscheint ein Vorkommen in den Übergangsbereichen zwischen Seewinkel dem Schilfgürtel des Neusiedler Sees durchaus denkbar.



Abbildung 1. Der Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) aus der Familie der Cobitidae ist im Anhang II der FFH-Richtlinie als prioritär geschützte Art angeführt und wurde – wenn auch nicht im Rahmen des fischökologischen Monitorings des Nationalparks – nach 2011 erstmals wieder im Neusiedler See (Wulka-Mündung) nachgewiesen (C. Ratschan, schriftl. Mitt.)

Tabelle 3. Artenspektrum der Fische des Neusiedler Sees im Zeitraum 1998–2013 sowie bei den Befischungen (E = Elektro, MKN = Multimaschenkiemennetz, KN = Kiemennetz, Sch = Jungfisch-Schubnetz) in den Jahren 2014 und 2016–2018. Neunachweise der letzten Jahre blau eingefärbt, fehlende Nachweise braun eingefärbt.

Wissenschaftl. Name	Deutscher Name	1998–2013	2014		2016				2017				2018	
			E	MKN	E	MKN	KN	Sch	E	MKN	KN	Sch		
Anguillidae	Aale													
<i>Anguilla anguilla</i>	Aal	+	+	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–
Cyprinidae	Karpfenartige													
<i>Abramis brama</i>	Brachsen	+	+	+	+	–	+	+	+	–	+	+	+	
<i>Alburnus</i>	Laube	+	+	+	+	–	+	+	+	–	+	+	+	
<i>Blicca bjoerkna</i>	Güster	+	+	+	+	–	+	+	+	–	–	–	+	
<i>Carassius carassius</i>	Karausche	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
<i>Carassius gibelio</i>	Giebel	+	+	+	+	–	–	+	+	+	–	–	–	
<i>Cyprinus carpio</i>	Karpfen	+	+	+	–	+	–	+	–	+	–	–	–	
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	Marmorkarpfen	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–	
<i>Pelecus cultratus</i>	Sichling	+	–	+	–	+	–	+	+	+	–	+	+	
<i>Pseudorasbora parva</i>	Blaubandbärbling	+	+	–	+	+	–	–	+	–	–	+	+	
<i>Rutilus rutilus</i>	Rotauge	+	+	+	+	–	+	+	+	–	+	+	+	
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rotfeder	+	+	+	+	–	+	+	+	–	+	+	+	
<i>Tinca tinca</i>	Schleie	+	+	–	+	–	–	–	+	–	–	–	–	
Cobitidae														
<i>Misgurnus fossilis</i>	Schlammpeitzger	(+) ¹	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	(+) ¹	
Siluridae	Welse													
<i>Silurus glanis</i>	Wels	+	+	–	+	+	+	–	+	–	+	–	–	
Esocidae	Hecht													
<i>Esox lucius</i>	Hecht	+	+	+	+	+	–	–	+	+	–	–	–	
Percidae	Barsche													
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Kaulbarsch	+	–	+	–	+	–	–	+	+	–	+	–	
<i>Perca fluviatilis</i>	Flussbarsch	+	+	+	+	–	+	+	+	–	–	+	–	
<i>Sander lucioperca</i>	Zander	+	+	+	+	+	+	+	+	+	–	+	+	
<i>Sander volgensis</i>	Wolgazander	–	–	+	–	+	–	?	–	+	–	?	–	
Centrarchidae	Sonnenbarsche													
<i>Lepomis gibbosus</i>	Sonnenbarsch	+	+	–	+	+	–	+	+	–	–	+	+	
Gobiidae	Grundeln													
<i>Proterorhinus marmoratus</i>	Marm. Grundel	–	–	–	–	–	–	+	–	+	–	+	+	

¹ von Franz Haider (2011) bzw. Clemens Ratschan (2018) im Bereich der Wulka-Mündung nachgewiesen (mündl. Mitt.)

3.2 Kiemennetzfänge

3.2.1 Fangergebnis 2017

Im Zuge der Multimaschen-Kiemennetzbefischung wurden an zwei Terminen des Jahres 2017 insgesamt 3711 Individuen von 12 Fischarten mit einer Gesamtbiomasse von 102 kg gefangen.

Standardisiert auf eine 12 h Expositionsdauer (CPUE) ergibt sich für den Süden eine mittlere Fangzahl pro Netz mit 173 Ind. (153 Ind. im offenen See, 192 Ind. am Schilfrand), im Bereich

Illmitz lag der CPUE mit 145 Ind. etwas darunter (160 Ind. im offenen See, 131 Ind. am Schilfrand; Tabelle 4). Die Unterschiede der Fangzahlen zwischen den beiden Bereichen lagen im Jahr 2017 innerhalb der natürlichen Schwankungsbreite und waren nicht signifikant unterschiedlich (Kruskal-Wallis-Test, $p=0,8501$).

Tabelle 4. Mittelwert, Median, Minimum und Maximum, jeweils als (standardisierter) CPUE für Anzahl (N) und Biomasse (W; [g]) der im September 2017 mittels Multimaschen-Kiemennetzen gefangenen Fische in den Bereichen Süden (NP Naturzone, Silbersee) und Illmitz (Illmitzer Bucht und offener See vor Illmitzer Bucht).

CPUE	Süden				Illmitz				Gesamt	
	Offener See n=5		Schilfrand n=5		Offener See n=5		Schilfrand n=5		n=20	
	N	W [g]	N	W [g]	N	W [g]	N	W [g]	N	W [g]
Mittelwert	153	5080	192	5732	160	3164	131	3585	159	4390
Median	151	5091	211	5134	161	2777	94	4155	155	5025
Min	122	4358	87	2729	125	2263	76	1032	76	1032
Max	191	5537	309	9605	187	5111	225	5382	309	9604

Tabelle 5. Mittlerer standardisierter CPUE für Anzahl (N) und Biomasse (W; [g]) je Art und Teil-lebensraum in den Multimaschen-Kiemennetzen der Fänge 2017.

Habitattyp	Offener See (OS), n=10		(nahe) Schilfkante (S), n=10		Gesamt, n=20	
	Anzahl	Biomasse [g]	Anzahl	Biomasse [g]	Anzahl	Biomasse [g]
Brachse	4	379	3	280	3	330
Giebel			<1	95	<1	48
Güster	25	783	42	1267	34	1025
Kaulbarsch	1	10	1	2	1	6
Laube	112	1082	103	859	107	971
Marmorierte Grundel			<1	0	<1	0
Rotauge	1	28	3	81	2	54
Rotfeder	<1	93	1	62	1	78
Sichling	10	815	5	288	8	551
Zander	3	932	2	1282	3	1107
Hecht			<1	326	<1	163
Wolgazander			1	117	<1	58
Summe	157	4122	161	4659	159	4390

3.2.2 Netzfänge 2004 bis 2017

In Abbildung 2 sind die mittleren relativen Anteile der dominanten sowie aller übrigen Arten (unter „andere“ zusammengefasst) aus allen bisher durchgeführten Befischungen mittels Multimaschen-Kiemennetzen dargestellt. Dabei ist zu beachten, dass sich die verschiedenen Jahre hinsichtlich der Anzahl der an den verschiedenen Terminen exponierten Netze unterscheiden: Nach einer Testbefischung 2004 fand 2006 im Rahmen der Umsetzung der GZÜV eine große, seeweite Erhebung des BAW Scharfling in Kooperation mit dem Team des Nationalpark-Monitorings statt (Gesamt $n = 68$). Danach lag die Anzahl der exponierten Netze pro Aufnahme bei 10 (August 2012) bis 20 (nachfolgende Befischungen).

Zur besseren Übersichtlichkeit wurden die Standorte im offenen See (OS) und jene im Übergangsbereich zwischen offenem See und Schilfrand (in früheren Berichten als OS-S bezeichnet, nur 2012–2014 unterschieden) zusammengefasst und jenen vom Schilfrand (S) gegenübergestellt.

Über alle Erhebungen dominiert hinsichtlich der Individuendichte die Laube vor der Güster. Der relative Anteil von Sichel und Zander lag zumeist unter 20%. Unter den übrigen Arten sind vor allem Brachsen und Rotaugen hervorzuheben.

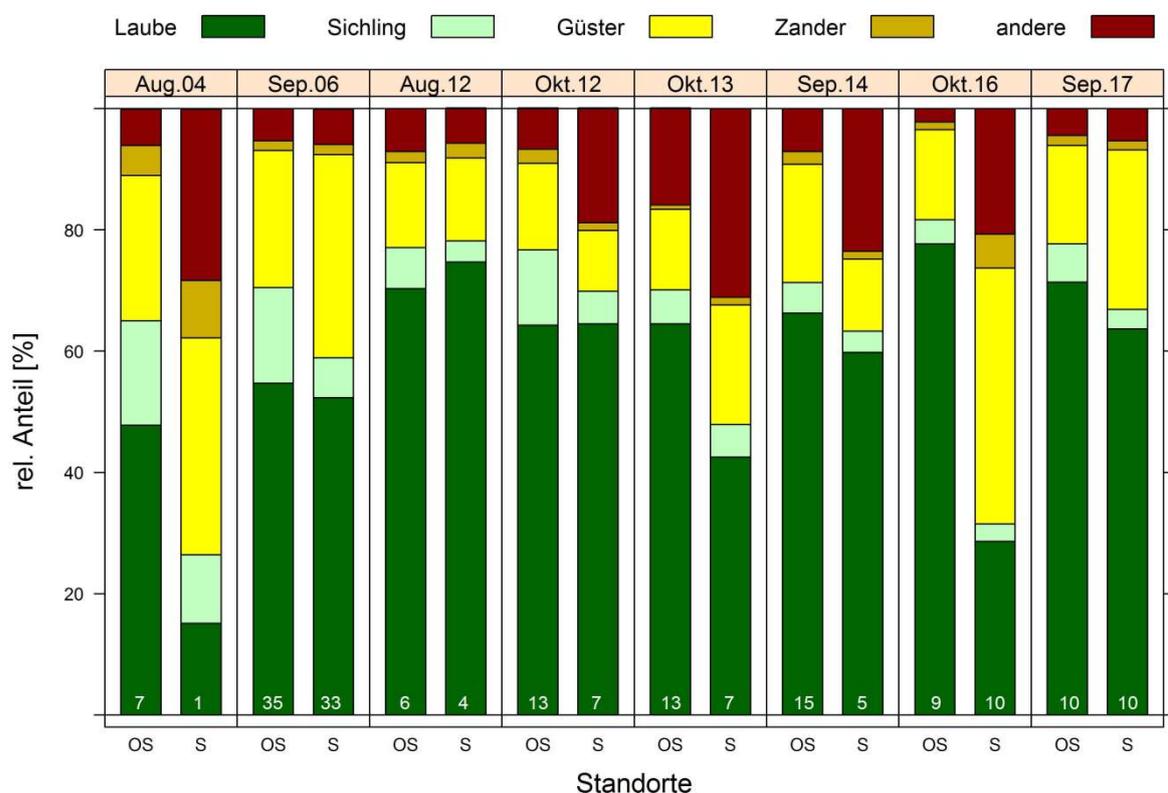


Abbildung 2. Relative Anteile am CPUE (Individuen je Netz, standardisiert auf gleiche Expositionszeiten) in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2017. Standorte im offenen See OS und im Übergangsbereich zwischen offenem See und Schilfgürtel S wurden zusammengefasst. Die Zahlen an der Basislinie geben die Anzahl der exponierten Netze an.

Bei der Biomasse verschieben sich die Dominanzen erwartungsgemäß (Abbildung 3). Die Laube nimmt einen deutlich kleineren Anteil ein, Sichling, Zander und Güster einen entsprechend größeren. Bei den „anderen“ Arten sind Brachse und Rotauge, an einzelnen Terminen auch der Karpfen hervorzuheben. Letztere Art wird mit den Multimaschen-Kiemennetzen (bis Maschenweite 55 mm) allerdings nicht ausreichend erfasst.

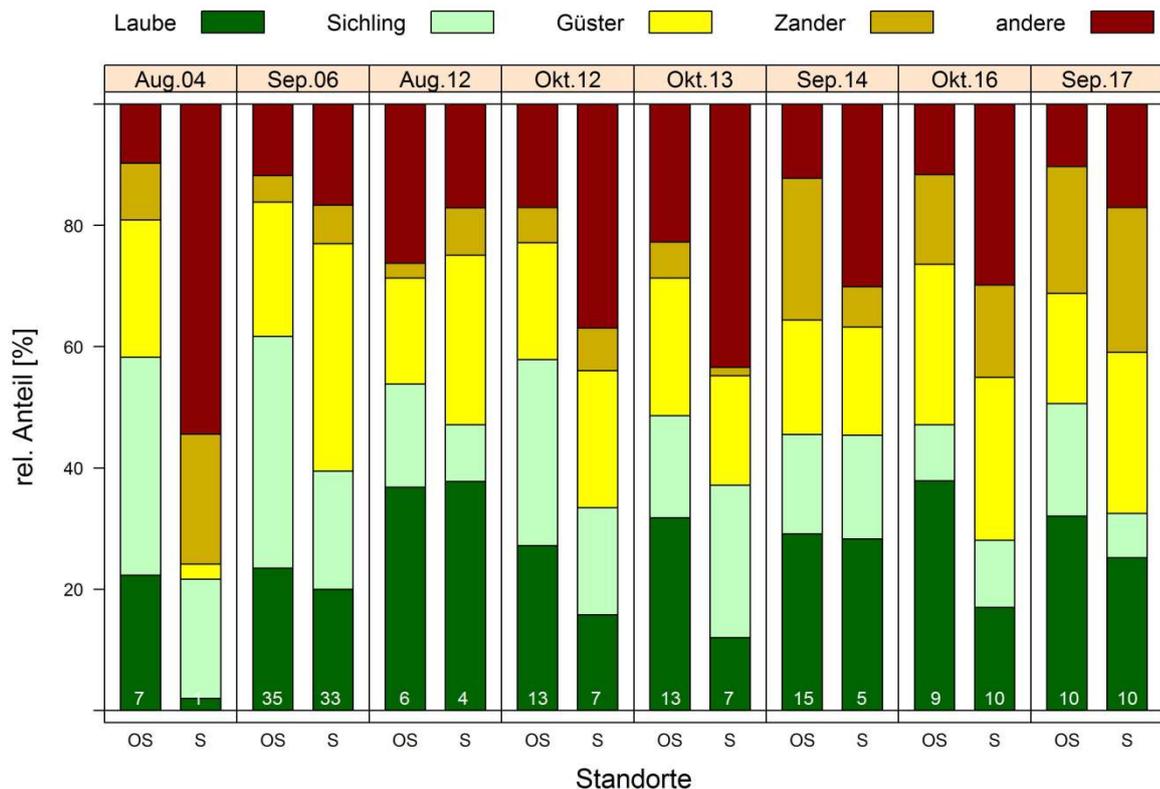


Abbildung 3. Relative Anteile am BPUE (kg je Netz, standardisiert auf gleiche Expositionszeiten) in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2017. (Erläuterungen siehe Abbildung 2)

Die absoluten Fangzahlen (als CPUE) sind für den Gesamtfang und die wichtigsten Arten nachfolgend in Abbildung 5 bis Abbildung 14 dargestellt. Die Variabilität der Einzelfänge je Termin wird durch die Box-Whisker-Plots veranschaulicht. Dabei stehen zwei Fragen im Vordergrund:

- 1) Sind für einzelne Arten über die Zeitreihe hinweg räumliche **Verteilungsmuster** erkennbar bzw. sind die CPUE im offenen See (inkl. Übergangsbereich zum Schilfgürtel) und entlang des Schilfgürtelrandes signifikant unterschiedlich?
- 2) Gibt es signifikante zeitliche **Trends** (Zunahme oder Abnahme der CPUE oder der relativen Anteile) zwischen 2004 und 2017?

Die Frage der Verteilungsmuster wird anhand eines *linear mixed-effects model* geprüft, in dem der Bereich (OS *versus* S) als zu prüfender *fixed effect*, der Befischungstermin (d.h. die

Kombination von Jahr und Monat) als *random effect* definiert ist. Die Datenmatrix ist hierarchisch strukturiert (Bereich *nested* in Jahr/Monat), um unterschiedliche räumliche Verteilungen in den verschiedenen Jahren zu berücksichtigen. Nähere methodische Erläuterungen siehe Kap. 2.2.

Die Abbildungen veranschaulichen zunächst tendenziell höhere Fangzahlen in den wärmeren Monaten (August 2004 und v.a. August 2012) gegenüber den Vergleichszahlen vom Herbst. Dieser Unterschied ist durch die höhere Aktivität der Fische bei höheren Wassertemperaturen erklärbar, wird hier aber nicht weiter verfolgt und statistisch geprüft.

Die grafische Überprüfung von **Verteilungsmustern** lässt für einzelne Aufnahmen einen deutlichen Unterschied in den Fangzahlen zwischen offenem See und Schilfrand erkennen (z.B. Gesamtfang 2014 bis 2016). Dieser Unterschied ist allerdings nicht immer durchgehend nach dem gleichen Muster gegeben. Statistisch signifikant ist er lediglich für den Sichling (höhere Dichten im offenen See) sowie die Güster, das Rotauge, die Rotfeder und den Giebel (höhere Dichten am Schilfrand, Tabelle 6). Für die übrigen Arten wie auch den Gesamtfang ist kein durchgehend signifikanter Unterschied zwischen den beiden Habitaten gegeben. (Es ist anzunehmen, dass dies zumindest teilweise am geringen Stichprobenumfang bzw. den geringen Fangzahlen liegt, die keine statistische Absicherung erlauben.)

Tabelle 6. Signifikante Unterschiede zwischen dem CPUE/BPUE im offenem See OS (inkl. Übergangsbereich OS-S) und dem Schilfrand S im Gesamtfang und für die häufigsten Arten (*linear mixed effects model*).

Art	Signifikanzniveau <i>p</i>		Vorkommensschwerpunkt
	CPUE	BPUE	
<i>Laube</i>	0,667 n.s.	0,837 n.s.	–
<i>Sichling</i>	0,042 *	0,199 n.s.	... im offenen See
<i>Güster</i>	0,011 *	0,014 *	... am Schilfrand
<i>Brachse</i>	0,144 n.s.	0,242 n.s.	–
<i>Rotauge</i>	0,030 **	0,006 **	... am Schilfrand
<i>Rotfeder</i>	0,003 *	0,007 *	... am Schilfrand
<i>Giebel</i>	0,017 *	0,129 n.s.	... am Schilfrand
<i>Kaulbarsch</i>	0,460 n.s.	0,334 n.s.	–
<i>Zander</i>	0,119 n.s.	0,117 n.s.	–
<i>Gesamt</i>	0,343 n.s.	0,485 n.s.	–

Ein zeitlicher (abnehmender) **Trend** scheint auf den ersten Blick für den Sichling gegeben zu sein, worauf bereits in früheren Berichten hingewiesen wurde. Allerdings ist eine statistische Prüfung dieses Trends schwierig, zum einen aufgrund der unterschiedlich großen Stichprobenumfänge pro Jahr, zum anderen aufgrund der zeitlichen Lücken in der Zeitreihe. Eine

Trendanalyse ist daher nicht sinnvoll. Stattdessen wurde für einen eingeschränkten Datensatz (nur Herbstaufnahmen, nur offener See) ein Kruskal-Wallis-Test zum Vergleich der Fangzahlen der verschiedenen Jahre durchgeführt. Tabelle 7 fasst die Fangzahlen zusammen, Tabelle 8 veranschaulicht deren signifikanten Unterschiede im *post-hoc*-Wilcoxon-Rangsummentest. Die Daten belegen den oben angesprochenen Trend abnehmender Dichten des Sichlings, allerdings nur bis zum Jahr 2016. 2017 wurden wieder signifikant mehr Sichlinge in den Netzen gefangen als in den Jahren 2013 und 2014. Unter Berücksichtigung der unsicheren Datenlage kann die These eines Rückgangs des Sichlings im Freiwasser des Neusiedler Sees angesichts der zugenommenen Dichten im Jahr 2017 nicht bestätigt werden.

Tabelle 7. (Standardisierte) Fangzahlen des Sichlings im offenen See bei den Herbstbefischungen mittels Multimaschen-Kiemennetz in den Jahren 2006, 2012–2014 und 2016–2017. MW = arithmetischer Mittelwert, SD = Standardabweichung, IQR = Interquartilrange.

Jahr	Anzahl	MW	SD	Median	IQR
2006	35	13,9	8,1	14,5	14,0
2012	13	8,5	3,6	8,5	4,0
2013	13	3,4	2,1	3,3	1,8
2014	15	3,9	2,8	4,1	4,4
2016	9	3,1	2,6	2,4	3,2
2017	10	9,0	5,0	9,2	6,4

Tabelle 8. Signifikanzniveaus im Wilcoxon-Rangsummentest beim Vergleich der Fangzahlen des Sichlings im offenem See OS (inkl. Übergangsbereich OS-S) in verschiedenen Jahren.

	2006	2012	2013	2014	2016
2012	0,075	–	–	–	–
2013	<0,001 ***	0,003 **	–	–	–
2014	<0,001 ***	0,005 **	0,818	–	–
2016	0,001 ***	0,006 **	0,641	0,641	–
2017	0,241	0,641	0,006 **	0,004 **	0,006 **

Auch für andere Arten ist anhand der grafischen Zeitreihen (Abbildung 5 bis Abbildung 14) kein zeitlicher Trend erkennbar, allerdings mehr oder weniger deutliche Abweichungen in einzelnen Jahren (z.B. erhöhte Dichten von Brachse (Abbildung 8) und Zander (Abbildung 14) im August 2012; zwischenzeitlicher Anstieg der Dichten des Rotauges 2012–2014).

Die statistische Analyse ist angesichts der Vielzahl möglicher Einflussfaktoren, der geringen Stichprobenanzahl (sieben Jahre mit acht Aufnahmen) und der hohen Variabilität innerhalb der Aufnahmen mit Unsicherheiten verbunden bzw. nur unter Beschränkung auf wenige

Schlüsselparameter möglich. In einer Korrelationsanalyse von Fischdichten, Wasserstand und Aufnahmedatum wurden folgende Variablen verwendet:

Fischdichten ... mittlere Dichten der häufigsten Arten sowie des Gesamtfangs (als standardisierter CPUE in den Multimaschen-Kiemennetzen). Variablen: *sum* = Gesamtfang, *Bra* = Brachsen, *Fb* = Flussbarsch, *Gie* = Giebel, *Gue* = Güster, *Kb* = Kaulbarsch, *Lau* = Laube, *Ra* = Rotaue, *Rf* = Rotfeder, *Si* = Sichling, *Za* = Zander

Wasserstand ... zum Zeitpunkt der Aufnahme (*P_D*), im Mittel des aktuellen Jahres (*P_J*) und im Mittel des Vorjahres (*P_VJ*). Der Wasserstand variierte bei den Befischungen zwischen 115,3 m ü.A. im August 2004 und 115,83 im September 2014. Die Bandbreite der Jahresmittelwerte variierte zwischen 115,26 m ü.A. (2004) und 115,74 m ü.A. (2014)

Aufnahmedatum ... julianische Zahlen (18.08. = 230 bis 17.10. = 290; Variable *Jul*)

Das Korrelationsdiagramm zeigt den Pearson-Korrelationskoeffizient, wobei nur signifikante Korrelationen ($p < 0,05$) sichtbar sind. Positive Korrelationskoeffizienten sind blau, negativ rot dargestellt. Die Werte der Korrelationskoeffizienten sind in Tabelle 9 im Detail angegeben.

Hervorzuheben sind vor allem zwei Befunde:

- die Korrelation der Fangzahlen mehrerer Arten mit dem **Aufnahmedatum**, was einen Kausalzusammenhang zwischen Wassertemperatur (niedrigere Werte des julianischen Datums) und Fängigkeit nahelegt. Auch die Korrelationen der Fangzahlen verschiedener Arten kann in diesem Sinne interpretiert werden.
- die positive Korrelation zwischen dem **Wasserstand** und den Fangzahlen des Rotauges bzw. die negative Korrelation zwischen dem Wasserstand und den Fangzahlen von Sichling, Kaulbarsch und Giebel. Erstere kann durchaus auf einen Kausalzusammenhang hindeuten (höherer Wasserstand – besseres Aufkommen der ans Schilf gebundenen Art). Zweiteres erscheint weniger schlüssig, wobei beim Sichling ohnehin zu berücksichtigen ist, dass die Unterschiede zwischen den Kampagnen auch mit einem zeitlichen Trend zusammenhängen könnten (auch wenn sich dieser nicht statistisch signifikant erwies; siehe oben). Für den Giebel ist denkbar, dass die Art bei Trockenfallen weiter Bereiche des Schilfgürtels zunehmend an den Schilfrand Richtung offenen See gedrängt wird und dadurch bei niedrigem Wasserstand in höheren Dichten gefangen wird – ein Argument, das sich aber auch für das Rotaue ins Treffen führen ließe. Der Befund bleibt somit insgesamt unsicher. Die schwankenden Fangzahlen lassen sich nicht gesichert mit den wechselnden Wasserständen in Zusammenhang bringen.

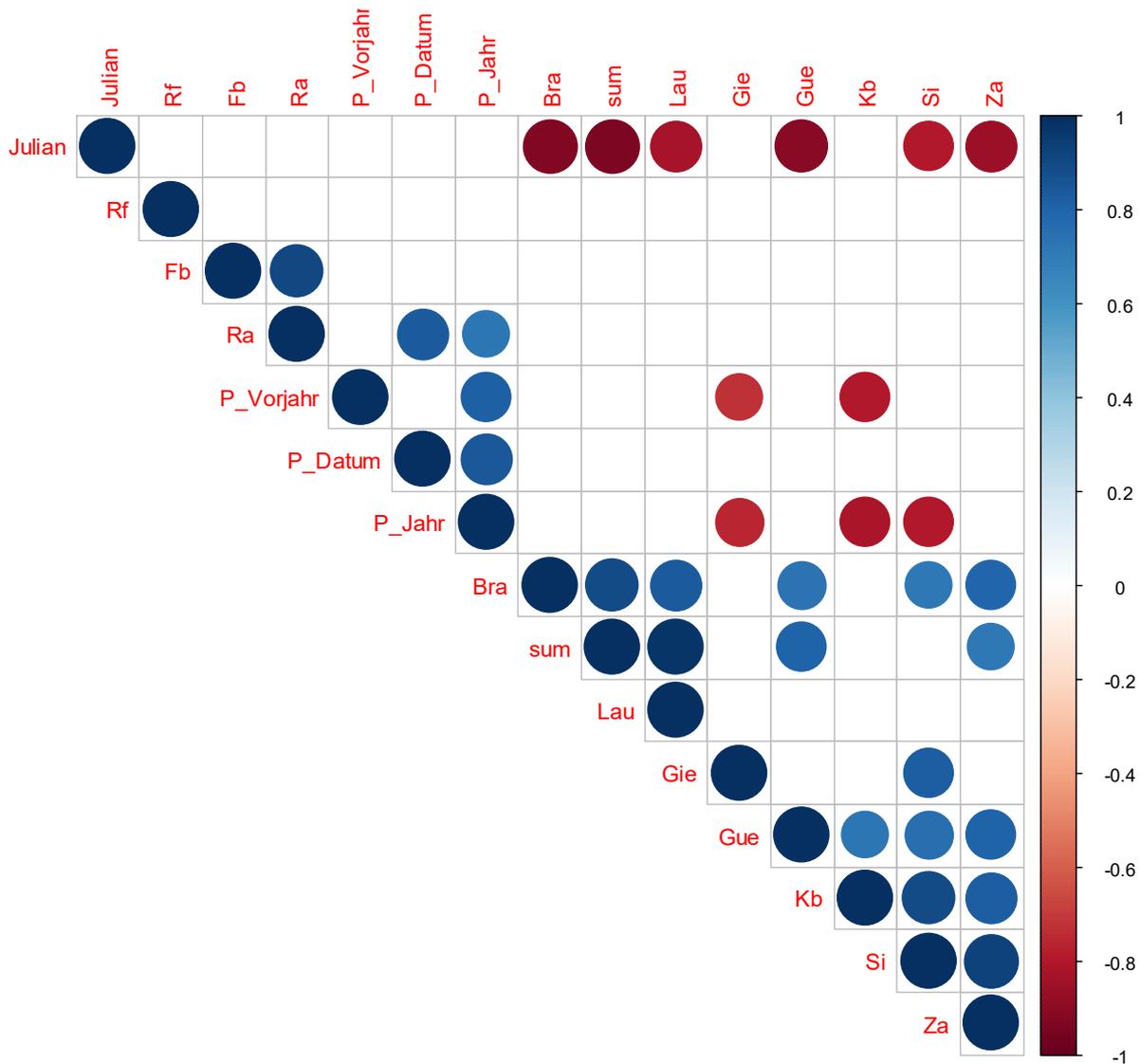


Abbildung 4. Grafische Darstellung der Pearson-Korrelationskoeffizienten zwischen den Fangzahlen der häufigsten Fischarten 2004–2017, dem Wasserstand und dem Aufnahmedatum. Nur signifikante Korrelationen sind dargestellt. Abkürzungen: Julian = julianisches Datum, Rf = Rotfeder, Fb = Flussbarsch, Ra = Rotaugen, P_Vorjahr = Wasserstand im Mittel des Vorjahres, P_Datum = Wasserstand zum Zeitpunkt der Aufnahme, P_Jahr = Wasserstand im Mittel des aktuellen Jahres, Bra = Brachsen, sum = Gesamtfang, Lau = Laube, Gie = Giebel, Gue = Güster, Kb = Kaulbarsch, Si = Sichel, Za = Zander.

Tabelle 9. Pearson-Korrelationskoeffizienten zwischen den Fangzahlen der häufigsten Fischarten 2004–2017, dem Wasserstand und dem Aufnahmedatum. Erläuterungen der Variablen im Text. Signifikante Korrelationen sind fett gedruckt und farbig hervorgehoben. Abkürzungen: P_D = Wasserstand zum Zeitpunkt der Aufnahme, P_J = Wasserstand im Mittel des aktuellen Jahres, P_VJ = Wasserstand im Mittel des Vorjahres, Jul = julianisches Datum, sum = Gesamtfang, Bra = Brachsen, Fb = Flussbarsch, Gie = Giebel, Gue = Güster, Kb = Kaulbarsch, Lau = Laube, Ra = Rotaugen, Rf = Rotfeder, Si = Sichel, Za = Zander.

	P_D	P_J	P_VJ	Jul	sum	Bra	Fb	Gie	Gue	Kb	Lau	Ra	Rf	Si
P_J	0,85													
P_VJ	0,52	0,81												
Jul	0,33	0,48	0,35											
sum	-0,10	-0,17	-0,04	-0,93										
Bra	-0,35	-0,36	-0,17	-0,93	0,90									
Fb	0,62	0,60	0,44	0,57	-0,46	-0,52								
Gie	-0,38	-0,75	-0,72	-0,48	0,22	0,32	-0,08							
Gue	-0,48	-0,65	-0,52	-0,91	0,81	0,74	-0,68	0,54						
Kb	-0,52	-0,82	-0,79	-0,66	0,42	0,55	-0,71	0,70	0,72					
Lau	0,03	0,04	0,15	-0,83	0,97	0,83	-0,41	-0,02	0,68	0,23				
Ra	0,83	0,72	0,55	0,38	-0,19	-0,40	0,91	-0,14	-0,51	-0,66	-0,12			
Rf	0,35	0,46	0,45	0,02	0,12	0,17	0,70	-0,01	-0,27	-0,49	0,18	0,63		
Si	-0,52	-0,80	-0,67	-0,80	0,55	0,71	-0,50	0,82	0,75	0,90	0,35	-0,48	-0,17	
Za	-0,42	-0,65	-0,41	-0,85	0,72	0,79	-0,54	0,69	0,80	0,83	0,55	-0,40	-0,13	0,92

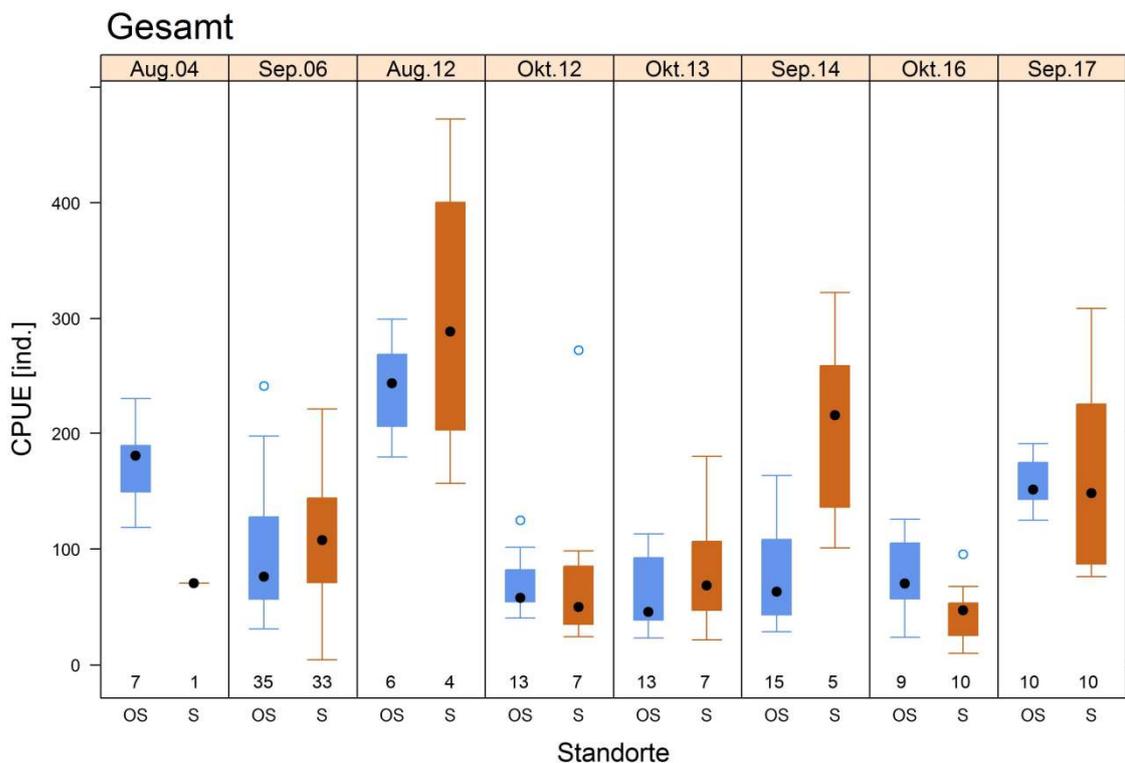


Abbildung 5. Gesamt-CPUE (Individuen je Netz, standardisiert auf gleiche Expositionszeiten) in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2017. Standorte im offenen See OS und im Übergangsbereich zwischen offenem See und Schilfgürtel S wurden zusammengefasst. Die Zahlen über den Bereichen geben die Anzahl der exponierten Netze an.

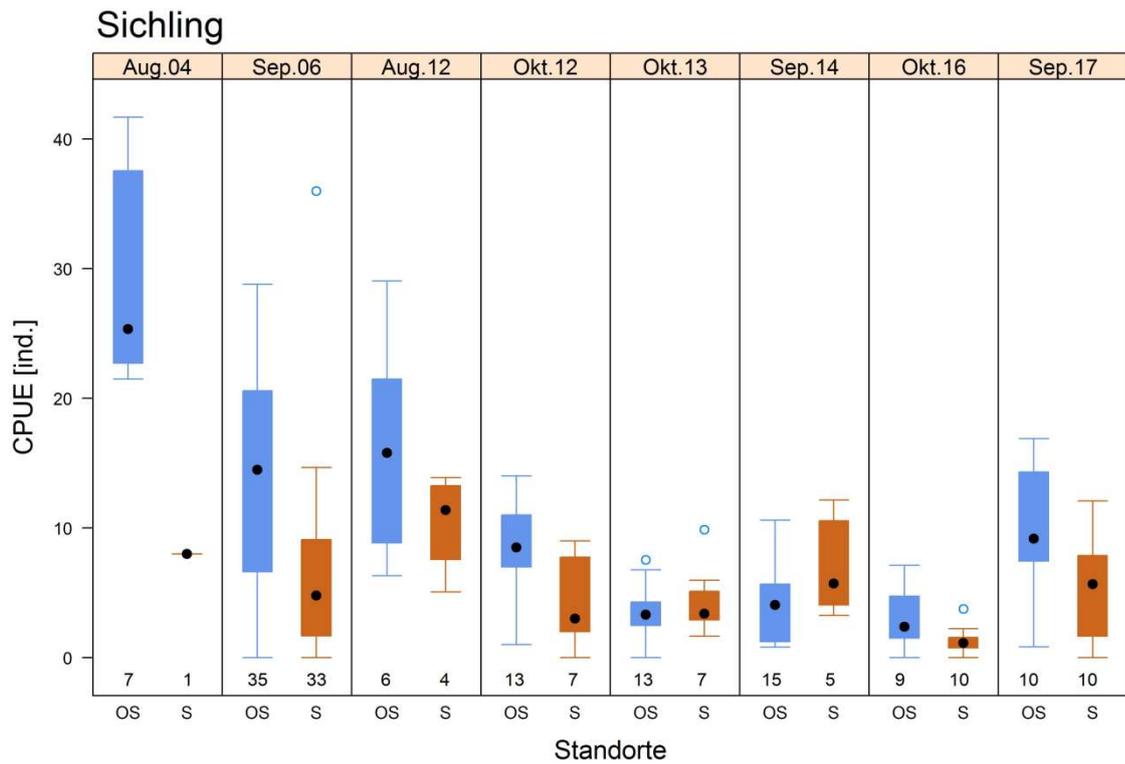


Abbildung 6. CPUE des Sichlings in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2017 (Erläuterungen siehe Abbildung 5).

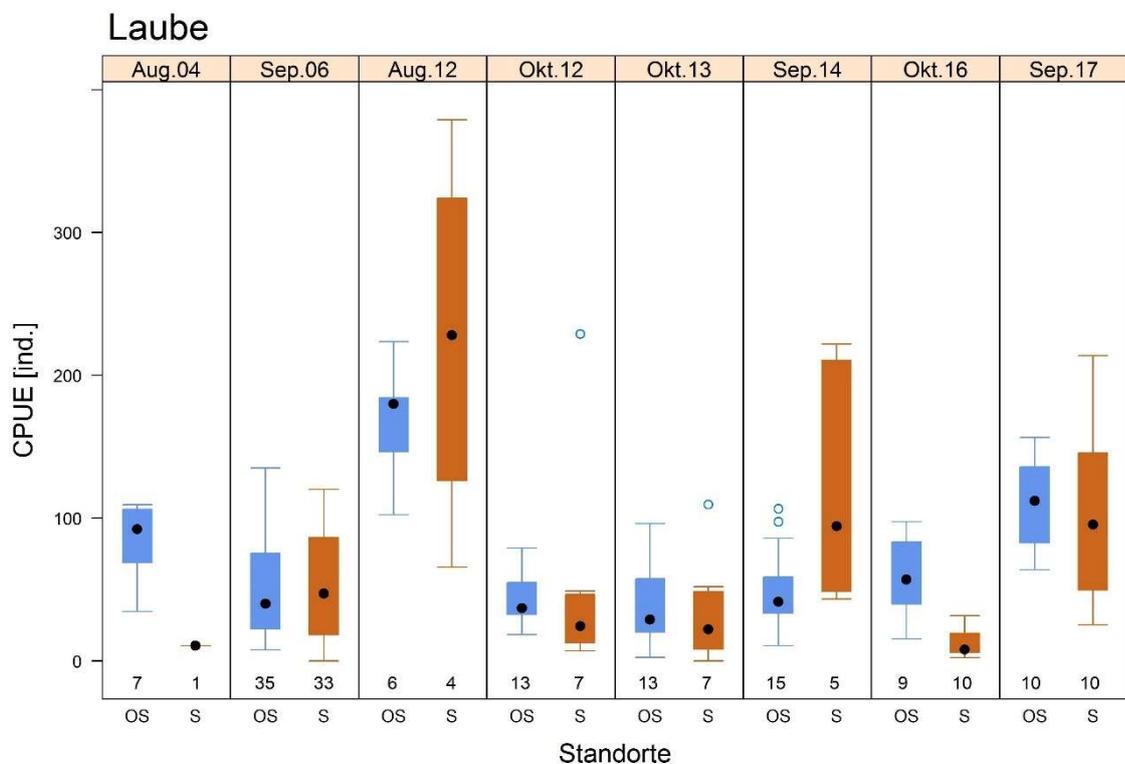


Abbildung 7. CPUE der Laube in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2017 (Erläuterungen siehe Abbildung 5).

Brachsen

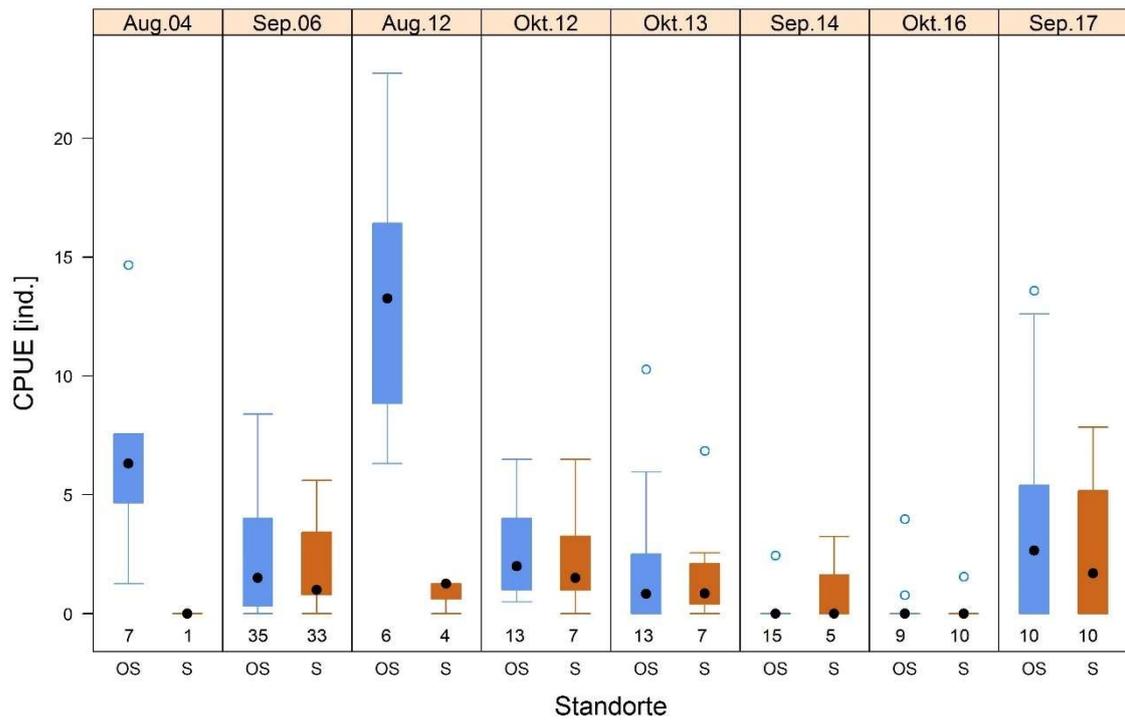


Abbildung 8. CPUE des Brachsen in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2017 (Erläuterungen siehe Abbildung 5).

Güster

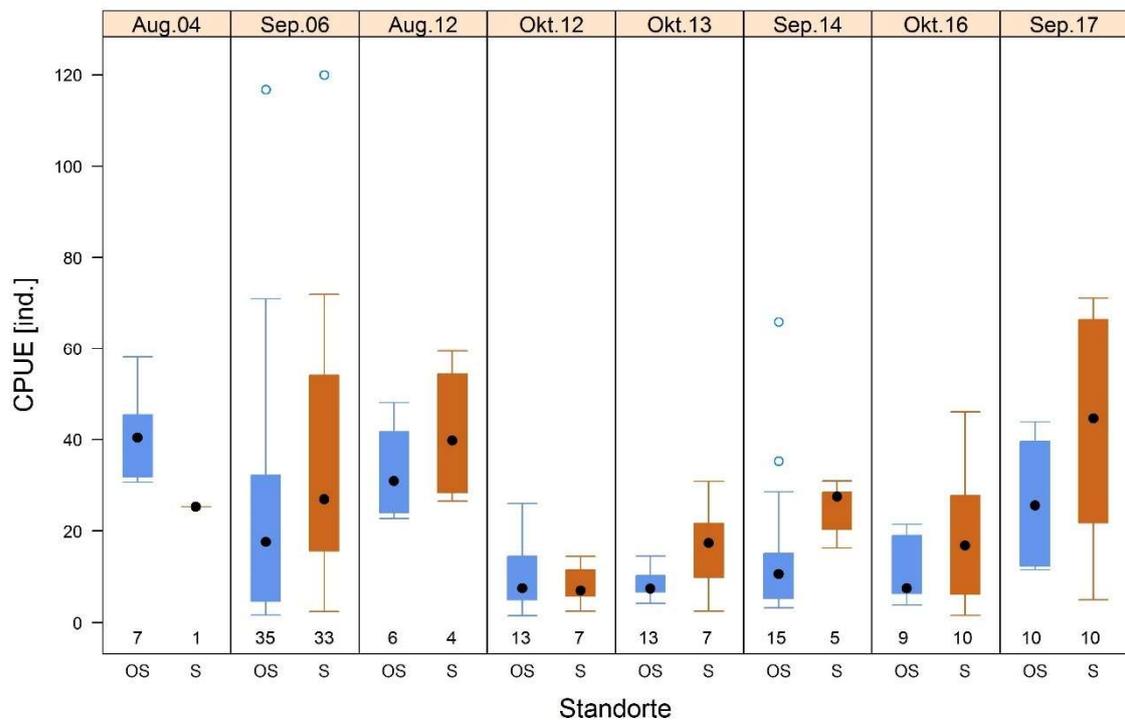


Abbildung 9. CPUE der Güster in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2017 (Erläuterungen siehe Abbildung 5).

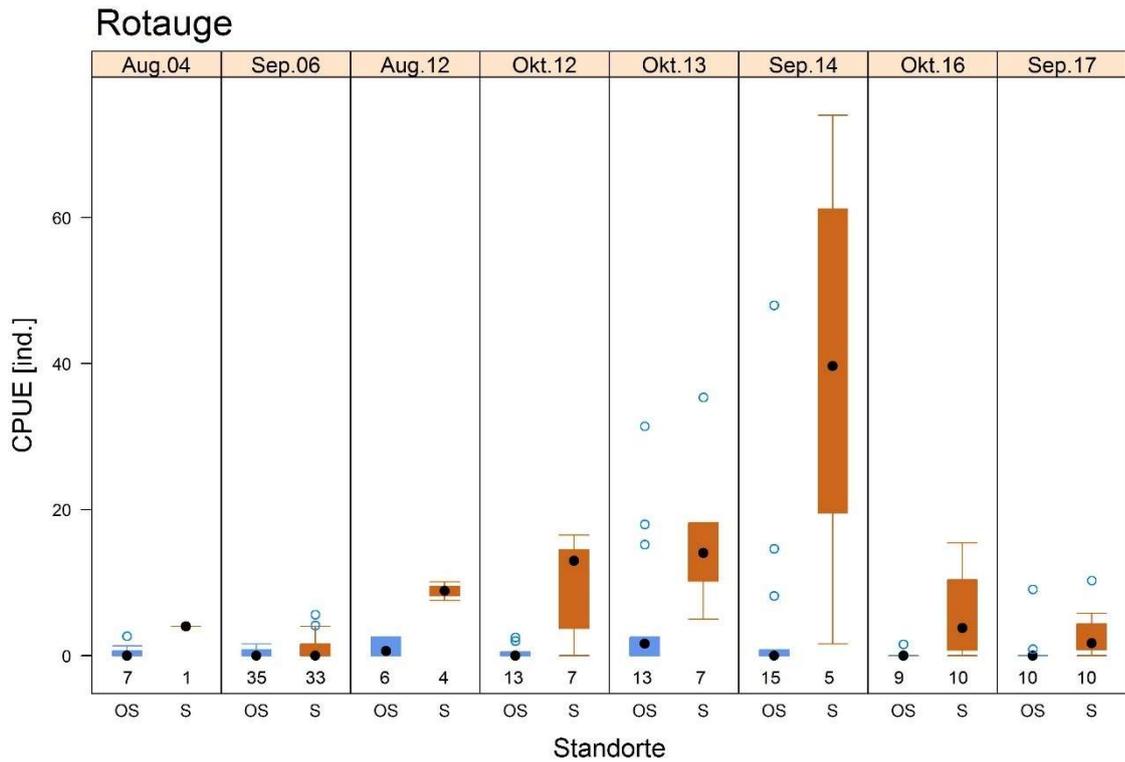


Abbildung 10. CPUE des Rotauges in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2017 (Erläuterungen siehe Abbildung 5).

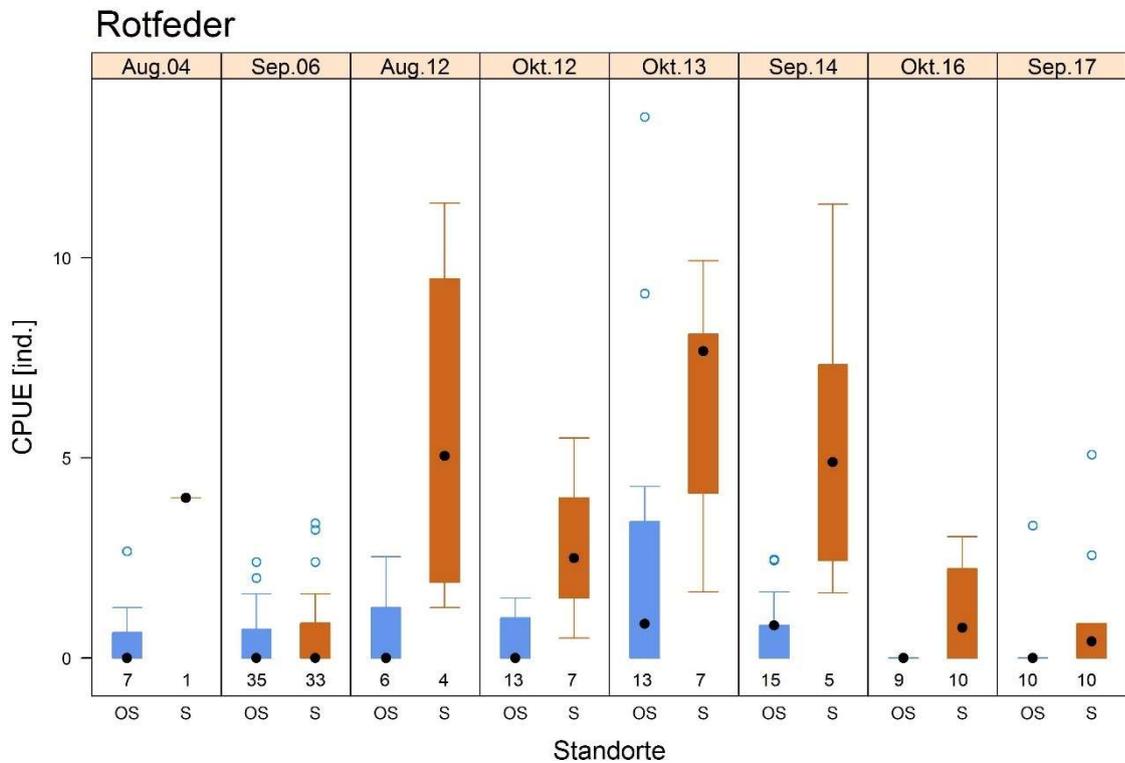


Abbildung 11. CPUE der Rotfeder in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2017 (Erläuterungen siehe Abbildung 5).

Giebel

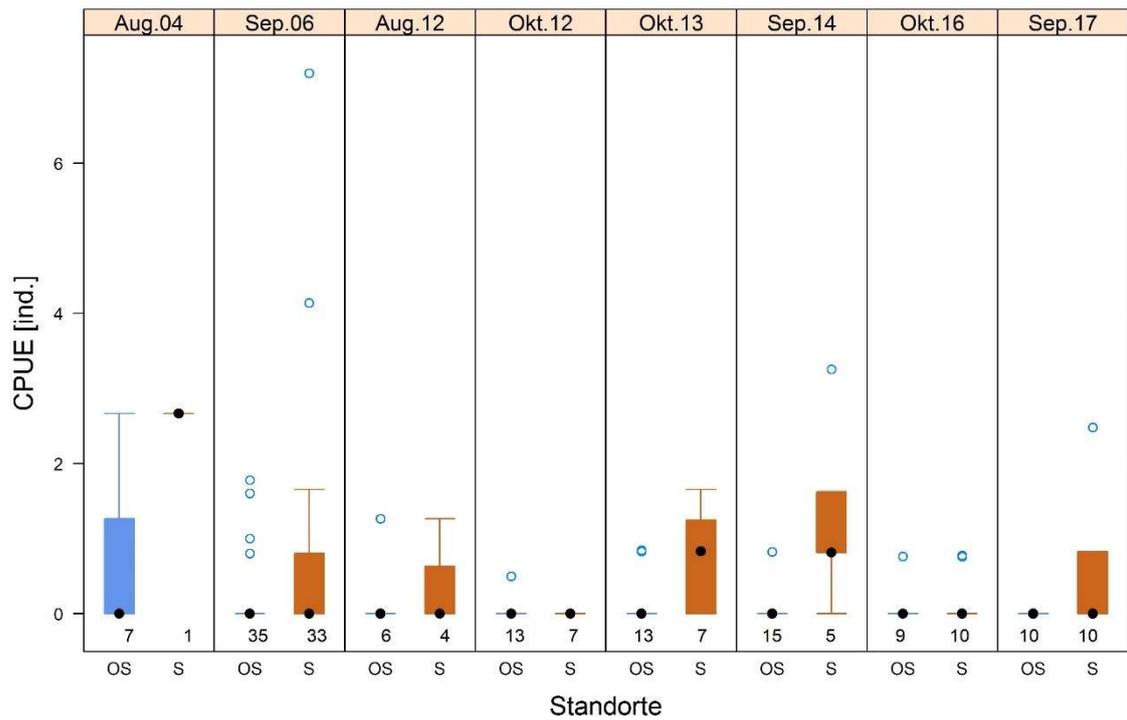


Abbildung 12. CPUE des Giebels in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2017 (Erläuterungen siehe Abbildung 5).

Kaulbarsch

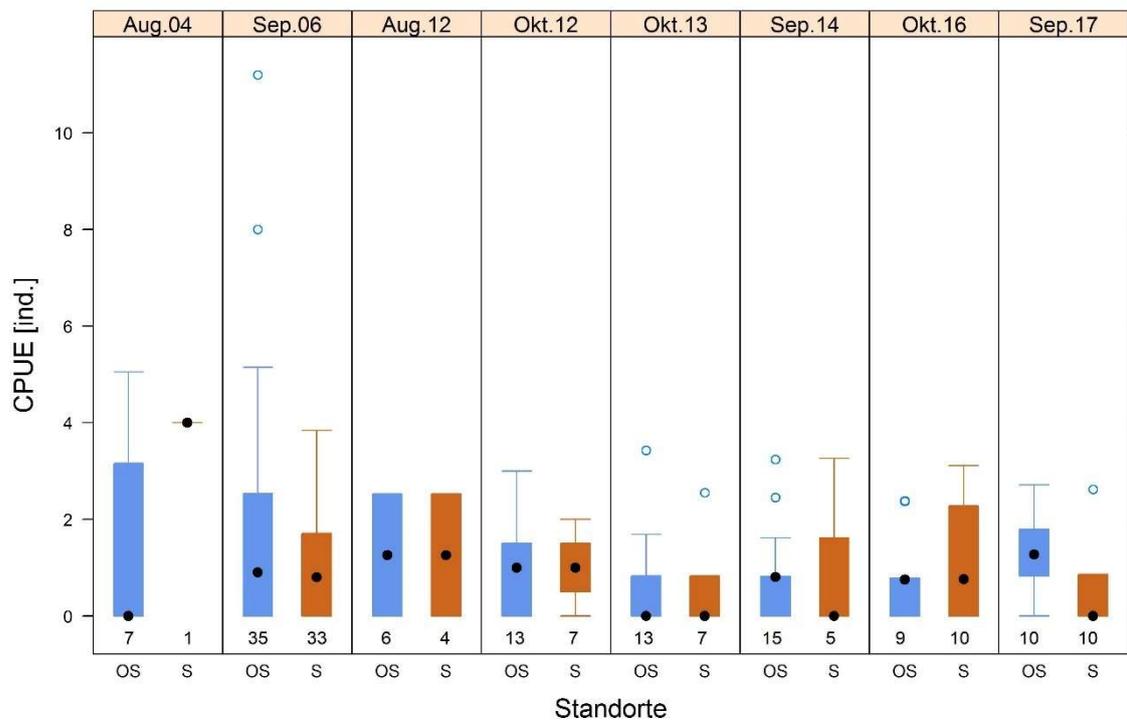


Abbildung 13. CPUE des Kaulbarschs in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2017 (Erläuterungen siehe Abbildung 5).

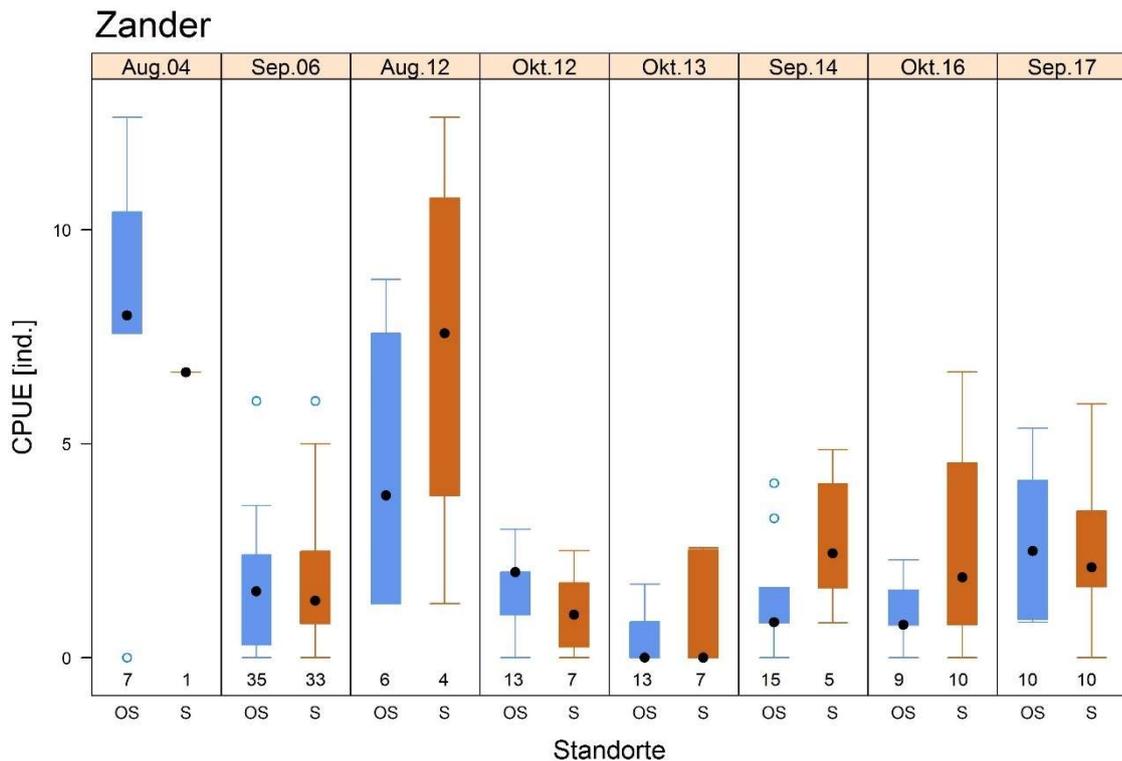


Abbildung 14. CPUE des Zanders in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2017 (Erläuterungen siehe Abbildung 5).

3.2.3 Resümee

Über alle Erhebungen (2004–2017) dominierte hinsichtlich der Individuendichte (als *catch per unit effort* = CPUE) die Laube vor der Güster, dem Sichling und dem Zander. Der Sichling war im offenen See in signifikant höheren Dichten anzutreffen, während Güster, Rotauge, Rotfeder und Giebel am Schilfrand mit höheren Fangzahlen vertreten waren.

Die Dichten des Sichlings nahmen zwischen 2004 und 2016 signifikant ab. Von 2016 auf 2017 stiegen die CPUE-Werte wieder leicht an, d.h. der Abwärtstrend setzte sich im letzten Untersuchungsjahr nicht fort.

3.3 Größenverteilung und Altersanalysen

3.3.1 Längenfrequenzverteilungen

Die Größenverteilung von Fischen kann Aufschluss geben über die Altersstruktur der Populationen und damit über Reproduktion und Wachstum. Ein methodisches Problem ergibt sich jedoch aus der Selektivität der Fangmethoden. Auch unterschiedliche räumliche Verteilungsmuster zu verschiedenen Aufnahmezeitpunkten und die temperaturabhängige Fängigkeit passiver Fangmethoden können die Interpretation erschweren.

Durch Einsatz von Multimaschen-Kiemennetzen nach der ÖNORM EN 14757 können diese methodischen Probleme teilweise umgangen werden. Die geometrische Reihe der Maschen in den Netzen minimiert das Problem der Größenselektivität, zumindest im Bereich der Fängigkeit mit Maschen zwischen 6 und 55 mm.

Die zufällige Verteilung der Netze im offenen See (OS), am Schilfrand (S) und im Übergang dieser beiden Bereiche (OS-S) sowie die Exposition der Netze in verschiedenen Sektoren des Sees (Südteil, Höhe Illmitz, im Jahr 2006 über den gesamten See inkl. Nordteil) verringert den Fehler von Fehlinterpretationen infolge großräumiger Verteilungsunterschiede von Fischen verschiedener Altersklassen.

Schließlich erfolgten die Befischungen mit Multimaschen-Kiemennetzen seit 2004 überwiegend im Herbst (September, Oktober), lediglich 2004 und im Jahr 2012 (auch) im August.

Im Folgenden sind die Längenfrequenzverteilungen der häufigsten Fischarten (Sichling, Laube, Güster, Brachsen, Rotaugen, Rotfeder, Zander, Kaulbarsch) für alle Multimaschen-Kiemennetz-Befischungen zwischen 2004 und 2017 dargestellt, insgesamt 8 Aufnahmen (Abbildung 15 bis Abbildung 22).

Die Verteilungen lassen bereits auf den ersten Blick Unterschiede in der Populationsstruktur einzelner Arten bei den verschiedenen Aufnahmen erkennen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Längen von Fischen der Altersgruppe 0+ (Einsömmrige oder YOY = „young of the year“) bei den Aufnahmen im August (2004, 2012) naturgemäß geringer sind als bei den Herbstaufnahmen (2006, 2012–2017), was geringere Fangzahlen der YOY erwarten lässt, sofern sie mit der kleinsten Masche noch nicht gefangen werden. Umgekehrt könnte man aufgrund der natürlichen Mortalität eine Abnahme der 0+ Dichten im Laufe des ersten Lebensjahres erwarten. Auf Unterschiede in der Verteilung der Sommer- und der Herbstaufnahmen wird daher des Weiteren nicht näher eingegangen.

Beim Sichling (Abbildung 15) fällt das weitgehende oder völlige Fehlen von 0+ Individuen im Oktober 2013 und 2016 auf, während sie bei den ersten beiden Aufnahmen (August 2004 und September 2006) mit einem deutlich höheren Anteil in den Fängen vertreten waren. Die Verteilungen der Jahre 2012 und 2017 sind demgegenüber vergleichsweise eng. Der Befund lässt zunächst offen, ob es sich hier um methodisch bedingte Unterschiede handelt oder ob die unterschiedlichen Verteilungen die tatsächliche Altersstruktur widerspiegeln und damit beispielsweise Rückschlüsse auf den Reproduktionserfolg zu lassen.

Betrachtet man die Längenfrequenzverteilungen des Güster (Abbildung 17), so ist auch hier ein etwas höherer relativer Anteil der YOY in den Jahren 2004 und 2006 und ein enger Größenspektrum im Jahr 2012 zu erkennen. Im Unterschied zum Sichling war der Anteil der YOY in den Jahren 2013 und 2016 aber relativ hoch. Auch beim Brachsen deuten die Verteilungen der Jahre 2004 und 2006 auf eine gute, jene des Jahres 2012 aber auch eine schwächere Reproduktion hin.

Die Längenfrequenzverteilungen von Sichling, Güster und Brachsen lassen also über die Jahre hinweg teilweise ähnliche Muster erkennen. Es ist zu vermuten, dass die gleichen äußeren Umweltfaktoren (z.B. Temperaturentwicklung im Frühjahr) den Reproduktionserfolg der drei Arten beeinflussten. Diese Hypothese kann jedoch aufgrund der Komplexität der Wirkung der verschiedenen Umwelteinflüsse auf Reproduktion und Wachstum nicht gesichert überprüft werden. Auch der Vergleich der Populationsstruktur der weiteren Arten ist hier nicht zielführend. Aufgrund geringerer Fangzahlen und damit einer teils sehr lückigen Größenverteilung erscheinen eingehende Analysen der Populationsstruktur für die anderen Arten nicht sinnvoll. Bei der Laube ist das Größenspektrum zu schmal, um daraus Rückschlüsse auf die Reproduktion ziehen zu können. Beim Zander ist zumindest auf eine in allen Jahren gute Reproduktion hinzuweisen. Ob der höhere Anteil größerer Exemplare im Jahr 2017 methodisch bedingt ist oder einen tatsächlichen Unterschied in der Altersstruktur anzeigt, kann nicht mit Sicherheit gesagt werden.

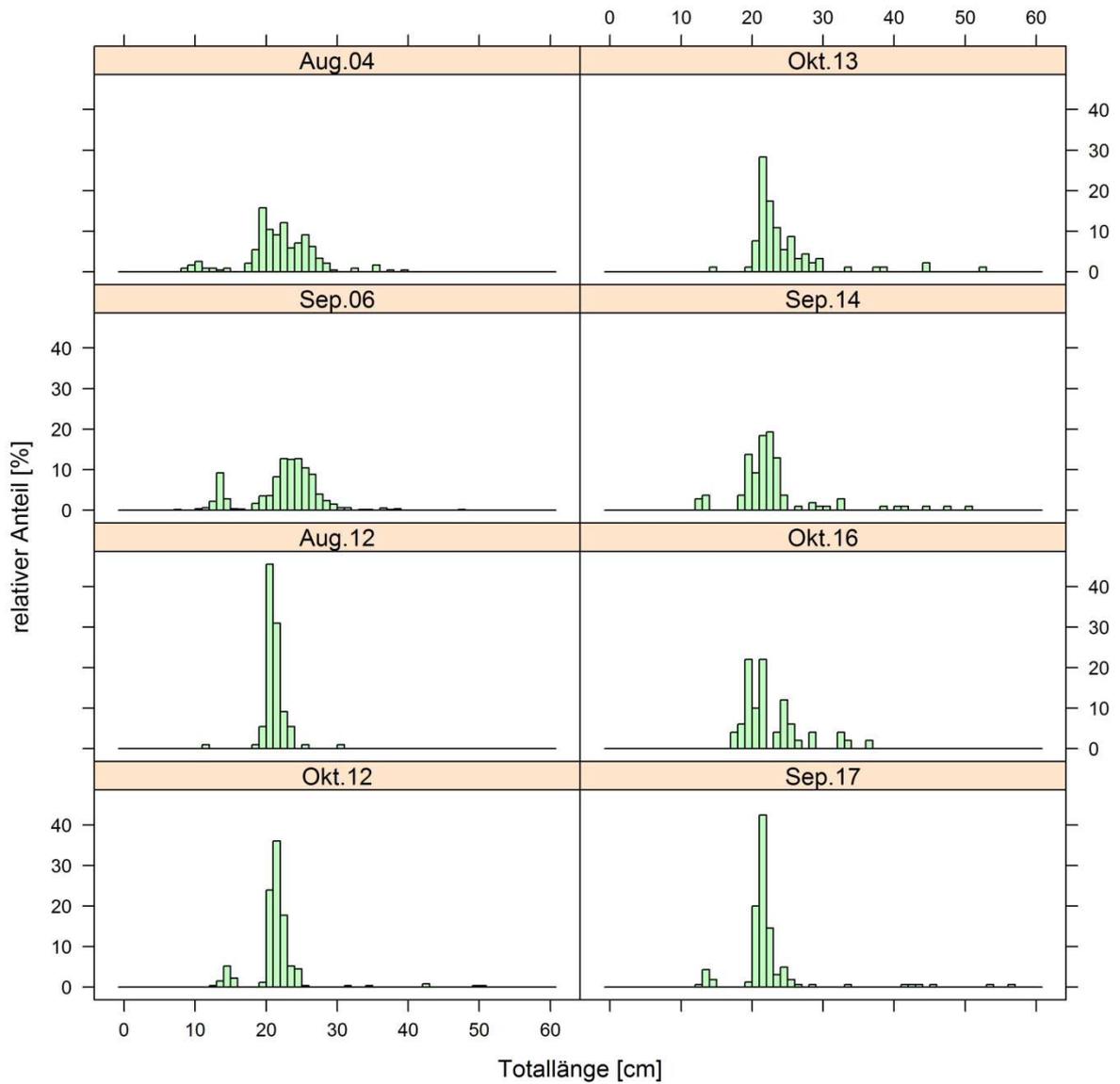


Abbildung 15. Längenfrequenzverteilung des Sichlings in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004 bis 2017.

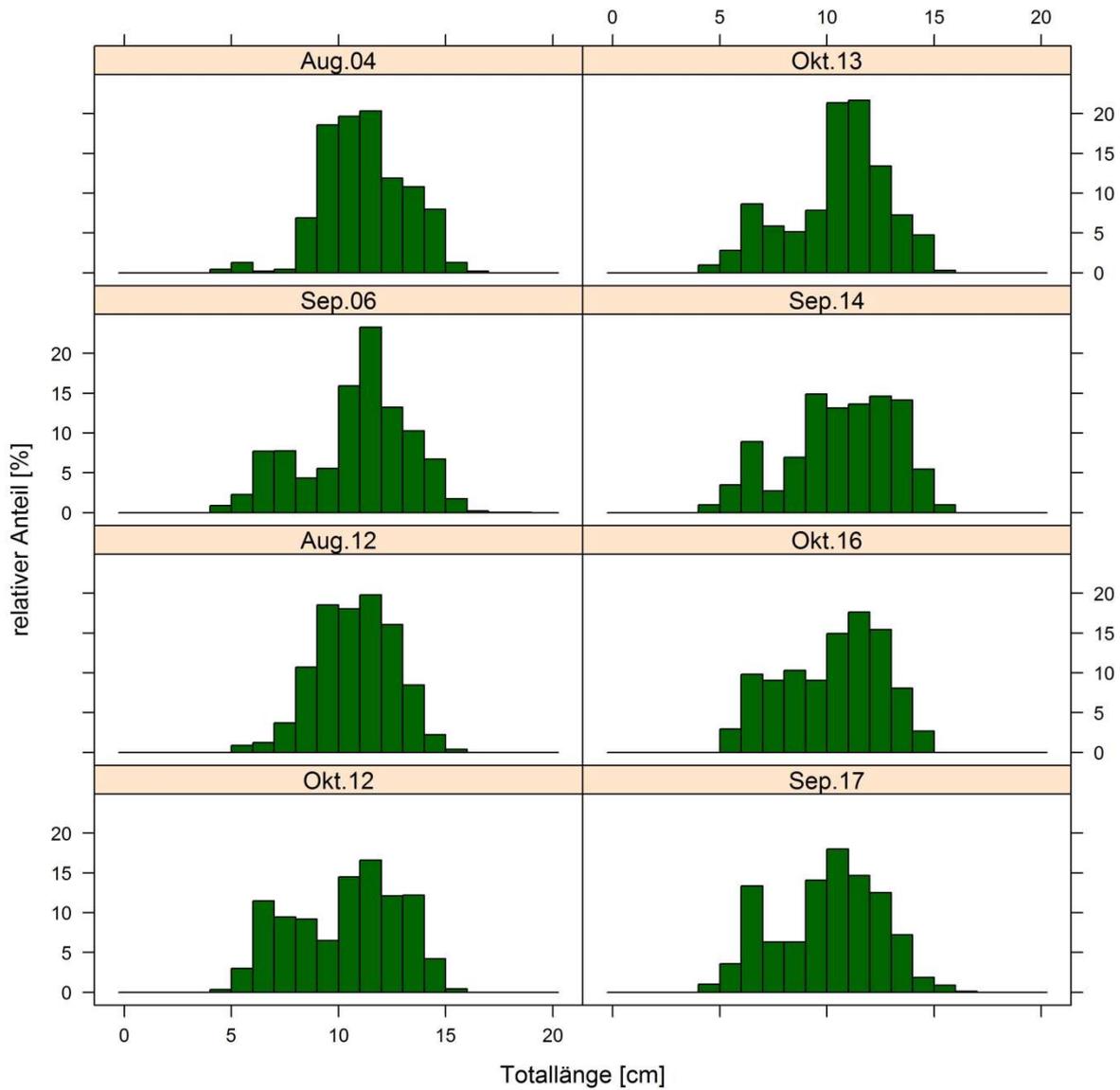


Abbildung 16. Längenfrequenzverteilung der Laube in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004 bis 2017.

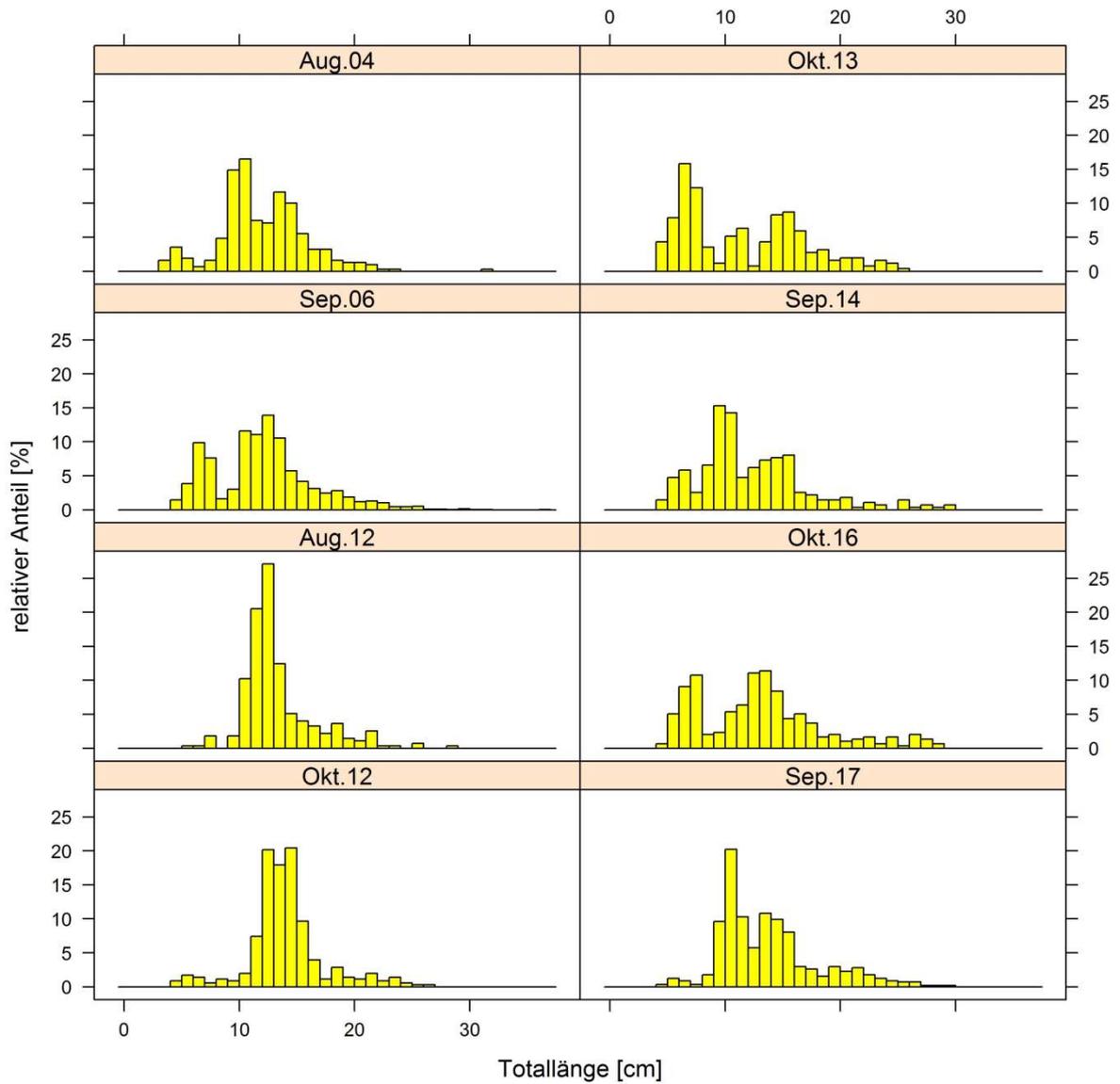


Abbildung 17. Längenfrequenzverteilung der Güster in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004 bis 2017.

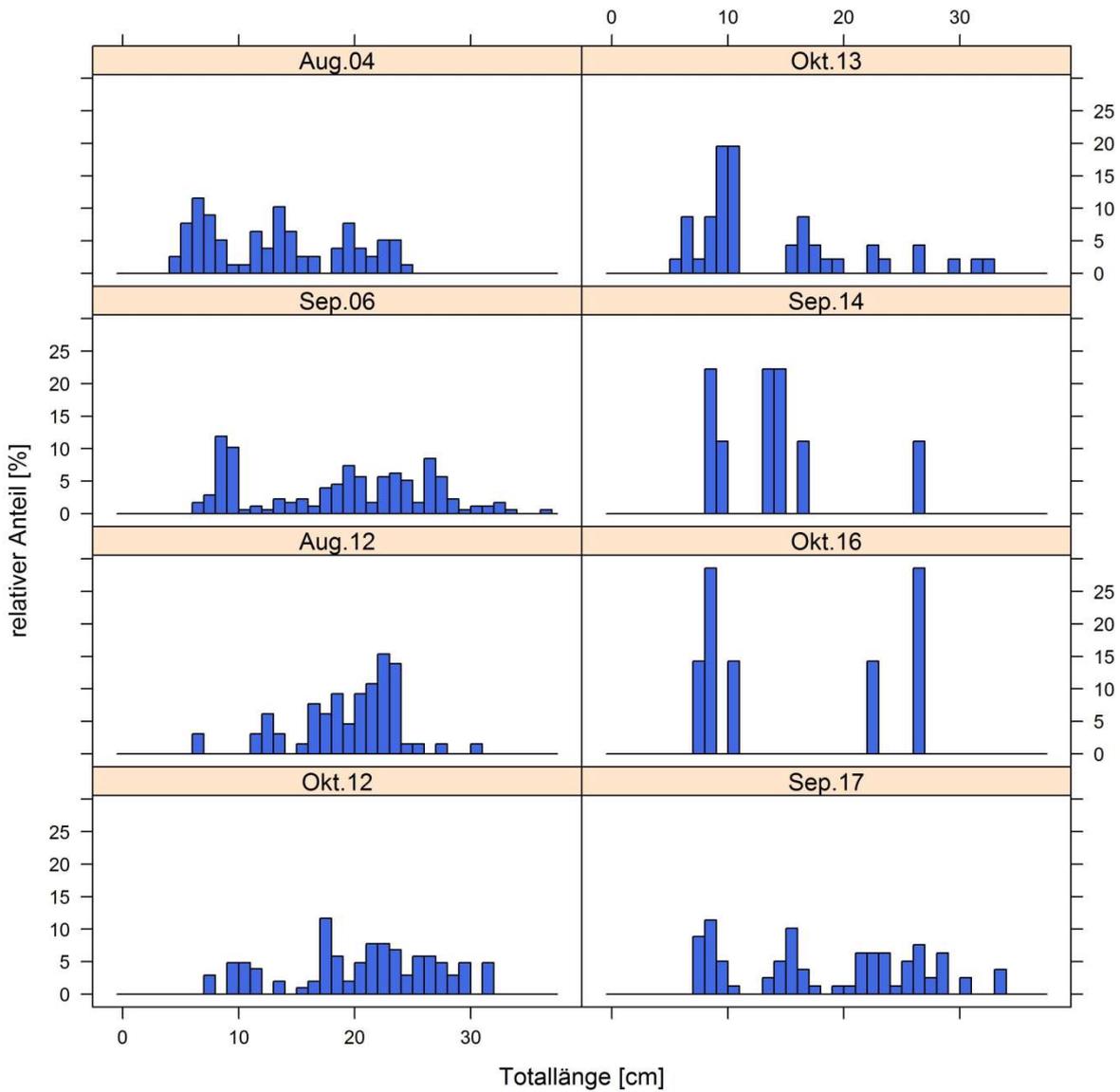


Abbildung 18. Längenfrequenzverteilung des Brachsen in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004 bis 2017.

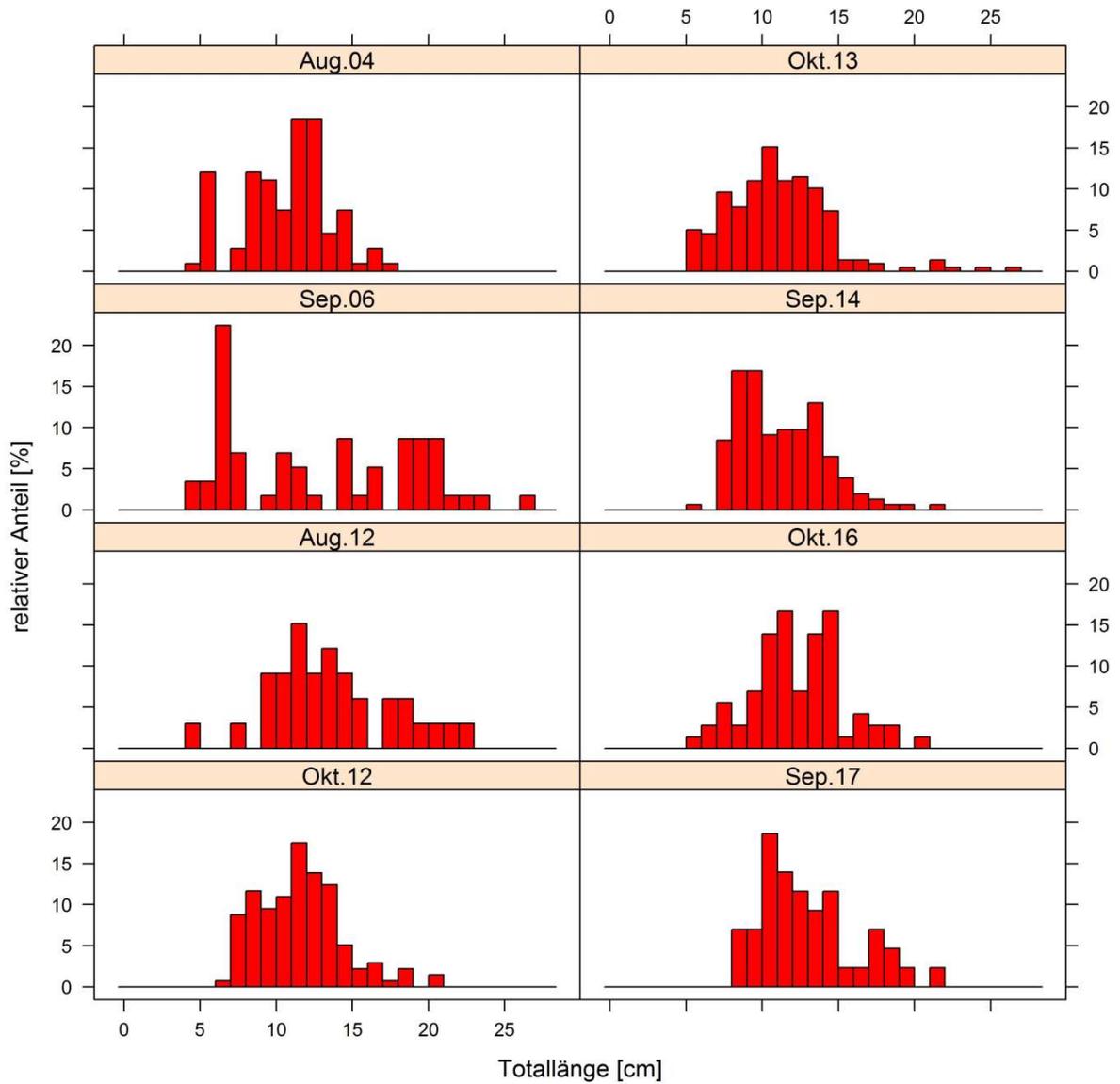


Abbildung 19. Längenfrequenzverteilung des Rotauges in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004 bis 2017.

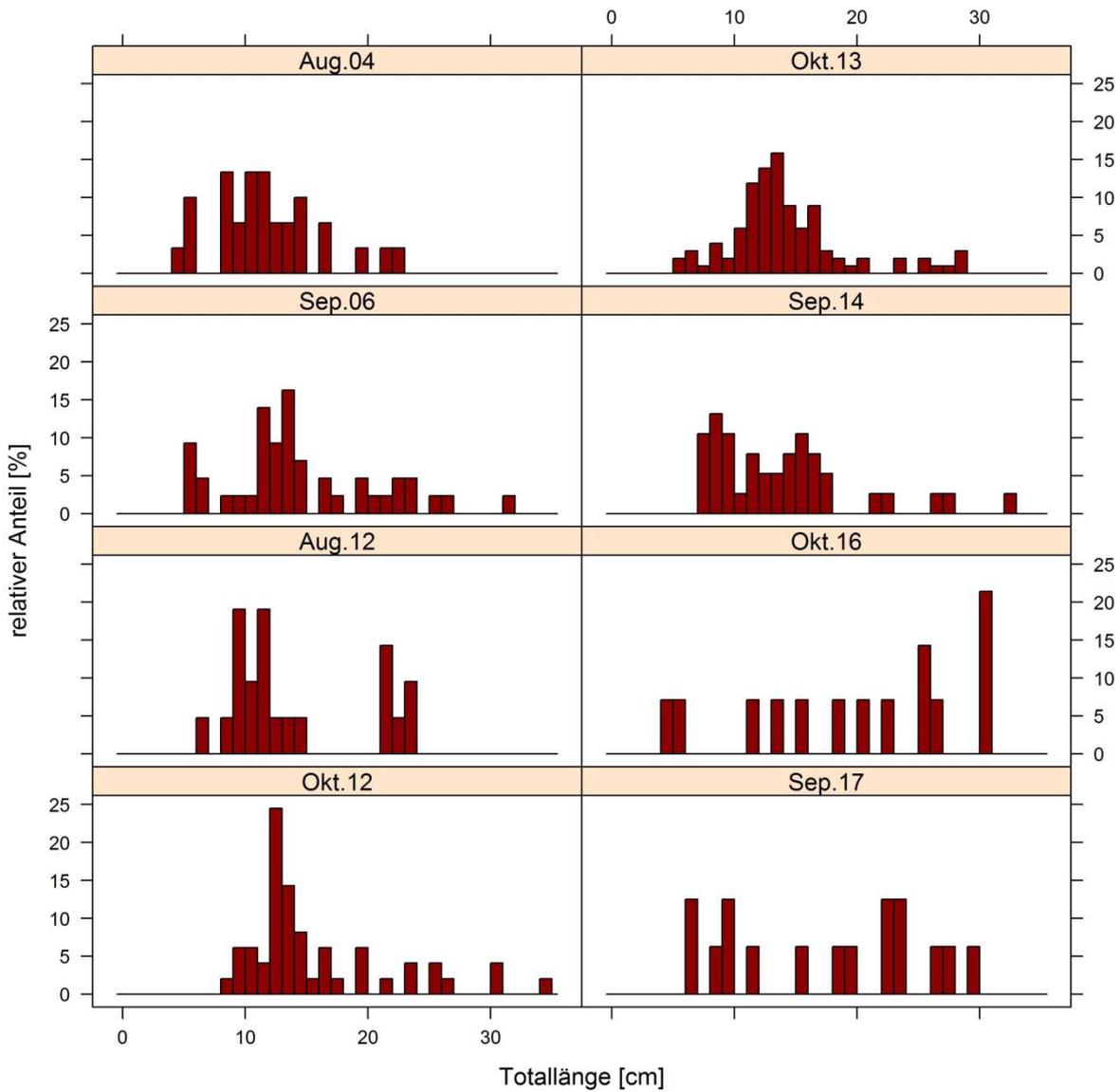


Abbildung 20. Längenfrequenzverteilung der Rotfeder in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004 bis 2017.

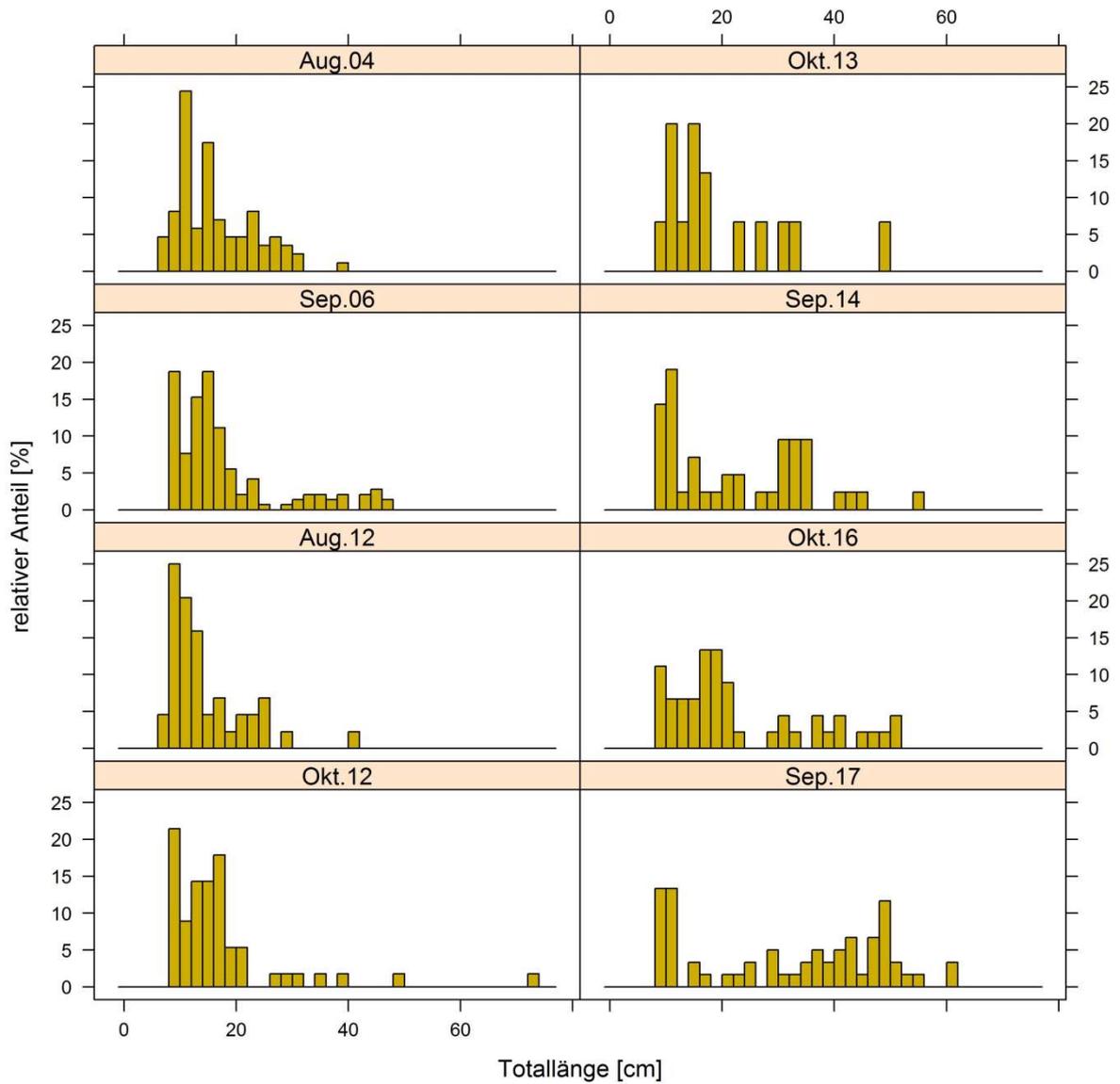


Abbildung 21. Längenfrequenzverteilung des Zanders in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004 bis 2017.

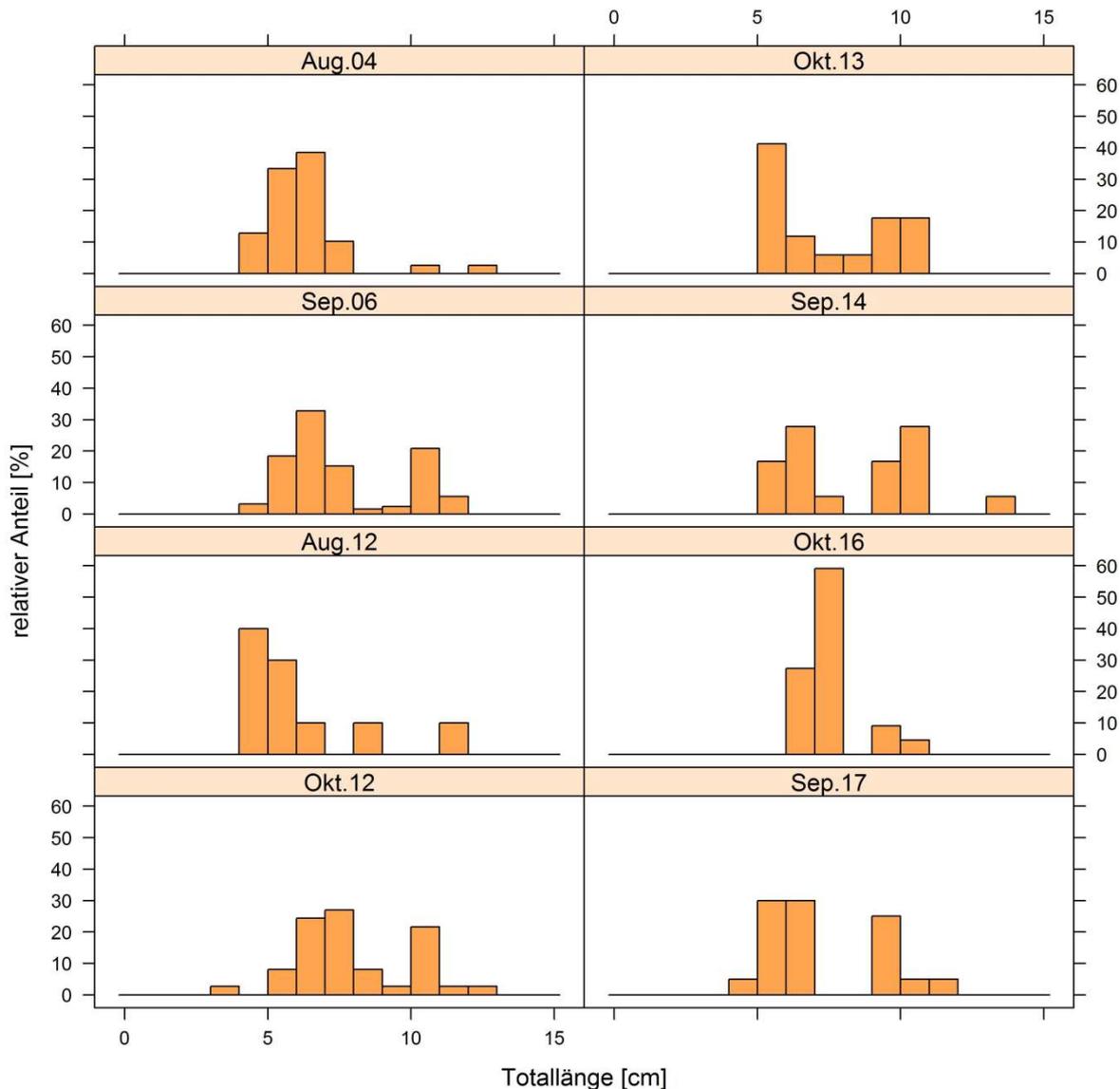


Abbildung 22. Längenfrequenzverteilung des Kaulbarschs in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004 bis 2017.

3.3.2 Altersanalysen beim Zander

Während die Längenfrequenzverteilungen eine grobe Orientierung der Altersstruktur ermöglichen, ermöglicht eine Analyse von Hartstrukturen wie Schuppen oder Otolithen eine genauere Erfassung einzelner Altersklassen. Am Neusiedler See wurde ich in den vergangenen Jahren nur für den Zander durchgeführt. Auch wenn eine Fortführung dieser Arbeiten nicht Teil des aktuellen Monitoringprogramms war, wurden dennoch auch 2017 und 2018 ergänzende Analysen durchgeführt.

Ermöglicht wurde dies durch die Zurverfügungstellung von Karkassen größerer Exemplare durch Berufsfischer. Damit konnte das Größen- und Altersspektrums der untersuchten Zander

im oberen (bislang nur durch wenige Tiere repräsentierten) Bereich erweitert und abgesichert werden. Zur Methodik der Otolithen-Untersuchung wird auf frühere Berichte verwiesen (Wolfram et al. 2015)

Die Abbildung 23 zeigt zunächst die Längen-Gewichts-Regression des Zanders (links mit Originalwerten, rechts zur Berechnung der Regressionsgleichung mit logarithmierten Daten). Die Bandbreite der untersuchten Zander reicht von einsömmrigen Jungfischen mit rd. 8 cm bis kapitalen Exemplaren von über 80 cm.

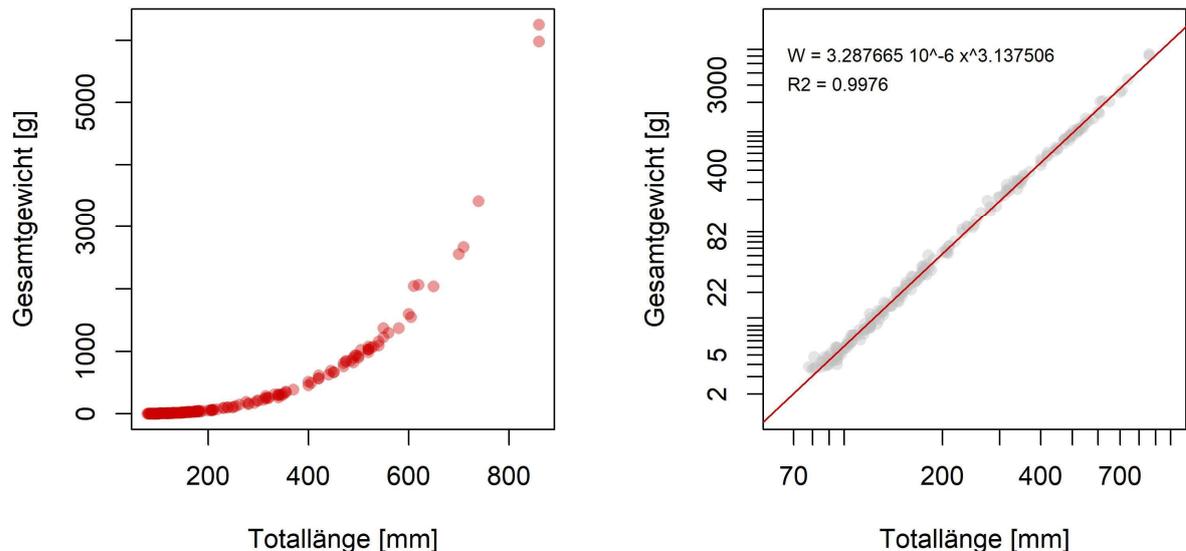


Abbildung 23. Längen-Gewichts-Regression (links Originalwerte, rechts logarithmiert) der zwischen 2012 und 2012 gefangenen Zander, die für die Altersanalyse herangezogen wurden.

Die aktualisierte Längen-Alters-Kurve ist in Abbildung 24 dargestellt. Die Altersklasse der Einsömmrigen (0+) erreicht demnach im Herbst eine Totallänge von 12 cm, im Mittel liegen die Totallängen bei 10 cm. Danach steigt die Alters-Größen-Kurve linear bis nahezu exponentiell bis zur Altersklasse 4+ an; die mittleren Zuwachsraten liegen ab 1+ bei 53, 82, 110 und 127 cm pro Jahr. Erst danach, aber der Altersklasse 4+ und einer mittleren Totallänge von knapp 50 cm verflacht die Kurve. Die ältesten der untersuchten Zander waren der Altersklasse 12+ zuzuordnen (Tabelle 10).

Bei dieser Analyse ist zu berücksichtigen, dass die analysierten Tiere aus unterschiedlichen Jahren stammen und daher Wachstumsunterschiede infolge der schwankenden Umweltbedingungen (Temperatur, Nahrungsangebot etc.) nicht berücksichtigt sind. Des Weiteren wurde nicht zwischen den beiden Geschlechtern unterschieden. Schließlich gibt die Alters-Längen-Relation auch keinen Aufschluss über die tatsächliche Altersverteilung des Zanders im Neusiedler See. Diese ist jedoch zumindest grob aus der Längen-Frequenzverteilung abzuleiten. Legt man die Altersklassen auf das gesamte Größenspektrum des Zanders in den Fängen der letzten Jahre um (n=1121, mit den Altersgrenzen 0+ \leq 120 mm, 1+ \leq 190 mm, 2+

(≤ 290 mm, 3+ ≤ 410 mm und 4+ ≤ 500 mm und 5+ bis 7+ ≤ 700 mm und ab 8+ > 700 mm), so ergibt sich für die Zanderpopulation folgende Altersverteilung:

0+	44%
1+	24%
2+	8%
3+	9%
4+	8%
5-7+	6%
ab 8+	1%

Auch dieses Ergebnis ist mit Vorbehalt zu sehen, einerseits aufgrund der Größenselektivität der verschiedenen Methoden, die hier nicht näher unterschieden wurden, andererseits da die angeführten Altersgrenzen vom Herbst auf die Fänge des ganzen Jahres übertragen wurden. Ungeachtet dieser methodischen Unsicherheit kann dennoch festgehalten werden, dass die Altersklassen 0+ und 1+ mit Abstand den größten Anteil der Population ausmachen. Wie oben ausgeführt, „funktioniert“ die Reproduktion der Art gut. Der abrupte Abfall ab 2+ könnte – wie auch von Gassner and Achleitner (2008) angemerkt – einen merklichen Befischungsdruk widerspiegeln, liegt das Brittelmaß doch bei 35 cm, d.h. es dürfen bereits Zander ab der Altersklasse 3+ gefischt und entnommen werden.

Im Vergleich mit Literaturangaben zum Wachstum des Zanders in Seen in Frankreich und Skandinavien (Argillier et al. 2004) fällt das schwächere Wachstum der Neusiedler-See-Population in den ersten zwei bis drei Jahren auf, danach steigt die Wachstumskurve jedoch stärker an als jene der anderen Populationen (Abbildung 25).

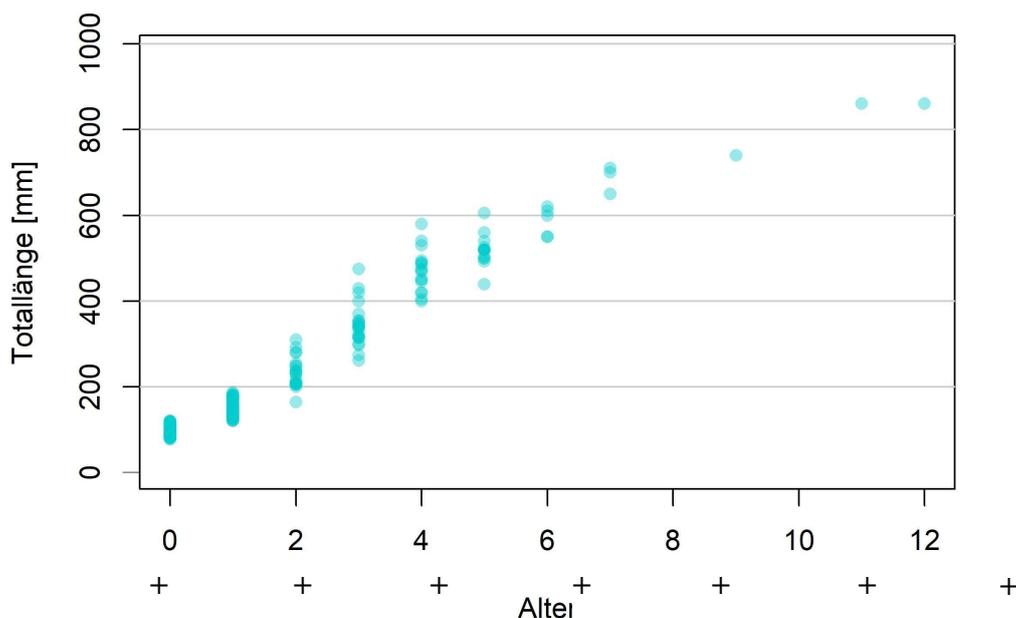


Abbildung 24. Wachstumskurve des Zanders im Neusiedler See über die Jahre 2012 bis 2017 (n=200).

Tabelle 10. Alters-Längen-Relation des Zanders im Neusiedler See.

Alter	Anzahl	Minimum	Mittelwert	Maximum
0+	59	78	100	120
1+	54	121	152	188
2+	21	165	234	310
3+	24	262	344	475
4+	17	400	471	580
5+	14	440	519	605
6+	5	550	586	620
7+	3	650	687	710
8+	0	–	–	–
9+	1	740	740	740
10+	0	–	–	–
11+	1	860	860	860
12+	1	860	860	860

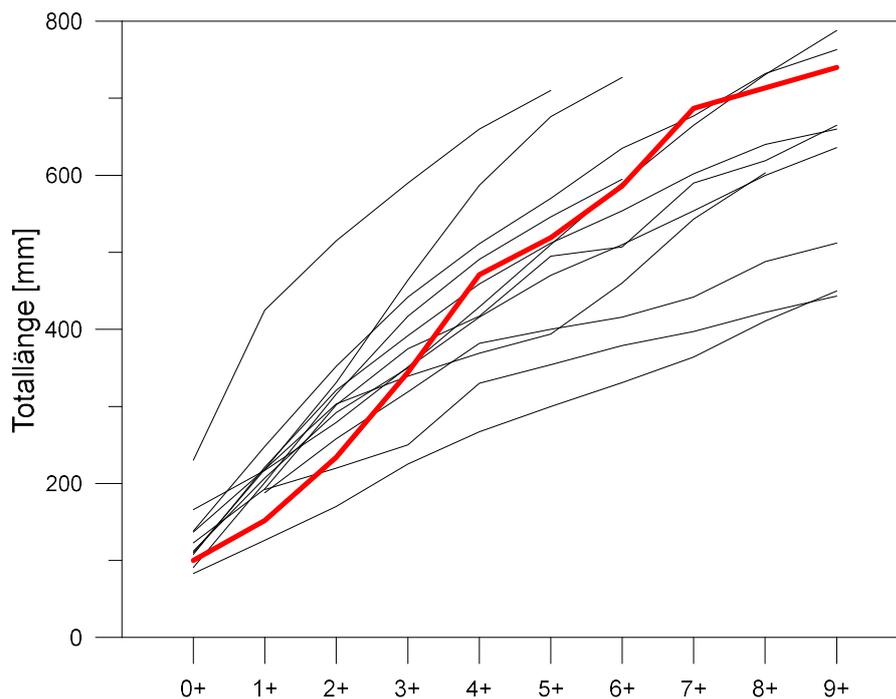


Abbildung 25. Vergleich der Wachstumskurven des Zanders aus dem Neusiedler See (rot) mit Literaturangaben von Argillier et al. (2004) für verschiedene Gewässer in Frankreich und Skandinavien (ohne kapitale Exemplare ab 10+).

3.3.3 Resümee

Die Analyse der Längenfrequenzverteilungen lässt über die Jahre hinweg ähnliche Muster bei verschiedenen Arten erkennen, die den Schluss zulassen, dass die gleichen äußeren Umweltfaktoren (z.B. Temperaturentwicklung im Frühjahr) den Reproduktionserfolg verschiedener Arten beeinflussen.

Beim Zander ist anhand der Größenverteilung, unterstützt durch die Altersanalysen mittels Otolithen, eine gute Reproduktion erkennbar. Die Population setzt sich überwiegend aus jüngeren Altersstadien zusammen. Der geringe Anteil älterer Tiere könnte ein Hinweis auf einen starken Befischungsdruck sein. Das Wachstum des Zanders ist im Literaturvergleich für die ersten Jahre eher schwach, danach steigt die Wachstumskurve jedoch deutlich steiler an als in Vergleichspopulationen.

3.4 Elektro-Befischungen

Wie im Tätigkeitsbericht des Vorjahres ausgeführt, wurden die Elektrobefischungen in den letzten Jahren nur mehr im Raum Illmitz durchgeführt und erlauben daher keine weitreichende Aussage. Die Erhebungen erfolgten, um die lange Zeitreihe von Befischungen in diesem Bereich fortzusetzen und so zumindest exemplarisch Aussagen über die Langzeitentwicklung an der Schilfkante zu ermöglichen. Eingehendere, über die deskriptive Darstellung der Vorjahre hinausgehende Analysen erscheinen nicht sinnvoll. Es ist jedoch festzuhalten, dass sich die Art-Dominanzen über die letzten Jahre nicht wesentlich verändert haben.

Abbildung 26 zeigt summarisch die Fischdichten (als CPUE = *catch per unit effort*) für ausgewählte Arten im Bereich Illmitz (Bucht Nord BN, Bucht Ost BO, Bucht Süd BS, Stationskanal außen & innen Ka/Ki, Kleiner Zug Z0, Z1, Z4, Z6).

Hervorzuheben ist die ähnliche Entwicklung von an den Schilfgürtel gebundenen Arten (Schleie, Flussbarsch, Hecht, Rotaugen), mit niedrigen Fangzahlen Anfang der 2000er Jahre und in den beiden letzten Jahren 2016 & 2017. Sie spiegelt die Bedeutung des Wasserstandes für diese Arten und damit die Verfügbarkeit von Lebensraum im Schilfgürtel wider. Eine zweite sehr markante Entwicklung der Aal, der heute in ungleich niedrigeren Bestandsdichten im Neusiedler See vorkommt als vor 2 bis 3 Jahrzehnten.

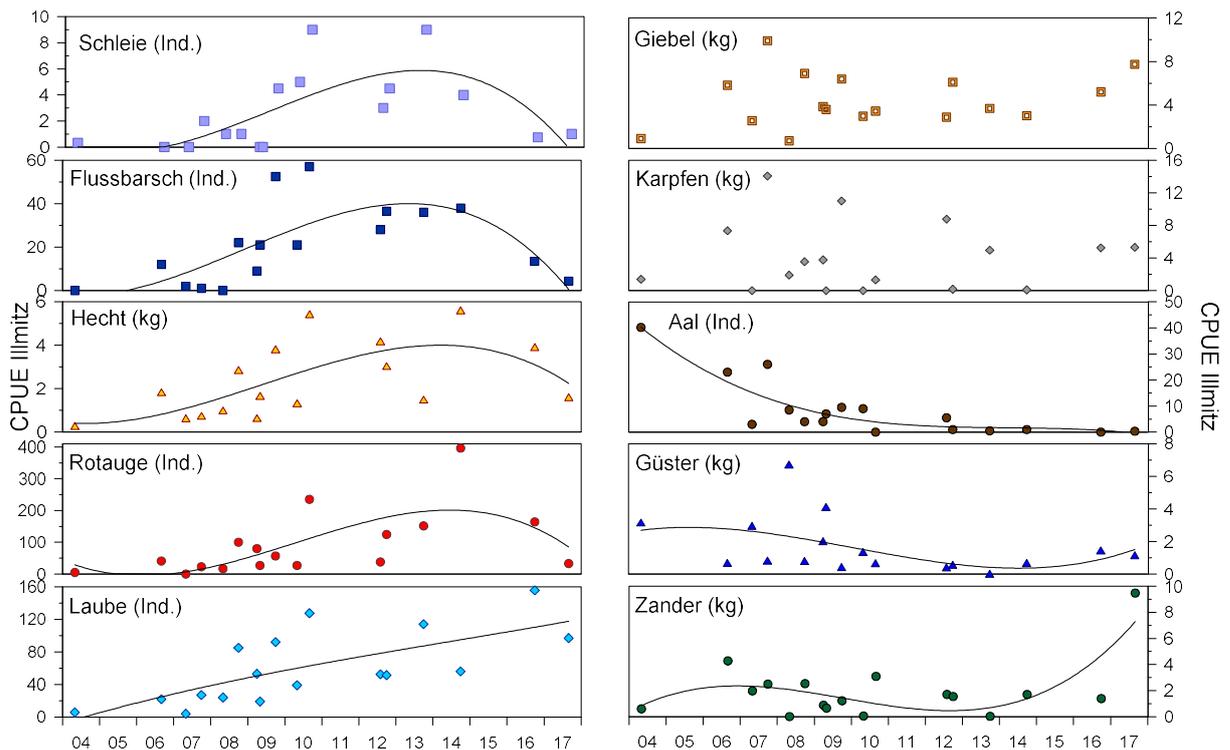


Abbildung 26. CPUE (Ind. bzw. kg) im Raum Illmitz als Summe der Fangzahlen aus 30 m-Standortfängen über neun Standorte in der Illmitz Bucht (BN, BO, BS), dem Stationskanal (Ka, Ki) und dem Kleinen Zug (Z0, Z1, Z4, Z6) für ausgewählte Arten. Die polynomiale Kurvenanpassung dient nur zur Veranschaulichung eines zeitlichen Trends und zeigt kein statistisches Modell an.

3.5 Jungfischerhebungen

3.5.1 Überblick über die Abundanzen 2017 und 2018

Zur Erfassung der Reproduktion der Fische des Neusiedler Sees wurden in den beiden letzten Jahren an mehreren Terminen Schubnetzbefischungen durchgeführt. Die Aufnahmen fanden 2017 von Ende Mai / Anfang Juni bis Anfang /Mitte Juli statt.

Zahlen zu Jungfischdichten sind naturgemäß mit großen Unsicherheiten behaftet. Die ermittelten Abundanzen spiegeln den Zuwachs der Individuendichten nach der Laichzeit bzw. dem Schlupf der Tiere, ebenso aber die – vor allem in den ersten Wochen sehr hohe – Mortalität der Jungfische wider. Hinzu kommen methodische Unwägbarkeiten, so z.B. eine schwankende Fängigkeit des Schubnetzes infolge von Wind, Wellen und Strömungen. Mit zunehmender Größe der Fische steigt auch deren Fähigkeit, dem Fangnetz aktiv zu entkommen. Schließlich verändert sich das Verteilungsmuster der Jungfische, welche je nach Art im Laufe der Saison tiefere Wasserschichten oder Schilf-Randbereiche aufsuchen.

Aus diesen Gründen sind die nachfolgend angegebenen Abundanzen der Jungfische auch nur Größenordnungen der tatsächlichen Dichten zu sehen. Das gilt insbesondere bei Betrachtung der Dichten einzelner Arten, da die Bestimmung der wenige Millimeter großen Fischlarven mitunter auf erhebliche Schwierigkeiten stößt. Vergleichsweise sicher sind juvenile Sichlinge

sowie ab einer gewissen Größe auch Zander zu bestimmen. Viele Karpfen- und Barschartige lassen sich jedoch nicht sicher ansprechen und wurden daher zu „Cypr“ und „Perc“ zusammengefasst. Eine bessere Absicherung des Befundes ermöglichen Befischungen über mehrere Termine und Jahre hinweg, weshalb im Folgenden auch vergleichend auf frühere Erhebungen zurückgegriffen wird.

Tabelle 11. Mittlere Jungfischdichte (CPUE: Individuen/50 m³) an den zehn Terminen der Jahre 2017 und 2018 im Neusiedler See (n=20 je Termin, nur am 06.06.2018 n=10). Lau = Laube, Si = Sichling, Bra/Gü = Brachsen & Güster, Ra/Rf = Rotaugen & Rotfeder, Cypr = (sonstige und) nicht bestimmbar Cypriniden, Za = Zander, Perc = (sonstige und) nicht bestimmbar Barschartige.

Datum	Lau	Si	Bra/Gü	Ra/Rf	Cypr	Za	Perc	Summe
23.05.2017	7				8		1	16
08.06.2017	26	<1	0	8	24	<1	3	62
14.06.2017	150	<1	2	4	21	<1	3	180
27.06.2017	44	1	1	1	1		7	55
11.07.2017	35	1	1	2	1	<1	8	47
06.06.2018	2	1	1	1	45		9	59
12.06.2018	11	1	1	<1	43	<1	11	67
20.06.2018	36		<1	<1	77	<1	3	117
26.06.2018	30	<1	<1	1	32	<1	1	64
04.07.2018	8		<1	1	21		<1	31

Eine allgemeine Übersicht über die Jungfischdichten gibt Tabelle 11. Wie bereits in früheren Jahren dominiert Laube. Es ist anzunehmen, dass sich auch die nicht näher bestimmten Cypriniden überwiegend aus Lauben zusammensetzen. Vergleichsweise gering waren die Dichten von Sichling und Zander, welche – auf den Einzelfang bezogen – maximale Abundanz von 7 (Sichling) bzw. 3 (Zander) Ind./50 m³ erreichten. Die mittlere Fangzahl der Laube (als CPUE in Ind./50 m³) lag hingegen, über alle Einzelfänge der beiden Jahre berechnet, bei über 37 Ind./50 m³, der mittlere Gesamtfang bei 70 Ind./50 m³.

3.5.2 Räumliche Unterschiede

Die vergleichende Darstellung der Fangzahlen im offenen See (OS) und am Schilfrand (SR) lässt ungeachtet der hohen Streuung tendenziell höhere Dichten in den geschützten Uferbereichen als im freien See erkennen (Abbildung 27, Tabelle 12).

Tabelle 12. Jungfischdichten [Individuen/50 m³) im offenen See und am Schilfrand über alle Termine der Jahre 2017 und 2018. MW = arithmetischer Mittelwert (ungewichtet über alle Termine), SD = Standardabweichung, IQR = Interquartilsrange.

	<i>Anzahl</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>Median</i>	<i>IQR</i>
Offener See	96	24	26	18	24
Schilfrand	94	117	188	61	83

Ein statistischer Test der Dichten der beiden Teillebensräume ist allerdings ohne Berücksichtigung möglicher zeitlicher Veränderungen nicht korrekt. Es wurden daher die Bereiche (Illmitz, Süden) und der Faktor Zeit (8 Termine) als Zufallsvariablen in die Analyse hinzugezogen. Der statistische Test mittels eines *linear mixed effects model* mit der Fischdichte als *response* (log-transformiert) dem Teillebensraum (OS, SR) als *fixed effect* und den beiden genannten *random effects* belegt schwach signifikant höhere Jungfischdichten am Schilfrand gegenüber dem offenen See (mit der Satterthwaite-Annäherung $p=0,0541$, mit der Kenward-Roger-Annäherung $p=0,0232$).

Der Vergleich der beiden Bereiche Illmitz und Süden zeigt ein weniger klares Bild. In den Boxplots ist kein über die beiden Jahre einheitliches Muster erkennbar, allerdings scheint 2017 eine Tendenz zu höheren Jungfischdichten Höhe Illmitz gegeben zu sein, während 2018 im Süden etwas höhere Dichten verzeichnet wurden. Der statistische Test ergab jedoch auch in einer getrennten Analyse der beiden Jahre keinen signifikanten Unterschied. Es kann nicht mit Sicherheit gesagt werden, ob dies an der starken Streuung der Fangzahlen liegt. Es sind dabei vor allem die eingangs betonten methodischen Unsicherheiten in Erinnerung zu rufen. In jedem Fall ist aber festzuhalten, dass allfällige Unterschiede von Jungfischdichten zwischen dem Südteil des Sees und dem Bereich Höhe Illmitz angesichts der hohen räumlich-zeitlichen Variabilität unbedeutend sind.

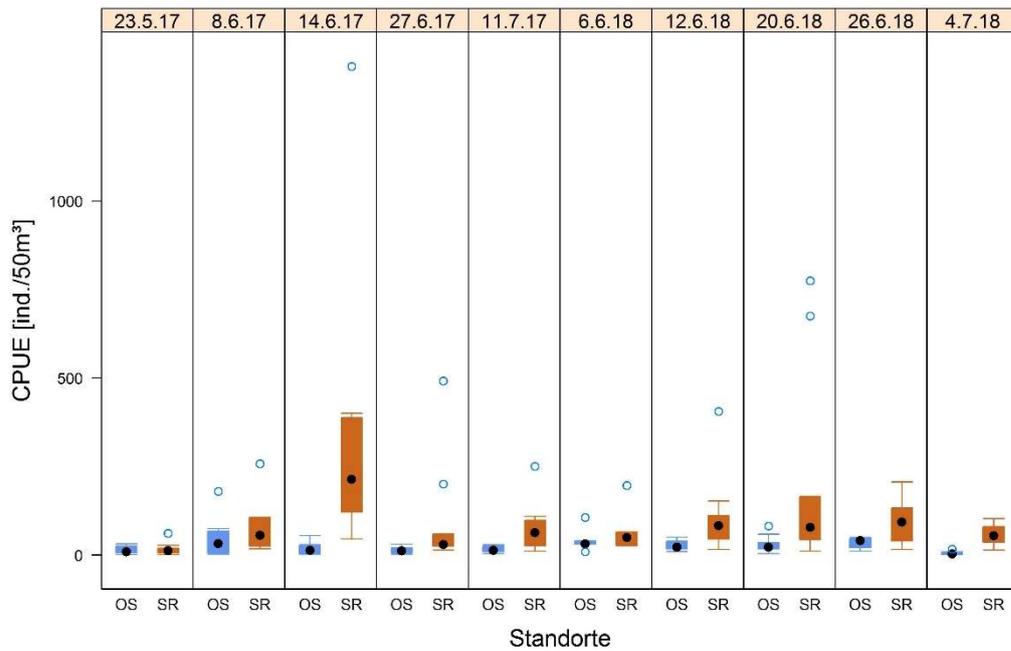


Abbildung 27. Boxplots der Jungfischdichten (CPUE: Individuen/50 m³) an den einzelnen Terminen der Jahre 2017 und 2018, jeweils getrennt dargestellt für den **offenen See (OS, inkl. Übergangsbereich OS-S)** und den **Schilfrand (SR)**.

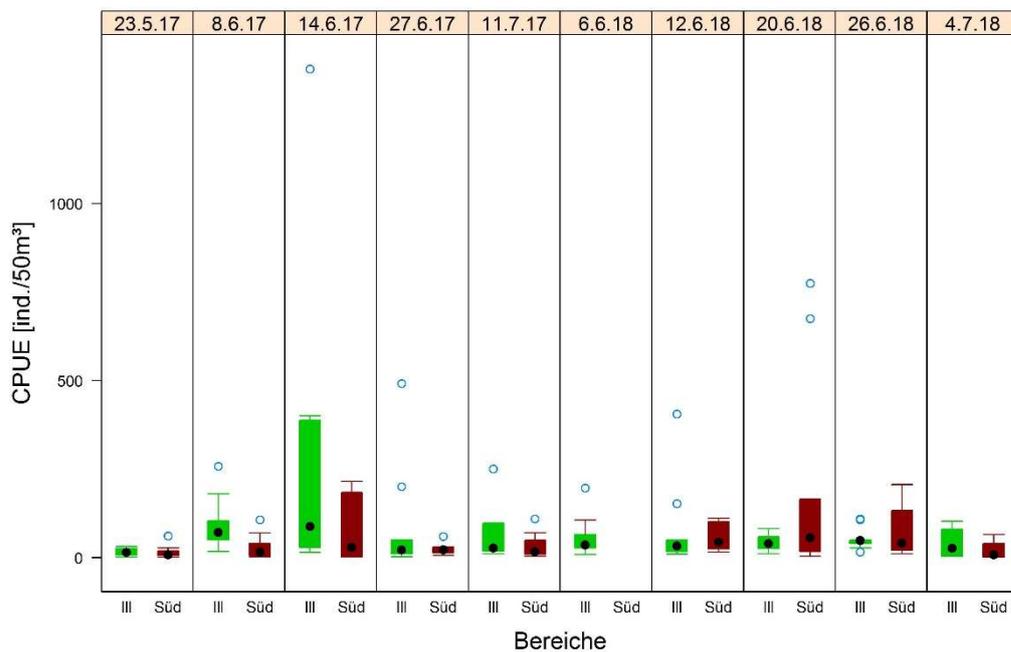


Abbildung 28. Boxplots der Jungfischdichten (CPUE: Individuen/50 m³) an den einzelnen Terminen der Jahre 2017 und 2018, jeweils getrennt dargestellt für die Bereiche **Illmitz (III)** und **Südteil (Süd)**.

3.5.3 Langzeittrends

Die Auswertungen und Darstellungen im vorangegangenen Abschnitt beschränkten sich auf die beiden Jahre 2017 und 2018. Im Folgenden sollen längerfristige zeitliche Trends betrachtet werden. Grundlage dafür sind ältere Daten von Anfang der 1990er Jahre aus den Dissertationen von Auer (1995) und Hain (2002) sowie aus der Überblicksarbeit von Herzig et al. (1994), weiters Aufnahmen der Jahre 2008 und 2009 (Wolfram et al. 2009; Wolfram et al. 2010) sowie die Monitoringprojekte der letzten Jahre (Wolfram et al. 2014; Wolfram et al. 2015; Wolfram et al. 2016).

Die Aufnahmen wurden mit einheitlicher Methodik durchgeführt, die Ergebnisse sind daher über den langen Zeitraum gut vergleichbar und werden als Dichten in Ind./50 m³ (CPUE) dargestellt. Leider sind nicht mehr alle Rohdaten aus den frühen 1990er Jahren vollständig verfügbar. So liegen aus dem Jahr 1992 nur gesicherte Daten von Laube und Sichling vor; die übrigen Arten wurden teilweise nicht erfasst, teilweise ist die Zuordnung der Standorte nicht sicher. Weiters stehen von Beginn der Zeitreihe keine Daten der Einzelfänge zur Verfügung, weshalb hier die Variabilität nicht dargestellt werden kann.

Die **Gesamtdichten** der Jungfische des Neusiedler Sees zwischen 1991 und 2017 sind in Abbildung 29 für den offenen See und in Abbildung 30 für Standorte entlang des Schilfrands dargestellt. Die Auswertung lässt zunächst die hohe Variabilität der Fangzahlen und damit der Dichten erkennen, welche sich über zwei bis drei Zehnerpotenzen erstrecken. Dabei ist auf die Fehlerbalken (Standardfehler SE) zum Mittelwert hinzuweisen, die die hohe Bandbreite der Einzelfänge erahnen lassen. Dass auch sehr kurzfristig drastische Änderungen der Fangzahlen gegeben sein können, verdeutlicht der Abfall der Fangzahlen von 22. auf 30.07.2009.

Von besonderem Interesse sind allfällige Langzeittrends. Hier fallen die geringen Dichten der Jungfische im Jahr 1991 sowie ein stetiger Anstieg bis etwa 2013/2014 ins Auge. In den Jahren danach lagen die Fangzahlen wieder etwas niedriger und sind mit jenen des Jahres 1992 (ohne Percidae!) vergleichbar. Ob diese längerfristige Entwicklung mit unterschiedlichen abiotischen Rahmenbedingungen in der Laichzeit oder zur Zeit der Ei- und Jungfischentwicklung zusammenhängt, kann nicht mit Sicherheit gesagt werden. Eine entsprechende statistische Auswertung oder auch nur deskriptive Gegenüberstellung erscheint angesichts der wenigen Aufnahmetermine pro Jahr nicht sinnvoll; auch unterscheiden sich die Befischungintensität und die Zeitpunkte der Aufnahmen in den verschiedenen Jahren zu deutlich, um hier klare Aussagen erwarten zu können.

Dennoch ermöglichen die Befunde aus den Befischungen des Monitorings eine allgemeine Aussage zur Abundanz der Jungfische im Neusiedler See. Die mittleren Fangzahlen in den Monaten Mai bis Juli der Jahre 1992 bis 2018 lagen demnach zumeist innerhalb einer Bandbreite von rund 25 bis 100 Ind./50 m³ im offenen See, mit Abweichungen in beide Richtungen. Am Schilfrand lagen die Dichten zumeist zwischen rund 100 und 300 Ind./50 m³. Niedrigere

Dichten sind naturgemäß im weiteren Verlauf der Saison zu erwarten sind (August/September, hier nur Daten von 1992). Das Jahr 1991 hingegen scheint rückblickend eine Ausnahme gewesen und nicht repräsentativ für späteren Jahre zu sein.

Die Mittelwerte der Jungfischdichten (berechnet als arithmetische Mittelwerte der Einzeltermine aus den Monaten Mai bis Juli) sind für die Jahre 1991 bis 2018 in Tabelle 13 zusammengefasst.

Tabelle 13. Mittlere Jungfischdichten [Individuen/50 m³] im offenen See (OS, inkl. Übergangsbereich zum Schilfrand) und am Schilfrand (SR) als arithmetisches Mittel der Monatsmittelwerte im Zeitraum 1991 bis 2018.

Jahr	OS			SR		
	Mai	Jun	Jul	Mai	Jun	Jul
1991		13	8		16	21
1992	42	19	22	10	124	127
2008			30			230
2009			35			123
2013	247	203	21	170	59	30
2014	77	138	35	35	433	26
2016	5	76	16	4	438	142
2017	15	27	16	17	171	79
2018		34	5		119	56

Ein anderes Bild ergibt sich bei spezifischer Betrachtung des **Sichling**, der schon relativ früh sicher als Art anzusprechen ist. Seine Dichten lagen 1991 und 1992 bis mit Mittelwerten je Termin von bis zu 10 (1991) bzw. knapp 70 Ind./50 m³ (1992) auffallend höher als in den späteren Jahren. Dieses Muster wird auch durch die Fänge am Schilfrand, die unter jenen aus dem offenen See liegen, bestätigt. Zwischen 2008 und 2018 betrug die mittlere Dichte an einzelnen Terminen nur selten >1 Ind./50 m³. Dabei ist hervorzuheben, dass die Befischungen 1992 bereits am 9. Mai begonnen hatten; es ist daher denkbar, dass damals die erste Kohorte an geschlüpften Sichlingen erfasst wurde. Allerdings fanden auch später erste Befischungen schon im Mai statt und ließen (abgesehen von etwas höheren Werten im Mai 2013) keinen Peak am Beginn der Saison erkennen.

Bei den **Barschartigen** (inkl. Zander) ist für die frühen Jahre kein sicheres Bild zu gewinnen, da die Rohdaten nicht mehr verfügbar sind und insbesondere die räumlich-zeitliche Verteilung der einzelnen Befischungen nicht nachvollziehbar ist. Die niedrigen Dichten 1991 mögen aber täuschen, da die grafischen Darstellungen in Herzig et al. (1994) beispielsweise für den Kaulbarsch an Einzelterminen Dichten bis rd. 50 Ind./50 m³ (15.06.1991) und für den Zander bis >300 Ind./50 m³ (20.05.1992) belegen.

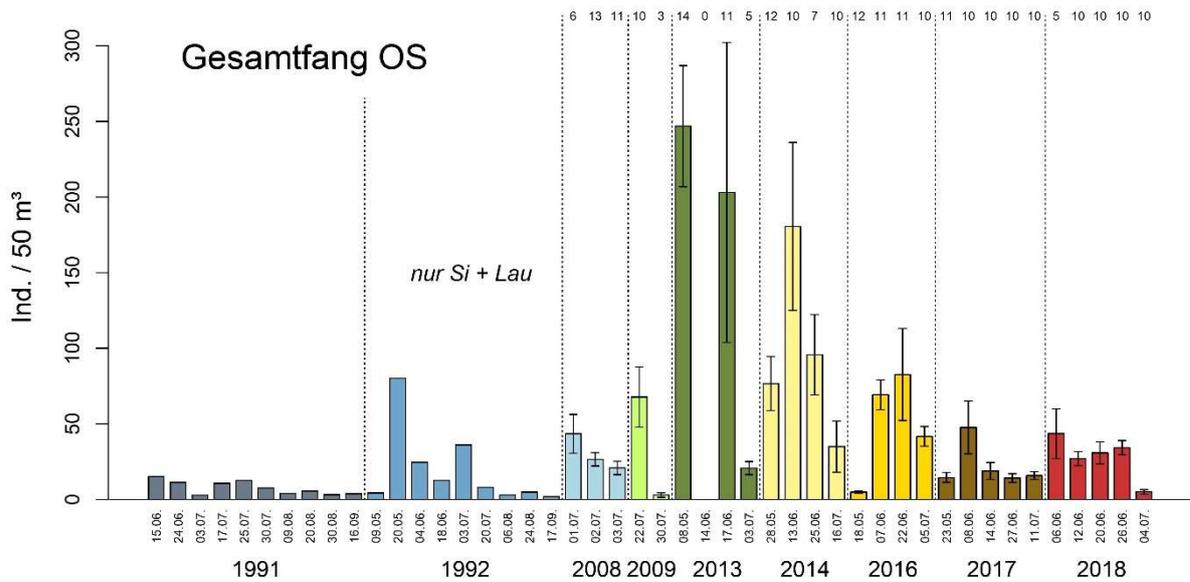


Abbildung 29. Gesamt-Jungfischdichten (Mittelwert ± Standardfehler) in den Jahren 2008 bis 2018 im offenen See (OS, inkl. Übergangsbereich zum Schilfgürtel). Die Zahlen am oberen Ende der Grafik geben die Anzahl der Einzelfänge pro Termin an.

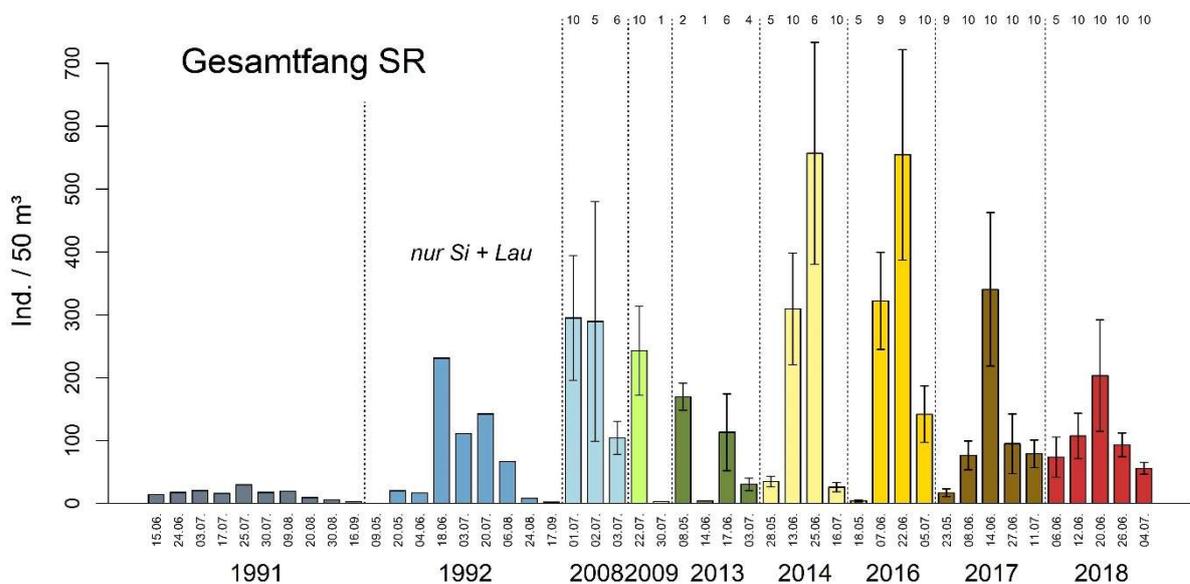


Abbildung 30. Gesamt-Jungfischdichten (Mittelwert ± Standardfehler) in den Jahren 2008 bis 2018 am Schilfrand (SR). Die Zahlen am oberen Ende der Grafik geben die Anzahl der Einzelfänge pro Termin an.

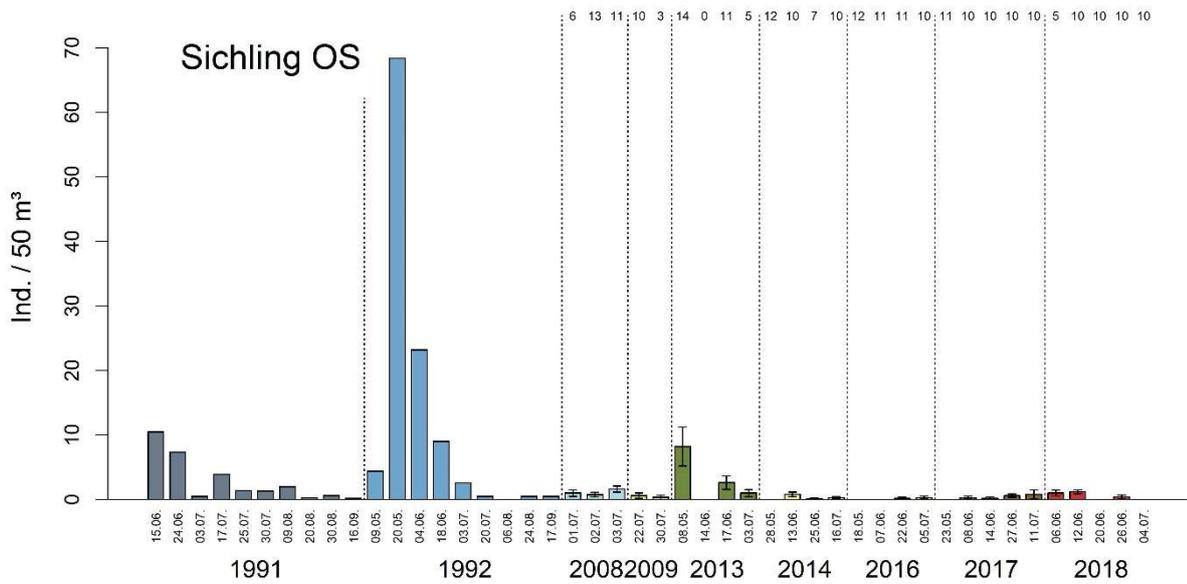


Abbildung 31. Jungfischdichten des Sichlings (Mittelwert ± Standardfehler) in den Jahren 2008 bis 2018 im offenen See (OS, inkl. Übergangsbereich zum Schilfgürtel). Die Zahlen am oberen Ende der Grafik geben die Anzahl der Einzelfänge pro Termin an.

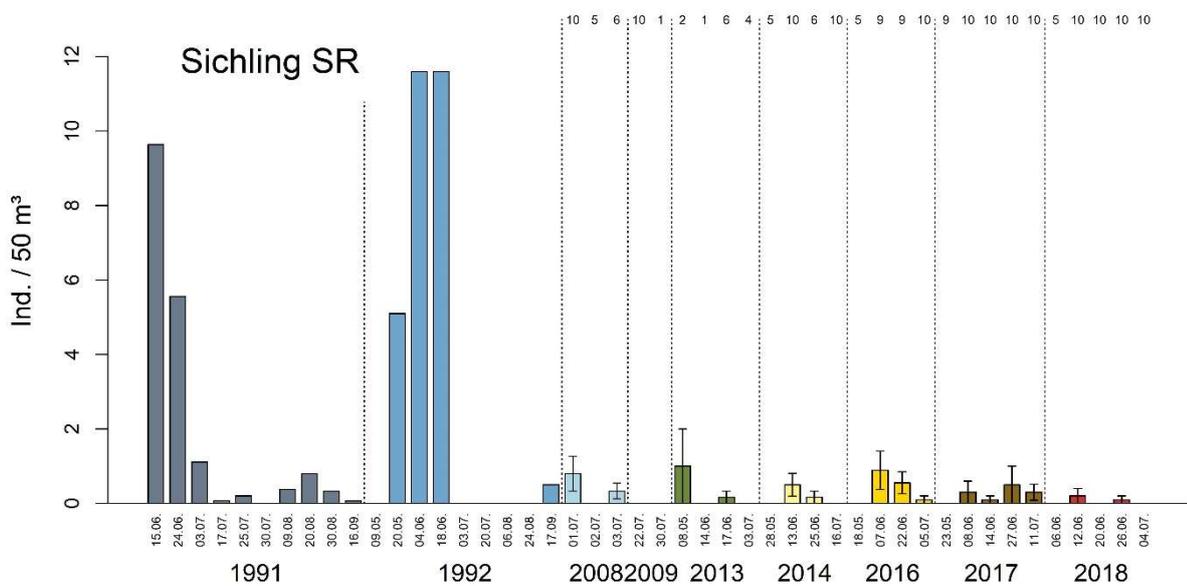


Abbildung 32. Jungfischdichten des Sichlings (Mittelwert ± Standardfehler) in den Jahren 2008 bis 2018 am Schilfrand (SR). Die Zahlen am oberen Ende der Grafik geben die Anzahl der Einzelfänge pro Termin an.

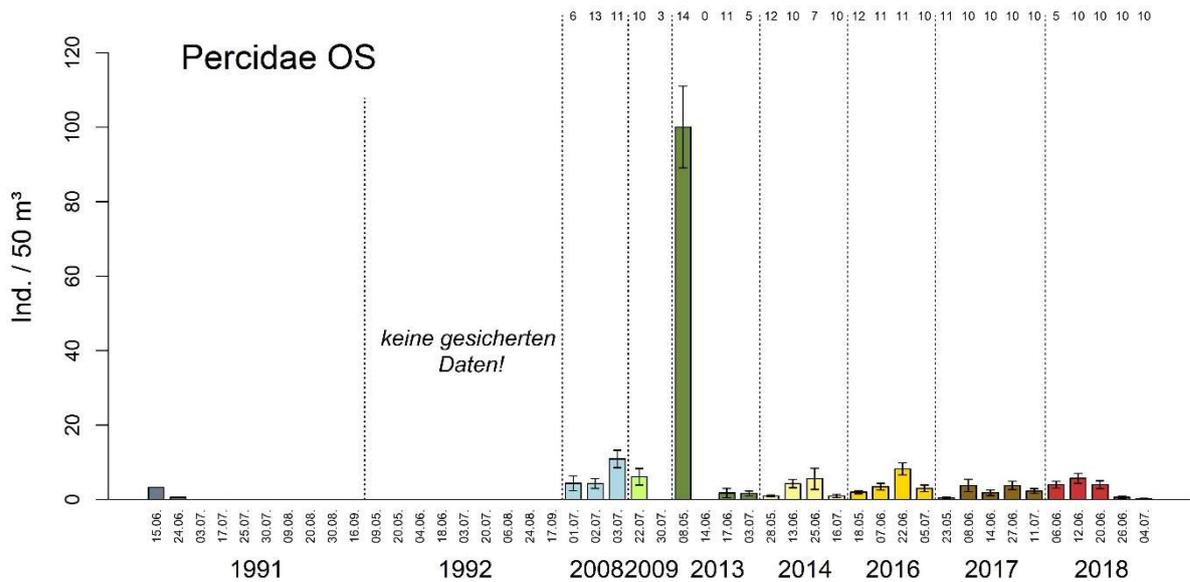


Abbildung 33. Jungfischdichten der Barsche (Mittelwert \pm Standardfehler) in den Jahren 2008 bis 2018 im offenen See (OS, inkl. Übergangsbereich zum Schilfgürtel). Die Zahlen am oberen Ende der Grafik geben die Anzahl der Einzelzüge pro Termin an.

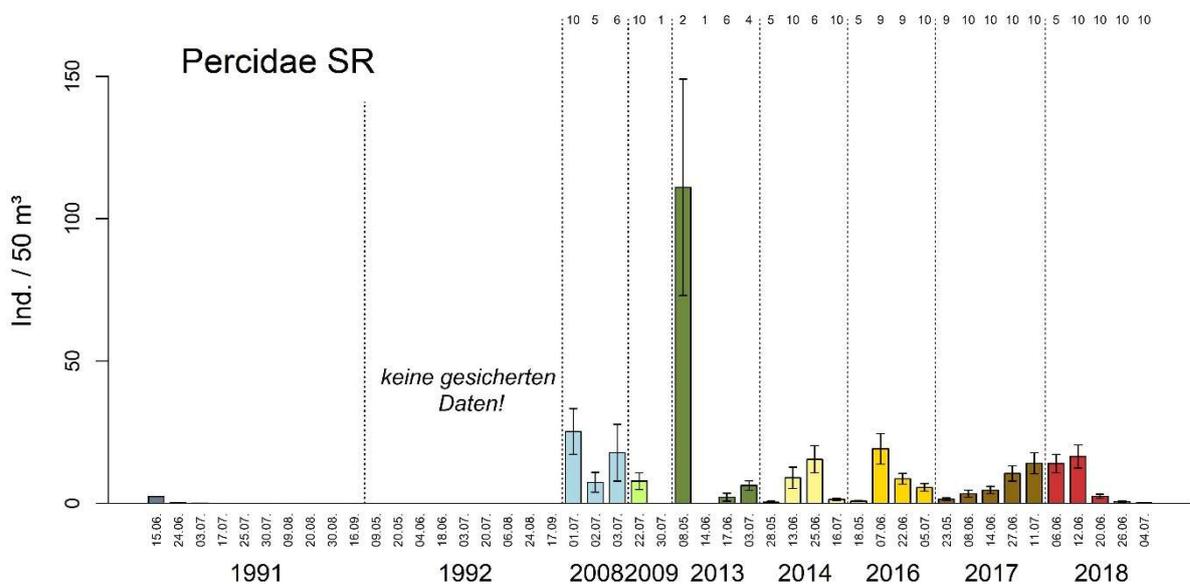


Abbildung 34. Jungfischdichten der Barsche (Mittelwert \pm Standardfehler) in den Jahren 2008 bis 2018 am Schilfrand (SR). Die Zahlen am oberen Ende der Grafik geben die Anzahl der Einzelzüge pro Termin an.

Eine der Schwierigkeiten in der Interpretation der Langzeitreihen von Jungfischdichten ist (neben der generell geringen Anzahl an Aufnahmen pro Jahr) die ungleiche zeitliche Verteilung der Befischungen innerhalb der einzelnen Jahre. So begannen die Befischungen in manchen Jahren schon im Mai, aus anderen liegen nur Aufnahmen vom Juli vor, und in den beiden ersten Jahren erstreckte sich die Befischungssaison bis in den September. Dadurch

sind die Ergebnisse aus verschiedenen Jahren nur bedingt miteinander vergleichbar bzw. sind die unterschiedlichen Aufnahmezeitpunkte in der Interpretation zu berücksichtigen.

Die Heterogenität der Datengrundlage hat primär technische Gründe, da das Anfang der 1990er Jahre konstruierte Schubnetz in manchen Jahren zwischenzeitlich repariert werden musste, was entsprechende Verzögerungen im Probenahmeplan nach sich zog.

Um die verschiedenen Aufnahmen der Jahre 1991 bis 2018 dennoch vergleichen zu können, wurden die Abundanzdaten aller Befischungen in ein fiktives Jahr zusammengefasst. Dadurch lässt sich das saisonale Muster im Auftreten der Jungfische besser abschätzen. Zudem können Unterschiede zwischen verschiedenen Jahren rein grafisch besser abgeschätzt werden.

Im Folgenden sind zunächst die Gesamt-Jungfischdichten im Zeitraum Mai bis September für den offenen See (Abbildung 35) und für den Schilfrand (Abbildung 36) zusammengefasst. Wie bereits weiter oben ausgeführt, liegen die Dichten am Schilfrand deutlich höher als im offenen See; entsprechend unterscheidet sich auch die Skalierung der Ordinaten der beiden Abbildungen.

Die saisonale Zeitreihe lässt zweierlei deutlich erkennen, zum einen das Maximum der Jungfischdichten, welches – über alle Jahre gemittelt – Ende Juni (bis Anfang Juli) auftritt. Aus den relativen Anteilen der Fischarten (siehe oben) ist abzuleiten, dass dieser Peak vor allem auf das Auftreten von Junglaube zurückzuführen ist. Da die Laube als *multiple spawner* an mehrere Terminen ablaicht, ist das Auftreten hoher Jungfischdichten über einen Zeitraum von mehreren Wochen ausgedehnt.

Zum anderen fallen Unterschiede in den Gesamtfischdichten zwischen den einzelnen Jahren auf. Diese lagen Anfang der 1990er Jahre deutlich niedriger als im Mittel aller späteren Jahre. Dieser Befund bestätigt damit die Langzeitreihen in Abbildung 29 und Abbildung 30, allerdings können in Abbildung 35 die jahreszeitlichen Veränderungen mit berücksichtigt werden, d.h. der Unterschied der Abundanzen zwischen Anfang der 1990er Jahre und nach 2000 erscheint hier besser abgesichert.

Das gilt auch für die herausgehobene Darstellung der Dichten des Sichlings. Im Gegensatz zu den (von der Laube dominierten) Gesamtdichten sind die Jungfischdichten des Sichlings Anfang der 1990er Jahre deutlich höher als in den späteren Jahren. Sofern die Befunde der neun Untersuchungsjahre eine Aussage über langfristige Entwicklungen zulassen, scheint es demnach innerhalb der letzten 20–30 Jahre eine Dominanzverschiebung innerhalb der Jungfischgemeinschaft gegeben zu haben. Zwar war auch Anfang der 1990er Jahre die Laube die vorherrschende Fischart, diese Dominanz hat sich aber deutlich verstärkt, während die Dichten des Sichlings markant zurückgegangen sind. Dieser Befund ist insofern von Bedeutung, als damit die Abnahme der Dichten des Sichlings in den Multimaschenkiemennetzen im Zeitraum 2004–2016 bestätigt wird (Kap. 3.2.2).

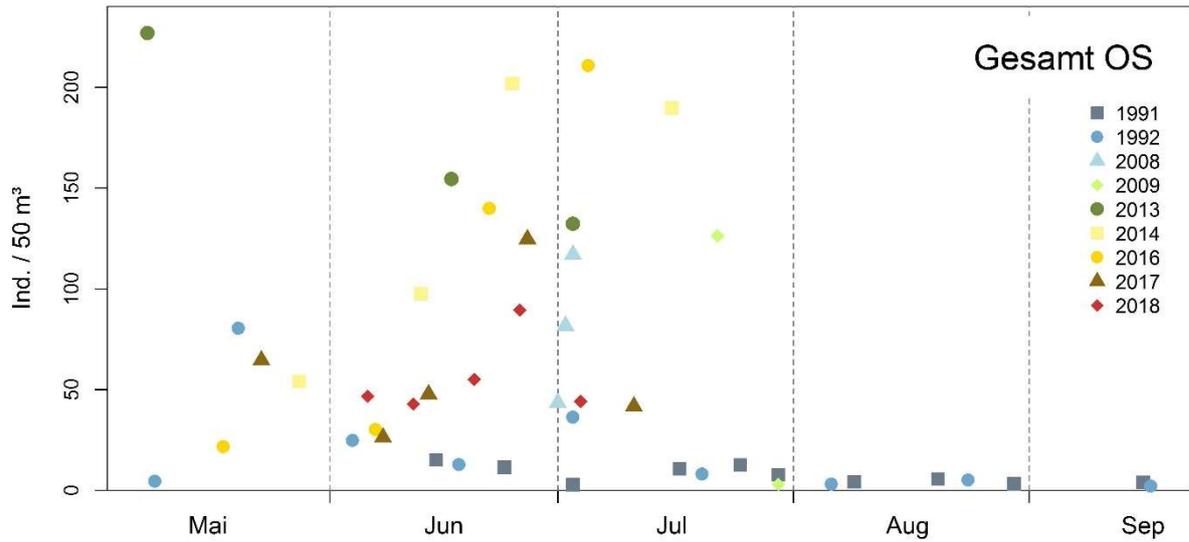


Abbildung 35. Saisonale Veränderung der Gesamt-Jungfischdichten im offenen See (OS) des Neusiedler Sees in den Jahren zwischen 1991 und 2018.

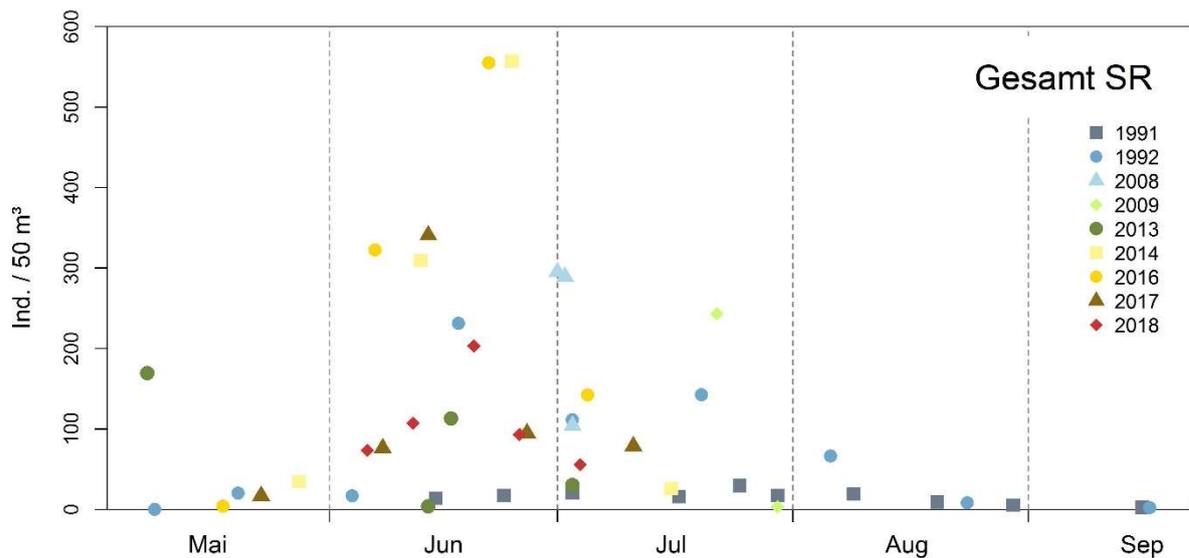


Abbildung 36. Saisonale Veränderung der Gesamt-Jungfischdichten am Schilfrand (SR) des Neusiedler Sees in den Jahren zwischen 1991 und 2018.

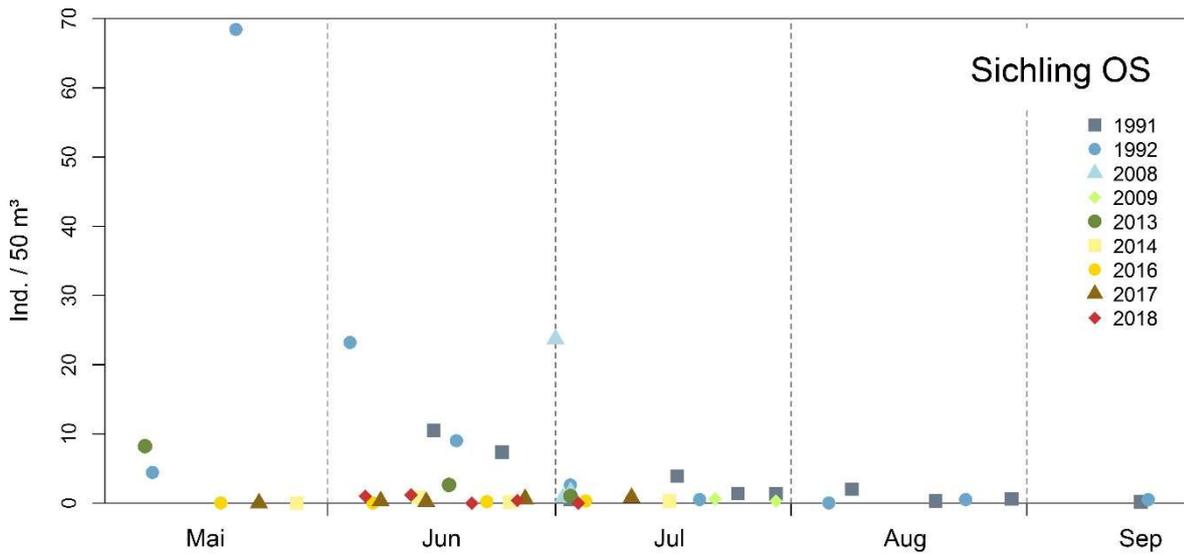


Abbildung 37. Saisonale Veränderung der Jungfischdichten des Sichelings im offenen See (OS) des Neusiedler Sees in den Jahren zwischen 1991 und 2018.

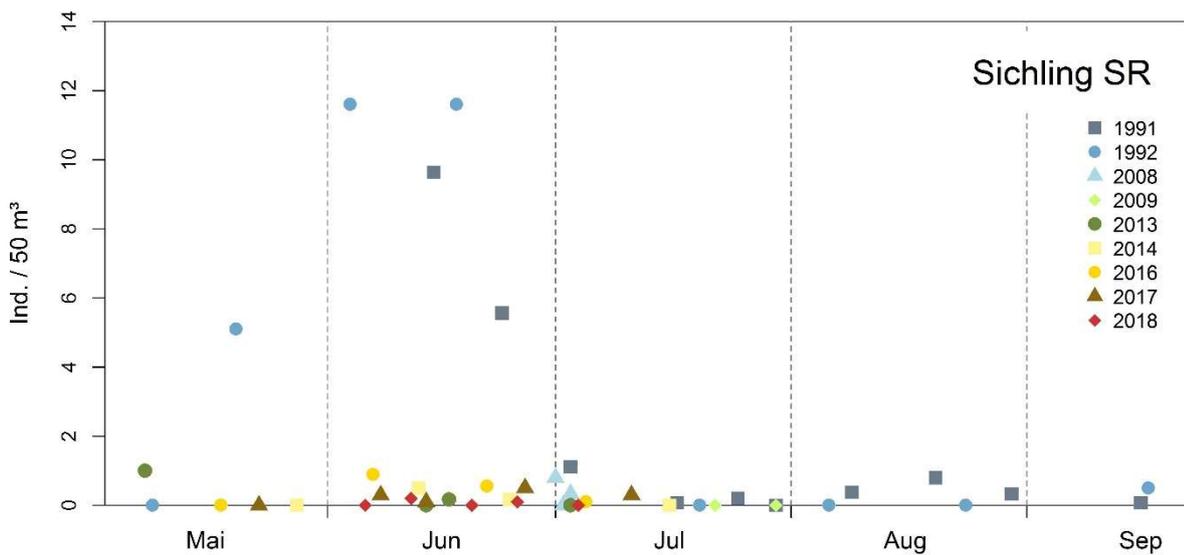


Abbildung 38. Saisonale Veränderung der Jungfischdichten des Sichelings am Schilfrand (SR) des Neusiedler Sees in den Jahren zwischen 1991 und 2018.

3.5.4 Resümee

Die dominierende Art unter den Jungfischen ist die Laube; vergleichsweise gering waren in den letzten Jahren die Dichten von Sichling und Zander. Die Gesamtfangzahlen am Schilfrand liegen signifikant über jenen im offenen See. Zwischen den beiden Bereichen Höhe Illmitz und Südteil (Naturzone) konnte kein signifikanter Unterschied der 0+ Dichten nachgewiesen werden.

Die zeitliche Variabilität der Fischdichten ist (auch methodisch bedingt) sehr hoch und beträgt zwei bis drei Zehnerpotenzen. Entsprechend schwer lassen sich zeitliche Trends mit ausreichender statistischer Sicherheit nachweisen. Ein gesicherter Trend bei der Gesamtdichte der Jungfische ist aus den Daten nicht abzuleiten, wenngleich sich die verschiedenen Jahre markant hinsichtlich der Abundanzen unterscheiden und nach dem Jahr 2000 tendenziell höhere Dichten zu beobachten waren als 1991/1992. Im Gegensatz dazu zeigen die Dichten der 0+ Sichlinge einen abnehmenden Trend, was eine vergleichbare Entwicklung bei den Adultfängen (Kiemennetze) bestätigt.

3.6 Nahrungsanalysen von Jungfischen

3.6.1 Nahrungsangebot

Als Nahrungsorganismen für Jungfische sind vor allem die Kleinkrebse (Copepoda und Cladocera) von Bedeutung. Rotatorien werden von den Jungfischen fast ausschließlich in den ersten Lebensphasen gefressen. Ähnliches ist für die Protozoen anzunehmen.

Im offenen See sind von den Kleinkrebsen der Copepode *Arctodiaptomus spinosus* und die Cladocere *Diaphanosoma mongolianum* mit den größten Häufigkeiten vertreten und gehören zu den wichtigsten Nahrungsressourcen der planktivoren Jungfischen (Abbildung 39). Letztere steht jedoch als wärmeliebende Art nur in den Sommermonaten in nennenswerter Anzahl als Nahrung zur Verfügung, ganz im Gegensatz zu *A. spinosus*, der ganzjährig ein fixes Bestandteil der Planktongesellschaft darstellt. Von den cyclopoiden Copepoden, die in deutlich höheren Dichten im Schilfbereich vorkommen, stehen im Freiwasser des offenen Sees vor allem Nauplien und junge Copepodid-Stadien als Nahrung zur Verfügung. Ältere Copepodid-Stadien und adulte Tiere bevorzugen oft die bodennahen Schichten (Herzig 1979) und werden deshalb nicht immer mit der verwendeten Probenahme ausreichend erfasst.

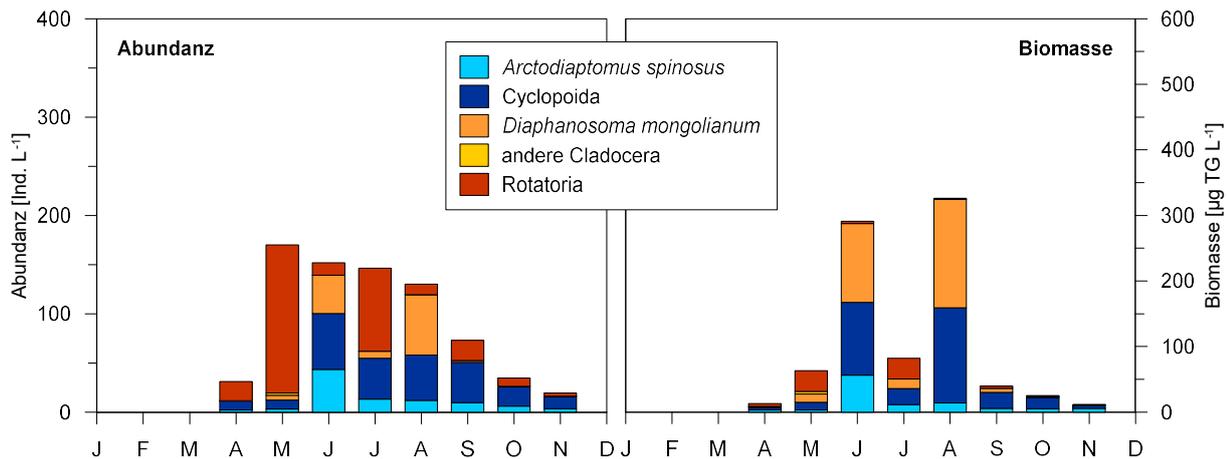


Abbildung 39. Abundanz und Biomasse des Zooplanktons im Neusiedler See (offener See) 2017.

Die räuberische Cladocere *Leptodora kindti* ist zwar aufgrund ihrer Größe und der entsprechend hohen Biomasse für größere Jungfische von Bedeutung, spielt aber für die Gesamt-abundanz nur eine untergeordnete Rolle. Sie ist wie *D. mongolianum* nur während der Sommermonate im Plankton vertreten. Aufgrund der verwendeten Methodik bei der Zooplanktonprobenahme konnte *L. kindti* quantitativ nicht erfasst werden.

3.6.2 Datenbasis der Nahrungsanalysen

Für die Nahrungsanalysen von 0+ Lauben und Sichlingen wurden neben jenen aus den Jahren 2017 und 2018 (siehe Kap. 2.3) auch solche aus den Jahren 2013 und 2014 herangezogen. Die Gesamtanzahl der analysierten Tiere beläuft sich damit auf 241, davon 57% Lauben und 43% Sichlinge (Tabelle 14).

Tabelle 14. Anzahl von Nahrungsanalysen von 0+ Sichlingen und Lauben.

	Laube		Sichling		Summe
	Illmitz	Süden	Illmitz	Süden	
2013					
Mai	6		17		23
Juni	9	6	15	9	39
Juli	2	11	1	4	18
2014					
Mai	1				1
Juni		3	6	8	17
Juli	19	14			33
2017					
Mai	8	5			13
Juni	20	8	14	2	44
Juli	19	7	1	8	35
2018					
Juni			6	12	18
Summe	84	54	60	43	241

3.6.3 Ernährung von 0+ Sichlingen (*Pelecus cultratus*)

Der Sichling ist aufgrund seines oberständigen Mauls sowohl als Plankton- als auch Anflugfresser (Herzig and Winkler 1983; Lammens and Hoogenboezem 1991; O'Brien 1985) erkennbar. Mit zunehmender Größe nimmt er aber auch kleine Fische und Amphipoden auf (Entz and Lukacsovics 1957; Wheeler 1969). Wie Untersuchungen aus dem Jahr 1991 zeigten, ernährt sich *Pelecus cultratus* im Neusiedler See vorwiegend planktivor (Auer 1995).

Der Ernährungszustand der in den Jahren 2017 und 2018 untersuchten 0+ Sichlinge war sehr gut, wie die dargestellten Darmfüllungsgrade belegen (Abbildung 40). Maßgebliche Unterschiede zwischen den beiden Saisonen 2017/2018 und 2013/2014 traten nicht auf. Der Darmfüllungsgrad lag bei allen Größenklassen zumeist zwischen 80 und 100%. Nur bei einzelnen Exemplaren und hier vor allem bei sehr jungen Tieren mit einer Größe 6 bis 10 mm (GKL 1) konnten Darmfüllungsgrade unter 50% festgestellt werden. Individuen mit leeren Därmen gab es im untersuchten Material nicht.

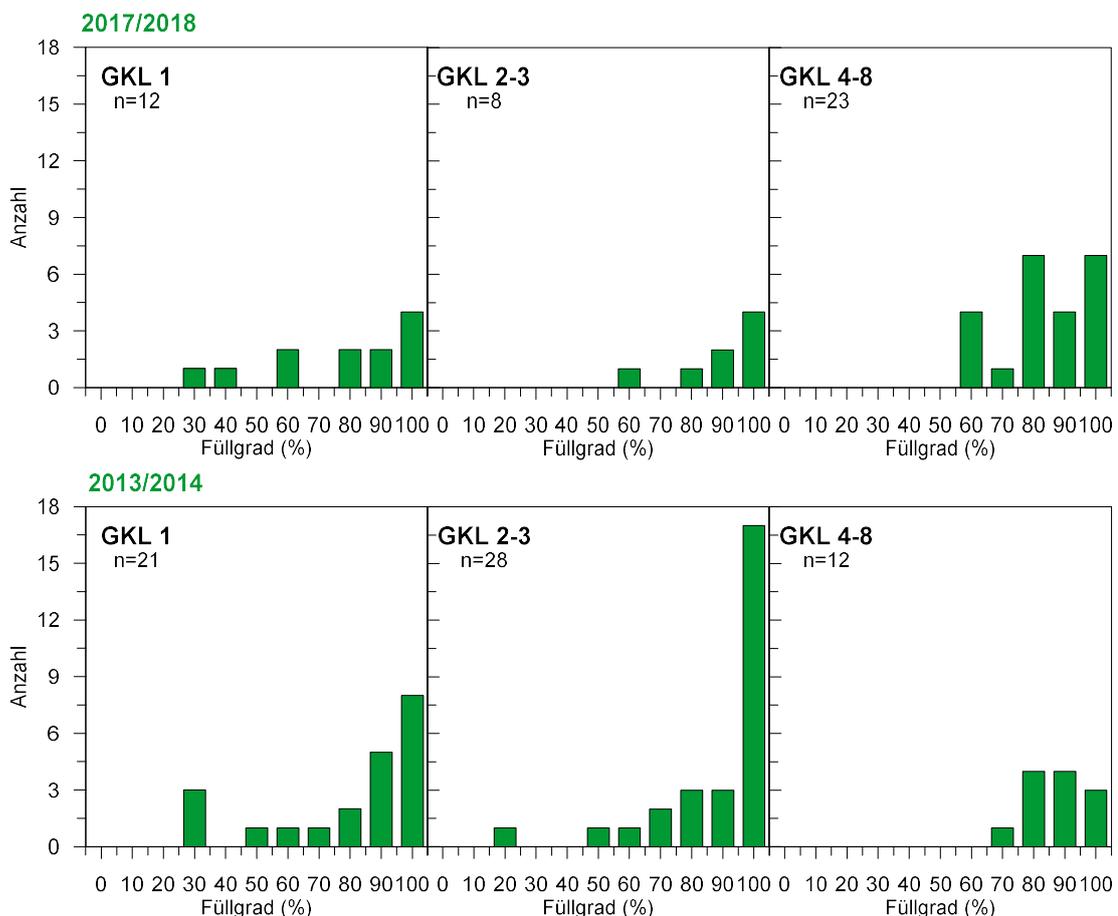


Abbildung 40. Füllgrad des Darms von 0+ *Pelecus cultratus* in den verschiedenen Größenklassen (GKL 1 – 7) im Neusiedler See in den Jahren 2017 und 2018 (oben) sowie 2013 und 2014 (unten). In den einzelnen Größenklassen (GKL) wurden Individuen mit folgenden Totallängen (mm) zusammengefasst. GKL 1 = 0 – 10 mm, GKL 2 = 11 – 20 mm, GKL 3 = 21 – 30 mm und GKL 4–8 = 31 – 72 mm.

Die Menge der aufgenommenen Nahrung variierte bei 0+ Sichlingen mit Totallängen zwischen 5 und 72 mm in der Regel zwischen 2 und 6000 µg. Zwei Ausreißer unter den analysierten Sichelungen mit Totallängen von 6 und 46 mm vergrößerten die Spannweite der Darminhalte von 0,0014 µg bis 17,1 mg (Trockengewicht). Die Menge der aufgenommenen Nahrung wies dabei einen engen Zusammenhang mit der Größe bzw. dem Gewicht der Jungfische auf (Abbildung 41).

Im Vergleich dazu wurden in der Saison 2013/2014 Biomassen des Darminhalts von 1 bis 2159 µg (Trockengewicht) festgestellt, wobei die Totallängen der 0+ Sichelunge zwischen 6 und 63 mm lag. Die größere Spannweite in der Saison 2017/2018 waren eine Folge der größeren Totallänge der untersuchten Individuen. Stellt man die Darminhalte der entsprechenden Größenklassen gegenüber, zeigen sich keine signifikanten Unterschiede (Mann-Whitney-Test $p > 0,05$; Abbildung 42).

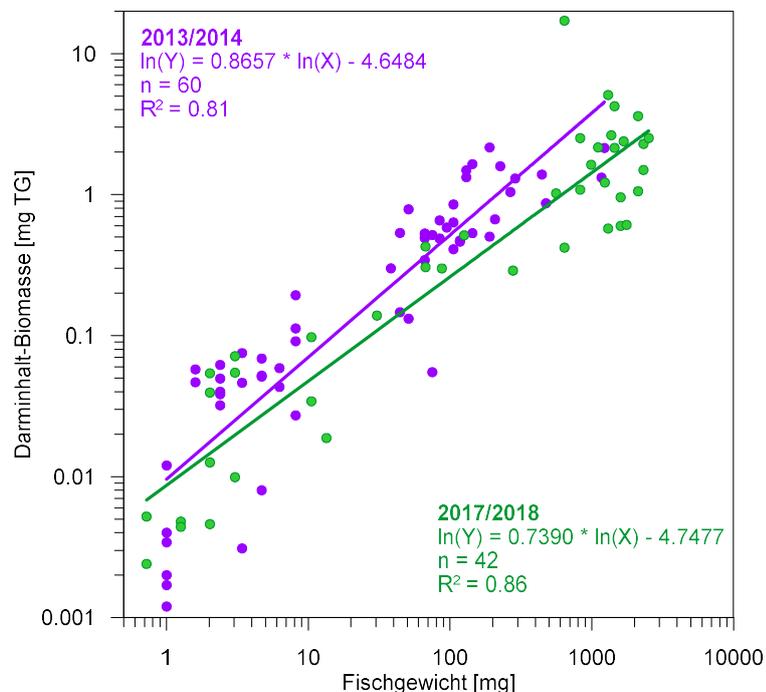


Abbildung 41. Zusammenhang (dargestellt als Regression) zwischen dem Gewicht der untersuchten 0+ Sichelunge (in mg) und der von diesen aufgenommenen Biomasse (in mg Trockengewicht TG) im Neusiedler See in den Jahren 2013/2014 sowie 2017/2018.

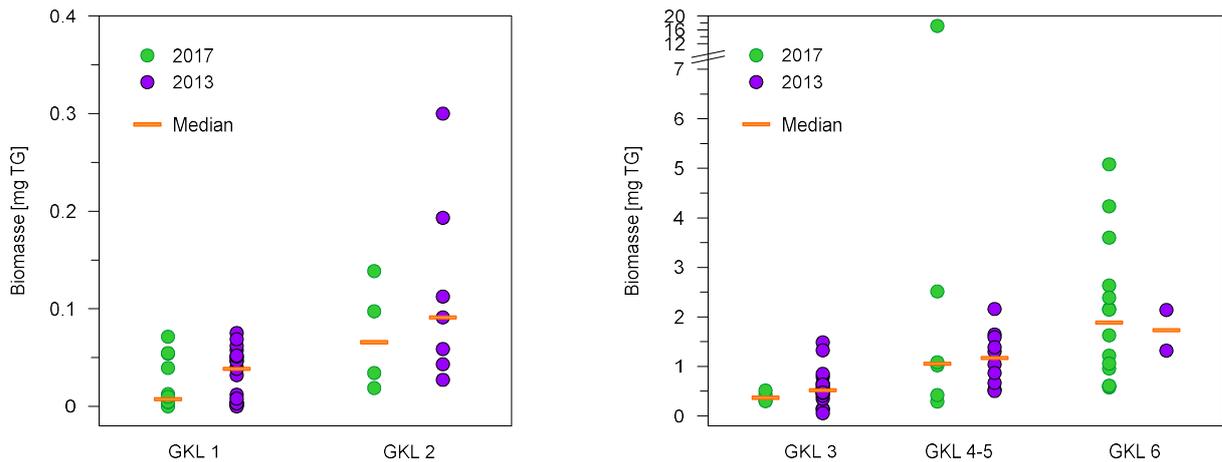


Abbildung 42. Vergleich der aufgenommenen Biomasse (Darminhalt) in mg Trockengewicht (TG) aufgetrennt nach den unterschiedlichen Größenklassen von 0+ Sichlingen im Neusiedler See in den Jahren 2013 und 2017.

Im Vergleich mit den Nahrungsanalysen aus dem Jahre 1991 (Auer 1995) zeigten sich gute Übereinstimmungen der Ergebnisse. So lag die mittlere Menge der Darminhalte im Juni 1991 für Sichlinge mit einer Größe von 6,4–24,6 mm im Freiwasser zwischen 3 und 400 µg. Bei Sichlingen von der Schilfrandzone betrug der mittlere Darminhalt rund 800 µg. In der vorliegenden Studie, in der vor allem Individuen aus dem Freiwasser untersucht wurden, variierten die mittleren Darminhalte zwischen 27 und 400 µg (2013/2014) bzw. 21 und 390 µg (2017/2018). Die deutlich höheren Darminhalte bei den kleinsten Tieren dürften im Zusammenhang mit der geänderten Nahrungszusammensetzung stehen (siehe unten).

Die Analyse des Darminhalts ergab, dass die am häufigsten im Zooplankton vorkommende Arten – der Calanoide Copepode *Arctodiaptomus spinosus* und die Cladocere *Diaphanosoma mongolianum* – auch die wichtigsten Komponenten der Nahrung darstellten. Gemeinsam bestreiten sie über alle Termine und Größenklassen einen Anteil von rund 70% an der aufgenommenen Gesamtbio­masse (Abbildung 43). Andere Nahrungskomponenten sind von untergeordneter Bedeutung und je nach Größenklasse verschieden. In der kleinsten Größenklasse wurden hier vor allem auch Nauplien, Rädertiere, Algen und Pollen als Nahrung aufgenommen.

Die räuberische Cladocere *Leptodora kindti* wurde im Darm von 0+ Sichlingen ab der Größenklasse 4 vorgefunden. Insekten in Form von Anflug konnten ab der Größenklasse 3 im Darminhalt festgestellt werden; der Anteil lag wie 2013/2014 zwischen 10 und 25%. Der Anflug als Nahrungskomponente war in der Studie von Auer (1995) von untergeordneter Bedeutung (3% Biomasseanteil), bei Herzig and Winkler (1983) lag der Anteil im Sommer bei 27%, im Herbst stieg er auf über 90%.

Interessant war der Wechsel der dominanten Nahrungsressource für 0+ Sichlinge ab einer Größe von 60 mm von *Diaphanosoma* zu *Arctodiaptomus spinosus* – ein Umstand, der

2013/2014 nicht beobachtet werden konnte, sehr wohl aber von Auer (1995) in ihrer Dissertation aus dem Jahr 1991 beschrieben wurde. Dabei wurden von den Jungfischen in beiden Studien bevorzugt adulte Tiere von *A. spinosus* und im speziellen eitrage Weibchen aufgenommen.

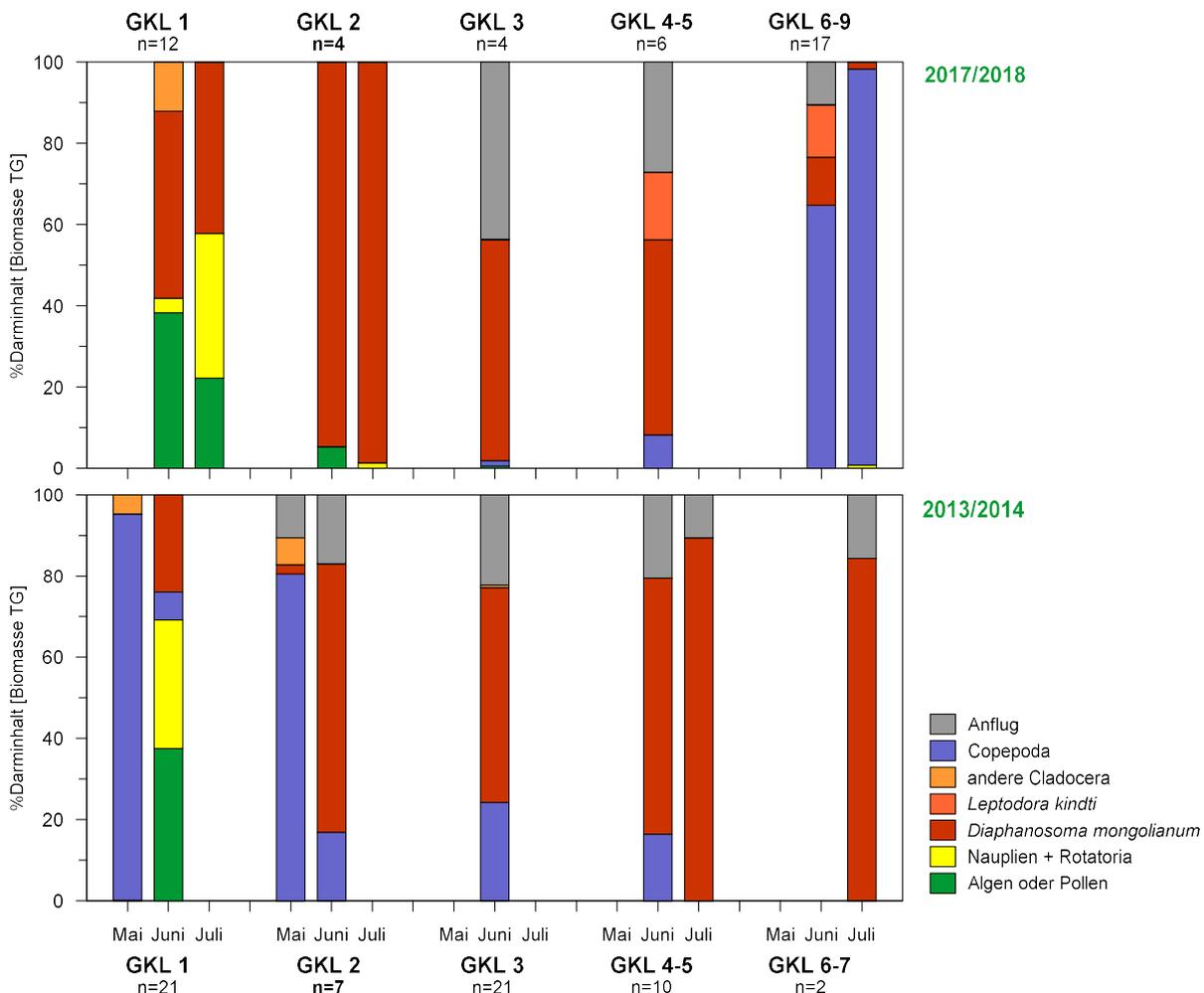


Abbildung 43. Monatliche mittlere Nahrungszusammensetzung von 0+ Sichlingen in den verschiedenen Größenklassen (GKL 1 – 7) im Neusiedler See in den Jahren 2017/2018 (oben) sowie 2013 und 2014 (unten). In den einzelnen Größenklassen (GKL) wurden Individuen mit folgenden Totallängen (mm) zusammengefasst: GKL 1 = 0–10 mm, GKL 2 = 11–20 mm, GKL 3 = 21–30 mm, GKL 4–5 = 31–50 mm, GKL 6–7 = 51–70 mm.

Saisonale Unterschiede in der Nahrungszusammensetzung spielten dabei eine geringere Rolle als die Größenklassen. Dies mag aber auch daran liegen, dass die Fangzahlen in den beiden Untersuchungsjahren gering waren und Sichlinge oft nur an einem der Termin analysiert werden konnten. Am besten sichtbar sind die saisonalen Unterschiede in der ersten Größenklasse. Im Juni werden hier neben *Diaphanosoma* auch noch Algen und Pollen zu einer wichtigen Nahrungsquelle, im Juli geht dieser Anteil zugunsten von Nauplien und Rädertieren zurück.

Deutlichere saisonale Unterschiede zeigten sich in den Ergebnissen von 2013/2014, wo zumindest in den ersten beiden Größenklassen auch Fänge im Mai zur Verfügung standen (Abbildung 43 unten). Aufgrund der geringen Dichten von *Diaphanosoma* im Mai setzte sich die Nahrung in diesem Zeitraum fast ausschließlich aus cyclopoiden Copepodidstadien (1–3) zusammen, im Juni gewann *Diaphanosoma* an Bedeutung. In der ersten Größenklasse ergänzten im Juni aber auch Nauplien, Rotatorien, Algen und Makrophytenbruchstücke die Nahrungsvielfalt. Ein hoher Anteil von Rädertieren bei den kleinsten Tieren, wie in der Untersuchung im Jahre 1991, konnte in beiden Untersuchungsseasonen nicht beobachtet werden. Diese unterschiedliche Nahrungszusammensetzung bei den kleinsten Tieren dürfte auch die deutlich höheren Mengen an Nahrungsinhalte bedingen. Grund dafür könnte die geänderte Zusammensetzung des Zooplanktons sein. Hohe Frühjahrsdichten von *Filinia longiseta*, wie sie in den 1990er Jahren oft noch nachgewiesen wurden, konnten 2013/2014 und 2017 nicht mehr beobachtet werden.

3.6.4 Ernährung von 0+ Lauben (*Alburnus alburnus*)

Wie der Sichling ist auch die Laube durch ihr oberständiges Maul den Planktonfressern zuzuordnen. In der vorliegenden Studie war der Ernährungszustand der Lauben gut, wenn auch mit einem mittleren Füllungsgrad von 75% tendenziell etwas geringer als bei den Sichlingen (rund 85%). Dies lag zum einem daran, dass bei den kleinsten untersuchten Tieren mit 5 und 6 mm Größe (GKL 1) Tiere mit leerem Darm vorgefunden wurden, die wahrscheinlich noch nicht auf feste Nahrung umgestiegen waren. Zum anderen wiesen auch die Tiere der anderen Größenklassen eine recht breite Streuung der Darmfüllung auf. Lauben mit leeren Mägen bzw. sehr geringen Füllgrad von 10 oder 20% konnten bis 40 mm Totallänge beobachtet werden. Der Anteil der Tier mit vollständig gefüllten Därmen war in den Größenklassen 6–9 am größten (Abbildung 44).

Diese Ergebnisse entsprechen weitgehend den Daten aus dem Jahre 2013/2014, wo ebenfalls bei den Lauben eine breitere Streuung der Füllgrade und ein etwas geringerer Durchschnittswert festzustellen war als bei den Sichlingen. Innerhalb der Lauben zeigte sich eine sehr ähnliche Verteilung der Füllgrade, lediglich die Tiere der Größenklasse 3 (21–30 mm) wiesen einen signifikant geringeren Füllungsgrad auf (Kruskal-Wallis-Test, $p < 0,05$).

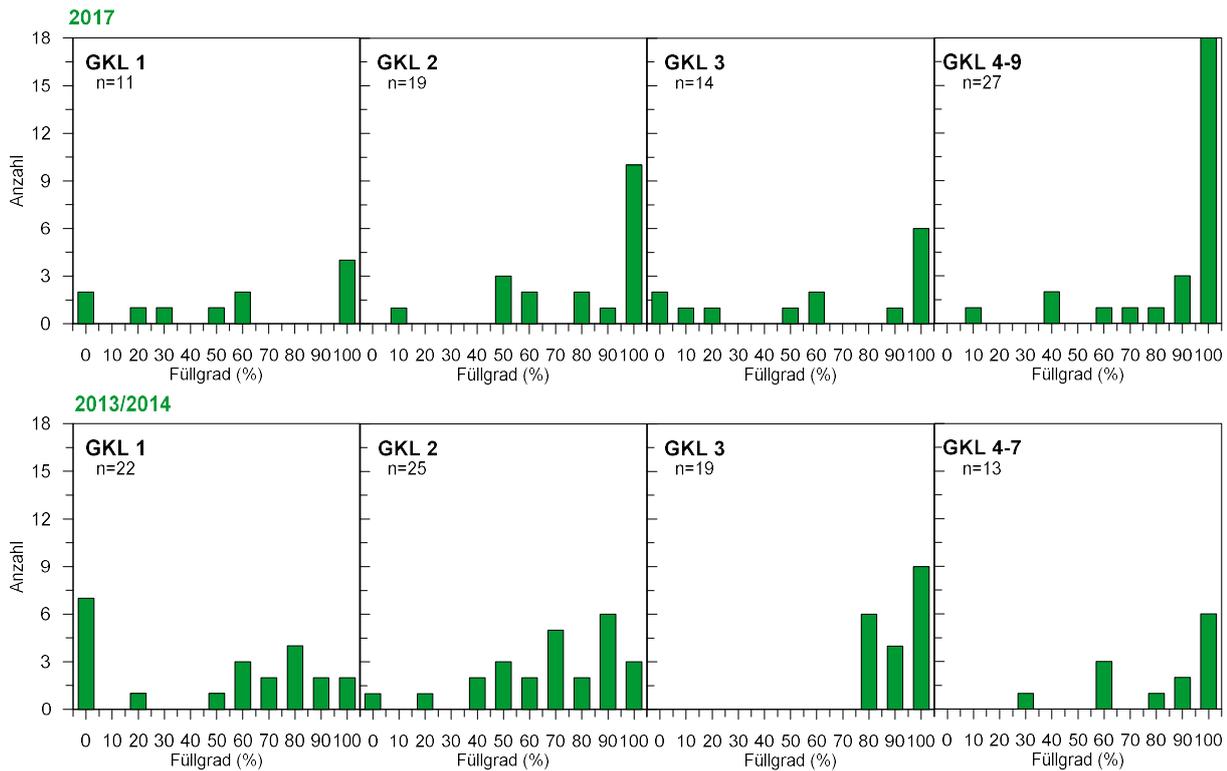


Abbildung 44. Füllgrad des Darms von 0+ Lauben in den verschiedenen Größenklassen (GKL 1–8) im Neusiedler See im Jahr 2017 (oben) und der Jahre 2013/2014 (unten). In den einzelnen Größenklassen (GKL) wurden Individuen mit folgenden Totallängen (mm) zusammengefasst: GKL 1 = 0–10 mm, GKL 2 = 11–20 mm, GKL 3 = 21–30 mm, GKL 4–9 = 31–85 mm.

Die Menge der aufgenommenen Nahrung lag 2017 zwischen 0,5 und 5792 μg (Trockengewicht) und wies damit eine größere Bandbreite als 2013/2014 auf (3–3528 μg). Hier gilt es aber zu berücksichtigen, dass 2017 auch deutlich größere Lauben untersucht wurden. Die größte untersuchte Laube wies 2013/2014 eine Totallänge von 65 mm auf, während 2017 Tiere bis zu einer Größe von 85 mm analysiert wurden. Ebenfalls eine gute Übereinstimmung zeigte sich mit der Studie aus den Jahren 1991 und 1992 (Hain 2002), wo zwischen März und Juni die mittleren Darminhalte zwischen 0,5 und 4 mg lagen. Im Juli und August, als auch die Größe der Tiere zunahm, stieg die mittlere aufgenommene Biomasse auf über 9 mg (1991) bzw. 5 mg (1992) an.

Wie schon bei den Sichlingen, war auch bei den 0+ Lauben ein enger Zusammenhang zwischen der Größe bzw. dem Gewicht der Fische und der Menge der aufgenommenen Nahrung gegeben (Abbildung 45). Das Bestimmtheitsmaß der Regression sank allerdings in der Analyse der Daten von 2017 gegenüber jener von 2013/2014 leicht ab. Dies dürfte vor allem an den Tieren mit Totallängen zwischen 15 und 27 mm (entspricht einem Gewicht der 0+ Lauben von 20–130 mg TG) liegen, die 2017 deutlich größere Abstände zur Regressionsgeraden aufweisen als 2013/2014. Auch im direkten Vergleich der Darminhalte der einzelnen Größenklassen wiesen die Lauben der Größenklassen 2 und 3 im Jahr 2017 signifikant

geringere Darminhalte auf als 2013/2014 (Mann-Whitney-Test GKL 3: $p < 0,03$, GKL 2: $p < 0,06$).

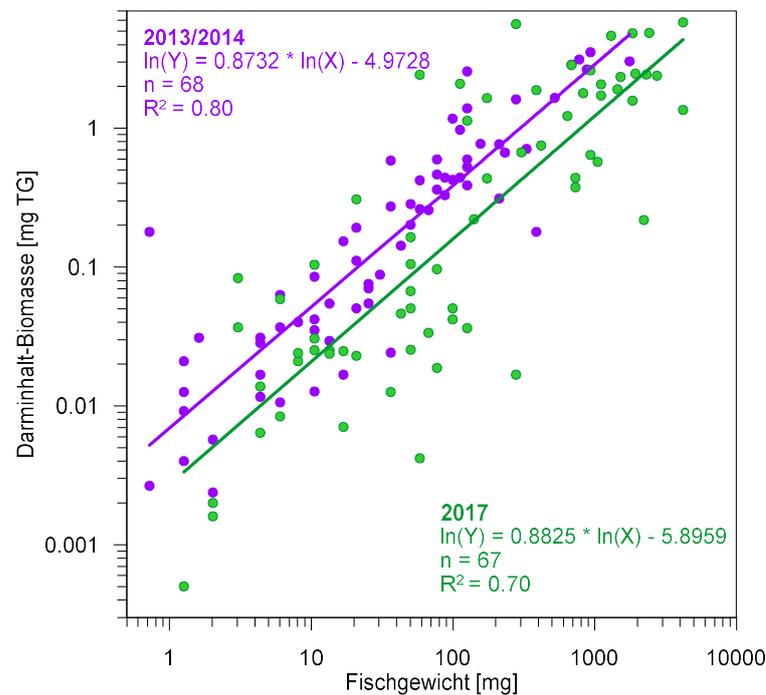


Abbildung 45. Zusammenhang (dargestellt als Regression) zwischen dem Gewicht der 0+ Lauben (in mg) und der von diesen aufgenommenen Biomasse (in mg Trockengewicht TG) im Neusiedler See in den Jahren 2013/2014 und 2017.

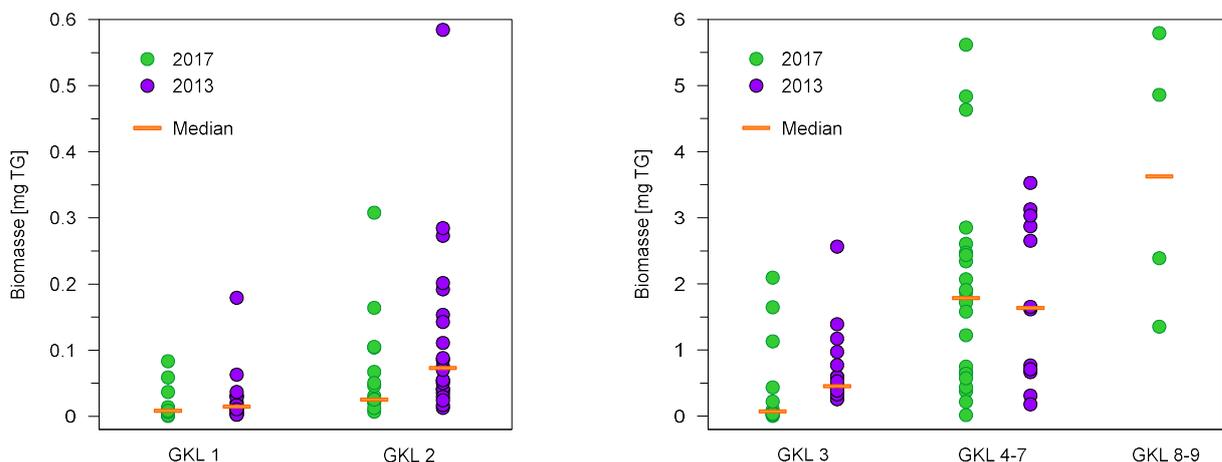


Abbildung 46. Vergleich der aufgenommenen Biomasse in mg Trockengewicht (TG) aufgetrennt nach den unterschiedlichen Größenklassen von 0+ Lauben im Neusiedler See in den Jahren 2013/2014 und 2017.

Den Hauptanteil der Nahrung der planktivoren 0+ Lauben nahmen mit knapp 70% (Biomasseanteil) Cladoceren ein. Unter diesen wurde *Diaphanosoma mongolianum* (54%) bevorzugt (Abbildung 46). Diese Art macht damit in einem noch größerem Ausmaß als bei

den 0+ Sichlingen den größten Anteil der Nahrung aus. Der Anteil der aufgenommenen Copepoden ist mit 7% hingegen deutlich geringer als beim Sichling (21%). In ähnlichem Ausmaß (rund 10%) wie beim Sichling wurde der Anflug als Nahrungsquelle genutzt. Im Vergleich dazu stellte der Anflug 2013/2014 bei der Laube eine etwas wichtigere Komponente dar als beim Sichling. Dies deckte sich weitgehend mit den Untersuchungen von 1991 und 1992, allerdings ist der Anteil der Copepoden deutlich höher. Eine ähnliche Nahrungszusammensetzung gibt auch Filka (1988) im Wallersee an.

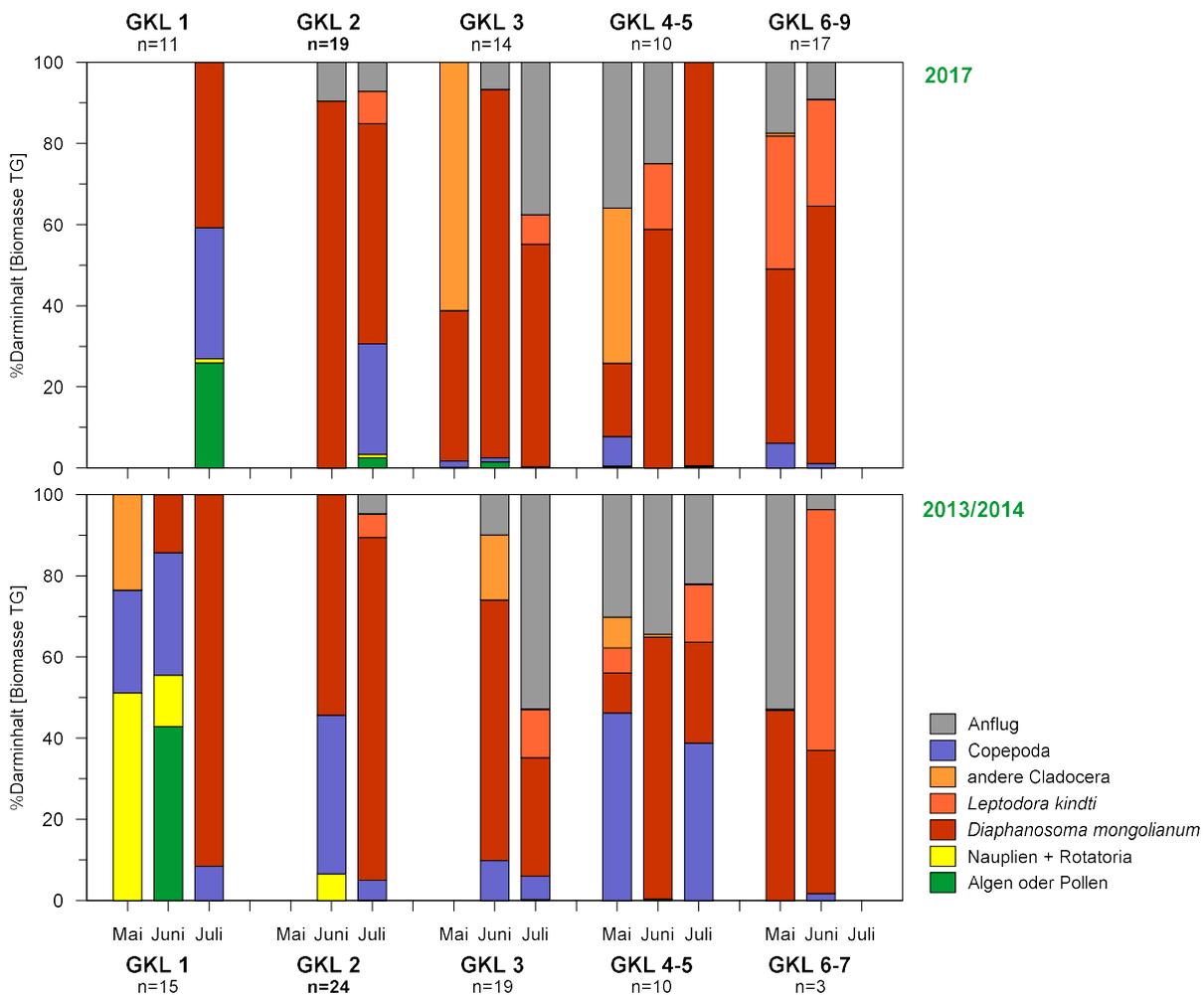


Abbildung 47. Monatliche mittlere Nahrungszusammensetzung von 0+ Lauben in den verschiedenen Größenklassen (GKL 1–7) im Neusiedler See in den Jahren 2017 (oben) sowie 2013 und 2014 (unten). In den einzelnen Größenklassen (GKL) wurden Individuen mit folgenden Totallängen (mm) zusammengefasst: GKL 1 = 0–10 mm, GKL 2 = 11–20 mm, GKL 3 = 21–30 mm, GKL 4–7 = 31–70 mm.

3.6.5 Vergleichende Analyse

Die Nahrungsanalysen der Monitoring-Saison 2016 brachten folgende Ergebnisse:

- Anhand von presence/absence-Daten unterschied sich das Nahrungsspektrum von 0+ Sichlingen und Lauben deutlich von jenem der Barschartigen
- Mittels nMDS (non-metric multidimensional scaling) ließen sich Jungfische vom Mai/Juni in ihrer Ernährung deutlich von solchen unterscheiden, die im Juli gefangen wurden.
- Eine signifikante Trennung von Jungfischen aus den Bereichen „Illmitz“ und „Süden“ anhand des Ernährungsverhaltens war nicht möglich. Sehr wohl hingegen unterschieden sich unterschiedlich große (d.h. unterschiedlich weit entwickelte) Jungfische nach der aufgenommenen Nahrung.

Mit den Analysen der Jahre 2017 und 2018 wurde der Datensatz deutlich erweitert. Ziel der fortgesetzten Untersuchungen war eine Absicherung der Befunde der Vorjahre sowie die Überprüfung auf mögliche Unterschiede im Nahrungsspektrum in unterschiedlichen Jahren. Die Analysen konzentrierten sich auf die quantitativ bedeutenden Arten Laube und Sichling.

Abbildung 48 zeigt eine Ähnlichkeitsanalyse (nMDS), bei der die beiden genannten Arten farblich unterschieden wurden. Jedes Symbol entspricht dabei einem Individuum bzw. einer Nahrungsanalyse. Wie ersichtlich, besteht eine hohe Überlappung der beiden Arten. Auf Ebene der unterschiedenen Nahrungseinheiten (*Arctodiaptomus*, Cyclopoida Copepodit, Nauplien, *Diaphanosoma*, *Leptodora*, sonstige Cladocera, Rotatorien, Harpacticoida, pflanzliche Bestandteile, Anflug) und ohne Unterscheidung von Zeitpunkt und Ort des Fangs war keine Differenzierung der analysierten Jungfische möglich.

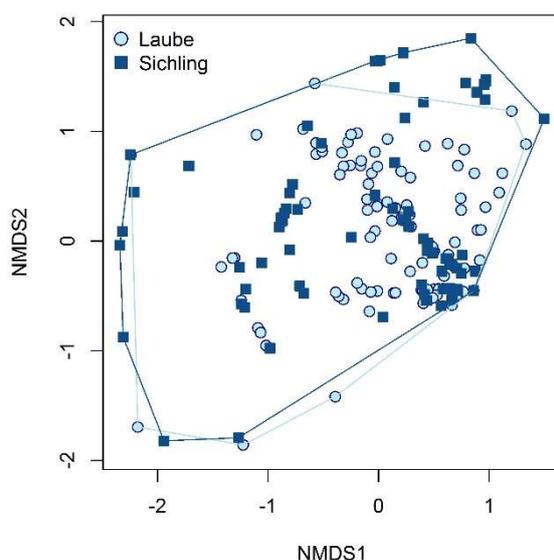


Abbildung 48. nMDS-Plot auf Basis der (arcsin-transformierten) relativen Anteile der Haupt-Nahrungskomponenten von 241 0+ Lauben und 0+ Sichlingen. *Stress* = 0.139.

Die weiteren Analysen wurden separat für die beiden Fischarten durchgeführt. In den nMDS-Plots sind dabei verschiedene Gruppen unterschieden, zunächst nach räumlichen Kriterien (Bereiche Illmitz und Süden, Abbildung 49), anschließend nach zeitlichen Kriterien (Jahr, Monat, Größenklasse = saisonales Wachstum, Abbildung 50).

Die farbliche Differenzierung ermöglicht eine erste Einschätzung, ob sich die Jungfische der jeweiligen Gruppen hinsichtlich ihrer Ernährung unterscheiden. Bei den räumlichen Gruppen (Illmitz *versus* Süden und offener See *versus* Schilfrand) überlappen die Punktwolken deutlich (Abbildung 49). Dies legt auf den ersten Blick den Schluss nahe, dass sich die Nahrungszusammensetzung der Jungfische in den verschiedenen räumlichen Teilbereichen des Sees nicht merklich unterscheidet.

Im Gegensatz dazu lässt die Ähnlichkeitsanalyse bei der farblichen Differenzierung nach den zeitlichen Gruppen offensichtliche, nicht überlappende Cluster erkennen (Abbildung 50). Bei beiden Arten fallen vor allem die saisonalen Unterschiede ins Auge, einerseits anhand der Monatsgruppen, andererseits anhand der Größenklassen, welche das Wachstum der Jungfische und damit ebenfalls saisonale Veränderungen verdeutlichen. Beim Sichling scheinen darüber hinaus auch Unterschiede zwischen den Jahren gegeben zu sein. Dieser Befund könnte auch nur scheinbar reale Unterschiede widerspiegeln. Es ist denkbar, dass sich darin nur verschiedene Größenklassen widerspiegeln, die in den Analysen nicht gleichmäßig auf die verschiedenen Jahre verteilt waren (vgl. Abbildung 50 unten sowie Tabelle 2).

Die statistische Analyse bestätigt zumindest teilweise den grafischen Eindruck. Der Output aus R für die Gesamtanalyse ist in Tabelle 15 zusammengefasst, die getrennt für Laube und Sichling durchgeführte Analysen in Tabelle 16 und Tabelle 17.

Die Analyse über beide Arten gemeinsam verdeutlicht zunächst, dass – ungeachtet anderer erklärender Faktoren – auch ein artspezifischer Unterschied in der Nahrungszusammensetzung der Junglauben und Jungsichlinge besteht. Nach den Balkendiagrammen zu schließen, dürften die etwas höheren Anteil an *Leptodora kindti* und anderen Cladoceren (außer *Diaphanosoma mongolianum*) dafür verantwortlich sein. Weiters ist bei der Variable „Bereich“ ein, wenn auch schwacher, so doch signifikanter Unterschied in der Nahrungszusammensetzung erkennbar, womit die statistische Analyse dem ersten Eindruck aus der nMDS widerspricht. Etwas deutlicher fällt das Ergebnis wiederum bei der Variable „Habitat“ und v.a. bei den zeitlichen Variablen aus.

Die getrennt für Laube und Sichling durchgeführten Analysen lassen erkennen, dass Unterschiede in der Nahrungszusammensetzung vor allem zwischen Jungfischen vom offenen See und vom Schilfrand bestehen, weiters zwischen YOY, die zu verschiedenen Zeitpunkten gefangen wurden. Das bestätigt die bereits in den Balkendiagrammen (Abbildung 43, Abbildung 47) anschaulich dargestellte Veränderung der Nahrungszusammensetzung unterschiedlicher Größenklassen.

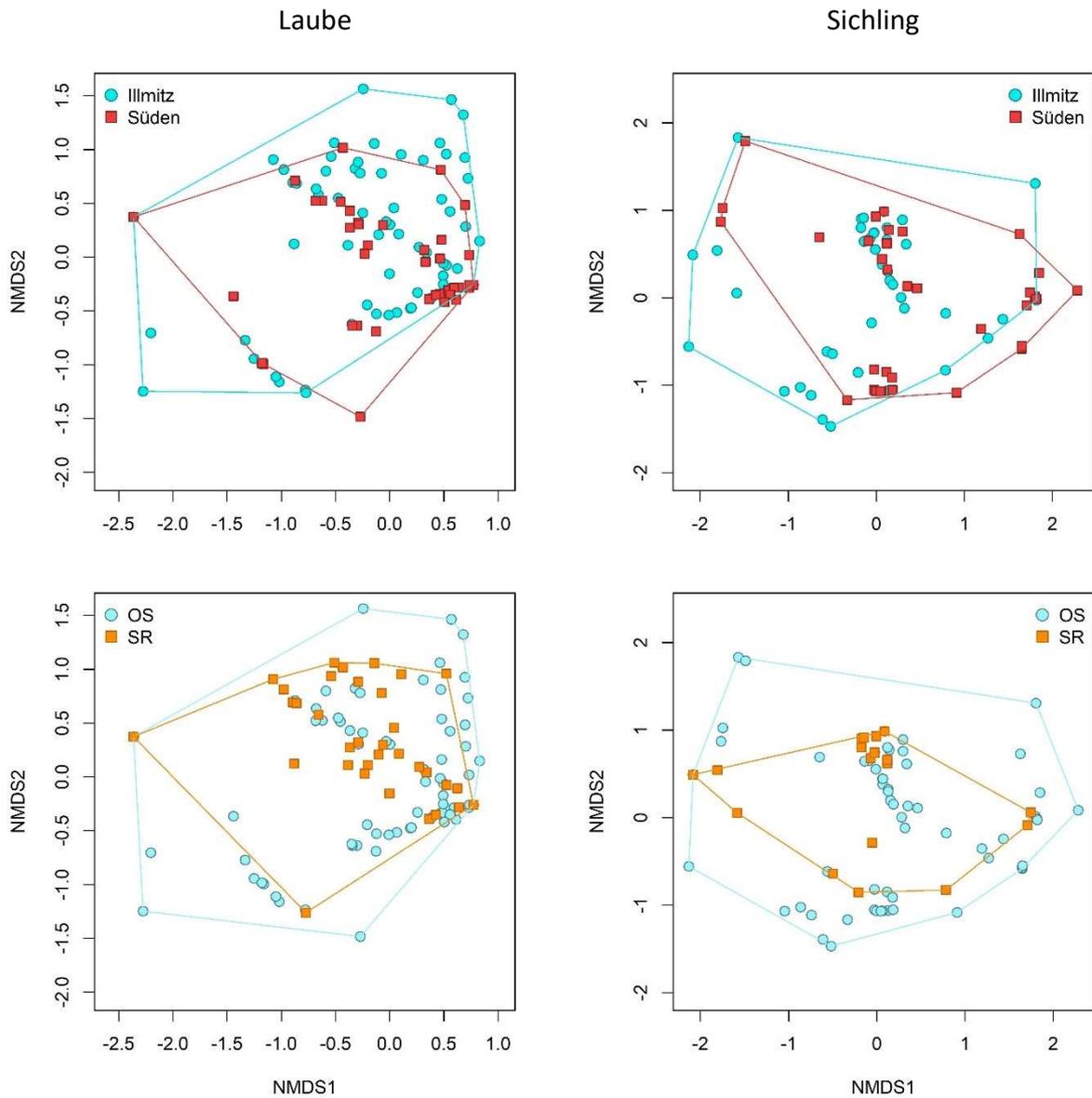


Abbildung 49. nMDS-Plot auf Basis der (arcsin-transformierten) relativen Anteile der Haupt-Nahrungskomponenten von 138 0+ Lauben (links, *Stress* = 0.134) und 103 0+ Sichelhing (rechts, *Stress* = 0.110). Farbliche Differenzierung nach den Bereichen Illmitz und Südteil (oben) sowie nach den Habitaten offener See und Schilfrand (unten).

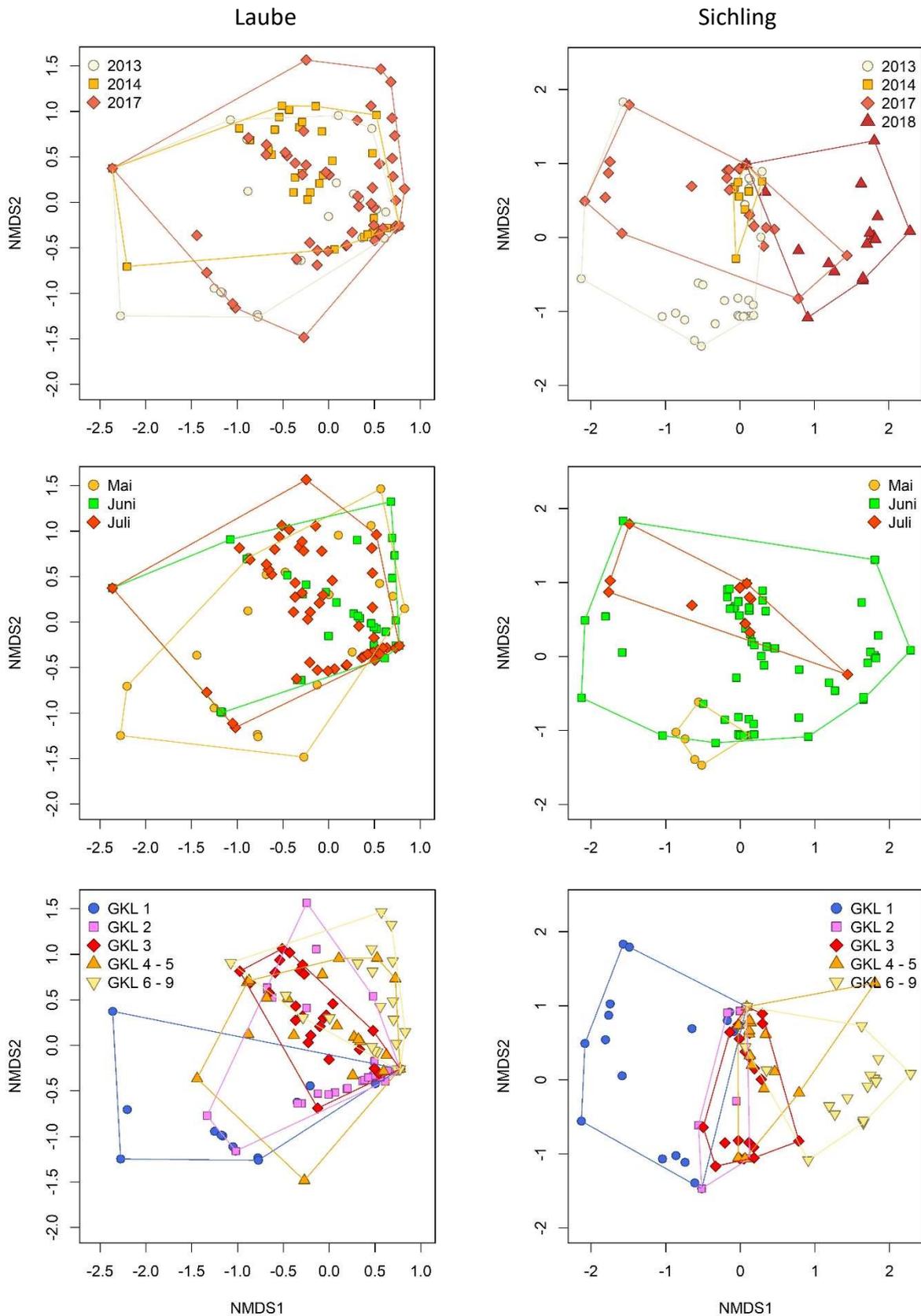


Abbildung 50. nMDS-Plot auf Basis der (arcsin-transformierten) relativen Anteile der Hauptnahrungskomponenten von 138 0+ Lauben (links, $Stress = 0.134$) und 103 0+ Siblings (rechts, $Stress = 0.110$). Farbliche Differenzierung nach Jahren (oben), Monaten (Mitte) und Größenklassen (unten).

Tabelle 15. Ergebnis der ANOVA für die kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) der Daten der Nahrungsanalysen von 241 Jungfischen von Laube und Sichling im Neusiedler See in den Jahren 2013 bis 2018. Erklärende Variablen: Art, Bereich (Illmitz, Süden), Habitat (OS, SR), Jahr (2013, 2014, 2017, 2018), Monat (Mai, Juni, Juli) und Größenklasse (bis 10 mm, 10–20 mm, 20–30 mm, 30–40 mm, 40–60 mm, >60 mm). * ... $p < 0.05$, ** ... $p < 0.01$, *** ... $p < 0.001$.

Permutation test for cca under reduced model
 Marginal effects of terms
 Permutation: free
 Number of permutations: 999

Model: cca(formula = Ng ~ Art + Bereich + Habitat + Jahr + Monat + GK, data = expl.m, scale = F)

	Df	ChiSquare	F	Pr(>F)	
Art	1	0.0693	4.5803	0.001	***
Bereich	1	0.0315	2.0803	0.028	*
Habitat	1	0.0471	3.1090	0.003	**
Jahr	1	0.1015	6.7094	0.001	***
Monat	1	0.1313	8.6757	0.001	***
GK	1	0.3233	21.3596	0.001	***
Residual	234	3.5415			

Tabelle 16. Ergebnis der ANOVA für die CCA der Daten der Nahrungsanalysen von 138 0+ Lauben im Neusiedler See in den Jahren 2013 bis 2017.

Permutation test for cca under reduced model
 Marginal effects of terms
 Permutation: free
 Number of permutations: 999

Model: cca(formula = Ng.Lau ~ Art + Bereich + Habitat + Jahr + Monat + GK, data = expl.Lau.m, scale = F)

	Df	ChiSquare	F	Pr(>F)	
Art	0	0.00000	Inf		
Bereich	1	0.04107	1.7597	0.068	.
Habitat	1	0.09175	3.9312	0.001	***
Jahr	1	0.05582	2.3918	0.011	*
Monat	1	0.21772	9.3283	0.001	***
GK	1	0.27747	11.8884	0.001	***
Residual	132	3.08078			

Tabelle 17. Ergebnis der ANOVA für die CCA der Daten der Nahrungsanalysen von 104 0+ Sichlingen im Neusiedler See in den Jahren 2013 bis 2018.

Permutation test for cca under reduced model
 Marginal effects of terms
 Permutation: free
 Number of permutations: 999

Model: cca(formula = Ng.Si ~ Art + Bereich + Habitat + Jahr + Monat + GK, data = expl.Si.m, scale = F)

	Df	ChiSquare	F	Pr(>F)	
Art	0	0.0000			
Bereich	1	0.0379	1.1187	0.356	
Habitat	1	0.0690	2.0365	0.040	*
Jahr	1	0.1922	5.6746	0.001	***
Monat	1	0.3459	10.2129	0.001	***
GK	1	0.3624	10.6991	0.001	***
Residual	97	3.2857			

3.6.6 Resümee

Die Nahrungsanalysen an 0+ Fischen ergeben ein umfassende und gutes Gesamtbild zum Ernährungsverhalten der dominierenden planktivoren Arten Laube und Sichling. Teilweise bestätigen die Ergebnisse frühere Befunde und sichern diese damit ab, teilweise erweitern sie unser Wissen.

Vorherrschende Nahrungsquelle der beiden genannten Arten ist das Crustaceen-Plankton und hier vor allem der Blattfußkrebs *Diaphanosoma mongolianum* und der Ruderfußkrebs *Arctodiaptomus spinosus*. Daneben werden *Leptodora kindti*, andere Cladoceren (s.l.), Anflug und bei kleineren Jungfischen auch Rädertiere, Algen und Pollen gefressen. Die gute Korrelation zwischen der Menge der aufgenommenen Nahrung und der Größe der Fische bietet eine Grundlage für weiterführende Auswertungen und Überlegungen zur Rolle der Jungfische im Nahrungsnetz des Neusiedler Sees.

Die statistische Analysen zeigten – unabhängig von räumlichen und zeitlichen Faktoren – art-spezifische Unterschiede zwischen 0+ Lauben und Sichlingen hinsichtlich ihrer Ernährung. Daneben konnte zwischen Jungfischen vom offenen See und vom Schilfrand sowie zwischen Jungfischen aus verschiedenen Monaten ein signifikanter Unterschied der Nahrungszusammensetzung festgestellt werden. Der Befund von zeitlichen Verschiebungen im Ernährungsverhalten kann als Folge des Wachstums der Jungfische und damit der verbesserten Fähigkeit zur Aufnahme größerer Nahrungspartikel interpretiert werden. Daneben dürften auch saisonale Veränderungen im Nahrungsangebot eine Rolle spielen.

3.7 Gesamtresümee

Die Aufnahmen der Jahre 2017 (Jungfisch-, Netz- und Elektrobefischungen) und 2018 (Jungfischbefischungen) ergeben ein umfassendes Gesamtbild zum Status Quo der Fischpopulationen im Nationalpark des Neusiedler Sees. Ein Teil der Erhebungen fand in der Naturzone des Nationalparks, ein Teil auf Höhe von Illmitz und damit (im offenen Seebereich) auch außerhalb der Grenzen des Nationalparks statt. Keine neueren Befunde liegen vom Nordteil des Sees vor, der zwar ebenfalls außerhalb des Nationalparks liegt, aber über die freie Wasseroberfläche naturgemäß mit diesem in Verbindung steht.

Die Erkenntnisse der letzten beiden Jahre ermöglichen statistische Auswertungen über einen längeren Zeitraum, da die Befischungsmethoden in die vergangenen ein bis zwei Jahrzehnten die gleichen geblieben sind. Dieser Umstand kompensiert ein nicht übersehbares Defizit des vorliegenden Monitoringprogramms, nämlich die – für die Größe des Sees und des Nationalparks – doch recht geringe Anzahl an Untersuchungsterminen bzw. die Beschränkung auf

ausgewählte Bereiche. Mit der Auswertung längerer Zeitreihen gewinnen die Befunde an Sicherheit und erlauben zudem die Analyse von zeitlichen Trends.

Ein Schwerpunkt der jüngsten Untersuchungen waren die Jungfischerhebungen sowie die Nahrungsanalysen der dominanten Arten Laube und Sichling. Die Daten eröffnen Möglichkeiten für weiterführende Auswertungen zur Rolle der planktivoren Fische im Nahrungsnetz des Neusiedler Sees. Das erscheint vor allem deshalb von großer Bedeutung, als die pelagische Fischlebensgemeinschaft des Neusiedler Sees in den letzten Jahrzehnten einen Verschiebung der Dominanzverhältnisse erfahren hat. Die Abnahme des Sichlings ist sowohl bei den Adultfängen (mit Vorbehalt angesichts einer leichten Zunahme von 2017 auf 2018) als auch bei den Jungfischen zu beobachten.

Nachdem die Untersuchungen der letzten Jahre vorrangig im offenen See durchgeführt wurden, sollten die Aufnahmen der kommenden Jahre wieder ein verstärktes Augenmerk auf den Schilfgürtel legen. Eine zentrale Frage in diesem Bereich ist jene nach der Rolle von Fischen als Nahrungsquelle für fischfressende Vögel wie zum Beispiel den Silberreiher; die letzte diesbezügliche Untersuchung von Nemeth et al. (2003) stammt von Mitte der 1990er Jahre und wurde damals bei sehr hohen Wasserständen durchgeführt. Die Situation bei mittleren und niedrigen Wasserständen ist hingegen nur unzureichend dokumentiert. Dieses Wissensdefizit sollte nicht zuletzt angesichts von *global warming* und der zunehmenden Verlandung des Schilfgürtels in den nächsten Jahren beseitigt werden.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Monitoringumfang und Methodik

Nach Abschluss der Freilandarbeiten und ersten Auswertung wurde Ende 2017 ein Tätigkeitsbericht vorgelegt, der Zwischenergebnisse des aktuellen Monitoringprojekts beinhaltet. Der vorliegende Endbericht schließt das fischökologische Monitoring 2017–2018 ab.

Das Untersuchungsprogramm für das Jahr 2017 umfasste im Frühjahr Jungfischerhebungen und im Herbst Netz- und Elektrobefischungen. 2018 fanden lediglich Jungfischerhebungen im Frühsommer/Sommer statt. Einen Schwerpunkt bildeten weiters die Nahrungsanalysen an Jungfischen (Sichling und Laube).

Faunistik

In faunistischer Hinsicht decken sich die Aufnahmen der Jahre 2017 und 2018 weitgehend mit jenen der Vorjahre. Erstmals wurde allerdings 2017 der Marmorkarpfen im Rahmen des fischökologischen Monitorings nachgewiesen; die Art war von Berufsfischern aus dem See bekannt. Der seit 2014 für den See belegte Wolgazander wurde auch 2017/2018 wieder gefangen, ebenso die seit 2016 (wieder) nachgewiesene Marmorierete Grundel. Hervorzuheben ist der neuerliche Nachweis des Schlammpeitzgers im Bereich der Wulka-Mündung.

Adultfänge

Die Multimaschen-Kiemennetz-Befischungen des Jahres 2017 belegen neuerlich die Dominanz der Laube im offenen See des Neusiedler Sees. Über alle Erhebungen in der Zeitreihe 2004 bis 2017 reihen sich hinsichtlich der Individuendichte nach der Laube die Arten Güster, Sichling und Zander. Der Sichling war im offenen See in signifikant höheren Dichten anzutreffen als am Schilfrand, während Güster, Rotaugen, Rotfeder und Giebel am Schilfrand mit höheren Fangzahlen vertreten waren.

Die Dichten des Sichlings nahmen zwischen 2004 und 2016 signifikant ab. Von 2016 auf 2017 stiegen die CPUE-Werte wieder leicht an, d.h. der Abwärtstrend setzte sich im letzten Untersuchungsjahr nicht fort.

Größen- und Altersverteilung

Die Analyse der Längenfrequenzverteilungen lässt über die Jahre hinweg ähnliche Muster bei verschiedenen Fischarten erkennen. Dies legt den Schluss nahe, dass die gleichen äußeren Umweltfaktoren (z.B. Temperaturentwicklung im Frühjahr) den Reproduktionserfolg verschiedener Arten beeinflussten.

Beim Zander ist anhand der Größenverteilung, unterstützt durch die Altersanalysen mittels Otolithen, eine gute Reproduktion erkennbar. Die Population setzt sich überwiegend aus jüngeren Altersstadien zusammen. Der geringe Anteil älterer Tiere könnte ein Hinweis auf

einen starken Befischungsdruck sein. Das Wachstum des Zanders ist im Literaturvergleich für die ersten Jahre eher schwach, danach steigt die Wachstumskurve jedoch deutlich steiler an als in Vergleichspopulationen.

Jungfischdichten

Die mittleren Fangzahlen in den Monaten Mai bis Juli der Jahre 1992 bis 2018 lagen zumeist innerhalb einer Brandbreite von rund 25 bis 100 Ind./50 m³ im offenen See, am Schilfrand wurden zumeist Dichten zwischen rund 100 und 300 Ind./50 m³ festgestellt.

Die dominierende Art unter den Jungfischen ist die Laube; vergleichsweise gering waren in den letzten Jahren die Dichten von Sichling und Zander. Die Gesamtfangzahlen am Schilfrand liegen signifikant über jenen im offenen See. Zwischen den beiden Bereichen Höhe Illmitz und Südteil (Naturzone) konnte kein signifikanter Unterschied der 0+ Dichten nachgewiesen werden.

Die zeitliche Variabilität der Fischdichten ist (auch methodisch bedingt) sehr hoch und beträgt zwei bis drei Zehnerpotenzen. Entsprechend schwer lassen sich zeitliche Trends mit ausreichender statistischer Sicherheit nachweisen. Ein gesicherter Trend bei der Gesamtdichte der Jungfische ist aus den Daten nicht abzuleiten, wenngleich sich die verschiedenen Jahre markant hinsichtlich der Abundanzen unterscheiden und nach dem Jahr 2000 tendenziell höhere Dichten zu beobachten waren als 1991/1992. Im Gegensatz dazu zeigen die Dichten der 0+ Sichlinge einen abnehmenden Trend, was eine vergleichbare Entwicklung bei den Adultfängen (Kiemennetze) bestätigt.

Nahrungsanalysen an Jungfischen

Vorherrschende Nahrungsquelle der beiden untersuchten Arten Sichling und Laube ist das Crustaceen-Plankton und hier vor allem der Blattfußkrebs *Diaphanosoma mongolianum* und der Ruderfußkrebs *Arctodiaptomus spinosus*. Daneben werden *Leptodora kindti*, andere Cladoceren (s.l.), Anflug und bei kleineren Jungfischen auch Rädertiere, Algen und Pollen gefressen. Die gute Korrelation zwischen der Menge der aufgenommenen Nahrung und der Größe der Fische bietet eine Grundlage für weiterführende Auswertungen und Überlegungen zur Rolle der Jungfische im Nahrungsnetz des Neusiedler Sees.

Die statistische Analysen zeigten – unabhängig von räumlichen und zeitlichen Faktoren – art-spezifische Unterschiede zwischen 0+ Lauben und Sichlingen hinsichtlich ihrer Ernährung. Daneben konnte zwischen Jungfischen vom offenen See und vom Schilfrand sowie zwischen Jungfischen aus verschiedenen Monaten ein signifikanter Unterschied der Nahrungszusammensetzung festgestellt werden. Der Befund von zeitlichen Verschiebungen im Nahrungsverhalten kann als Folge des Wachstums der Jungfische und damit der verbesserten Fähigkeit zur Aufnahme größerer Nahrungspartikel interpretiert werden. Daneben dürften auch saisonale Veränderungen im Nahrungsangebot eine Rolle spielen.

Gesamtresümee

Die Aufnahmen der Jahre 2017 und 2018 ergeben ein umfassendes Gesamtbild zum Status Quo der Fischpopulationen im Nationalpark des Neusiedler Sees. Da sich die Befischungsmethoden in die vergangenen ein bis zwei Jahrzehnten nicht geändert haben, sind statistische Auswertungen über einen längeren Zeitraum möglich. Dieser Umstand kompensiert den beschränkten zeitlich-räumlichen Umfang des fischökologischen Monitorings in den einzelnen Jahren.

Ein Schwerpunkt der jüngsten Untersuchungen waren die Jungfischerhebungen sowie die Nahrungsanalysen der dominanten Arten Laube und Sichling. Die gewonnenen Daten eröffnen Möglichkeiten für weiterführende Auswertungen zur Rolle der planktivoren Fische im Nahrungsnetz des Neusiedler Sees. Das erscheint vor allem deshalb von großer Bedeutung, als die pelagische Fischlebensgemeinschaft des Neusiedler Sees in den letzten Jahrzehnten eine Verschiebung der Dominanzverhältnisse erfahren hat. Die Abnahme des Sichlings ist sowohl bei den Adultfängen (mit Vorbehalt angesichts einer leichten Zunahme von 2017 auf 2018) als auch bei den Jungfischen zu beobachten.

Nachdem die Untersuchungen der letzten Jahre vorrangig im offenen See durchgeführt wurden, sollten die Aufnahmen der kommenden Jahre wieder ein verstärktes Augenmerk auf den Schilfgürtel legen. Eine zentrale Frage in diesem Bereich ist jene nach der Rolle von Fischen als Nahrungsquelle für fischfressende Vögel wie zum Beispiel den Silberreiher; die letzte diesbezügliche Untersuchung von Nemeth et al. (2003) stammt von Mitte der 1990er Jahre und wurde damals bei sehr hohen Wasserständen durchgeführt. Die Situation bei mittleren und niedrigen Wasserständen ist hingegen nur unzureichend dokumentiert. Dieses Wissensdefizit sollte nicht zuletzt angesichts von *global warming* und der zunehmenden Verlandung des Schilfgürtels in den nächsten Jahren beseitigt werden.

5 ZITIERTE LITERATUR

- Argillier, C., N. Poulet & P. Irz, 2004. Effect of meteorological conditions and water level fluctuations on the year-class strength of pikeperch (*Sander lucioperca* L.) and perch (*Perca fluviatilis* L.) in a French reservoir. *Ecohydrol & Hydrobiol* 4(4):441-448.
- Auer, B., 1995. Freilanduntersuchung zur Biologie der Jungfische des Sichlings (*Pelecus cultratus* L.) im Neusiedler See. Diss. Univ. Wien.
- Bates, D., M. Mächler, B. M. Bolker & S. C. Walker, 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67(1):1-48.
- Dinno, A., 2017. dunn.test: Dunn's test of multiple comparisons using rank sums. R package version 1.3.5. <https://CRAN.R-project.org/package=dunn.test>.
- Entz, B. & F. Lukacsovics, 1957. Untersuchungen im Winterhalbjahr an einigen Balaton-See-Fischen zwecks Feststellung ihrer Ernährungs, Wachstums- und Vermehrungsumstände. *Annal, Biol Tihany* 24:71-86.
- Filka, H., 1988. Zur Verteilung und Ernährungsbiologie der Laube *Alburnus alburnus* (L.) im Wallersee (Salzburg). Diss. Univ. Wien.
- Gassner, H. & D. Achleitner, 2008. Fischbestandserhebung des Neusiedlersees (2006). Studie i.A. des BMLFUW und in Zusammenarbeit mit der Biolog. Station Neusiedler See, Scharfling, 21 pp.
- Großschartner, M. & G. Wolfram, 2017. Neusiedler See: Monitoring Zooplankton 2017. Studie i.A. des Amtes der Bgld. Landesregierung und der AGN, Wien.
- Hain, A., 2002. Verteilung und Produktionsbiologie der 0+ Lauben (*Alburnus alburnus*, LINNÉ) (Cyprinidae) im Neusiedler See. Diss. Arb. Univ. Wien.
- Herzig, A., 1979. The zooplankton of the open lake. In Löffler, H. (ed) *Neusiedlersee – the limnology of a shallow lake in Central Europe Monographiae Biologicae* 37. Dr. W. Junk bv Publ., The Hague – Boston – London, 281-335.
- Herzig, A., E. Mikschi, B. Auer, A. Hain, A. Wais & G. Wolfram, 1994. Fischbiologische Untersuchung des Neusiedler See. *BFB-Bericht* 81:1-125.
- Herzig, A. & H. Winkler, 1983. Beiträge zur Biologie des Sichlings - *Pelecus cultratus* (L.). *Österreichs Fischerei* 36:113-128.
- Kuznetsova, A., P. B. Brockhoff & R. H. B. Christensen, 2016. lmerTest: Tests in linear mixed effects models. R package version 2.0-33. In. <https://CRAN.R-project.org/package=lmerTest>.
- Lammens, E. & W. Hoogenboezem, 1991. Diets and feeding behaviour. In Winfield, I. J. & J. S. Nelson (eds) *Cyprinid Fishes Systematics, biology and exploitation*. Chapman & Hall, London.
- Nemeth, E., G. Wolfram, P. Grubbauer, M. Rössler, A. Schuster, E. Mikschi & A. Herzig, 2003. Interaction between fish and colonial wading birds within reed beds of Lake Neusiedl, Austria. In Cowx, I. (ed) *Interactions between fish and birds: implications for management*. Fishing News Books. Blackwell Science, 139-150.
- O'Brien, W. J., B. Evans & C. Luecke, 1985. Apparent size choice of zooplankton by planktivorous sunfish: exception to the rule. *Env Biol Fish* 13:224-233.
- Oksanen, J., F. G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlenn, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens, E. Szoecs & H. Wagner, 2018. Vegan: Community Ecology Package. Package version 2.5–3, <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Pohlert, T., 2018. PMCMRplus: Calculate Pairwise Multiple Comparisons of Mean Rank Sums Extended. R package version 1.4.0. <https://CRAN.R-project.org/package=PMCMRplus>. In. <https://cran.r-project.org/web/packages/PMCMR/PMCMR.pdf> Accessed 31. Dezember 2018.

- R Core Team, 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. URL: [http://wwwR-project.org](http://www.R-project.org), Vienna, Austria.
- Wheeler, A., 1969. The fishes of the British Isles and North West Europe. MacMillan, London-Melbourne-Toronto.
- Wickham, H., 2009. ggplot2: elegant graphics for data analysis. Springer-Verlag, New York.
- Wolfram, G., E. Sigmund & G. Fürnweger, 2014. Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 2013. Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel, Wien, 55 pp.
- Wolfram, G., E. Sigmund & G. Fürnweger, 2015. Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 2014. Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel, Wien, 47 pp.
- Wolfram, G., E. Sigmund & G. Fürnweger, 2016. Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 2016. In: DWS Hydro-Ökologie GmbH Technisches Büro für Gewässerökologie und Landschaftsplanung, W. (ed) Fischökologisches Monitoring. Wien, 57.
- Wolfram, G., A. Wolfram & E. Mikschi, 2009. Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 2008. Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel, Wien, 60 pp.
- Wolfram, G., A. Wolfram & E. Mikschi, 2010. Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 2009 & Frühjahr 2010. Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel, Wien, 84 pp.
- Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. J. Walker, A. A. Saveliev & G. M. Smith, 2009. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Springer-Verlag, New York.